

**ÉVALUATION DU POTENTIEL TOXIQUE DES
EFFLUENTS DES STATIONS D'ÉPURATION
MUNICIPALES DU QUÉBEC**

RAPPORT FINAL

Préparé par :

- Ministère de l'Environnement du Québec
- Environnement Canada

Juillet 2001

Ce document a été rédigé dans le cadre des activités du volet Industriel et Urbain du programme Saint-Laurent Vision 2000 par le ministère de l'Environnement du Québec et par Environnement Canada.

Référence à citer :

Ministère de l'Environnement du Québec et Environnement Canada (2001). *Évaluation du potentiel toxique des effluents des stations d'épuration municipales du Québec – Rapport final*. Saint-Laurent Vision 2000, phase III – volet Industriel et Urbain. Rapport (136 pages) et annexes (222 pages).

Publié avec l'autorisation du ministre de l'Environnement
© Travaux publics et Services gouvernementaux Canada, 2001
Numéro de catalogue En40-626/2001F
ISBN 0-662-85623-6

(Also available in English under the following title *Toxic Potential Assessment of Municipal Wastewater Treatment Plant Effluents in Quebec – Final Report*)

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Rédaction :

Hélène Dufour
Isabelle Giroux
Isabelle Guay
Carole Lachapelle
Robert Tétreault

du ministère de l'Environnement du Québec

Manon Bombardier
Manon Harwood
Marc Villeneuve

d'Environnement Canada

Benoit Pigeon

de B.P. Conseiller

Collaboration :

Jean-Pierre Blouin
Guy Fortin
Paule Tremblay

du ministère de l'Environnement du Québec

Sylvie Roberge

d'Environnement Canada

Travaux d'échantillonnage :

Centre d'épuration Rive-Sud
Communauté urbaine de Montréal
Environnement E.S.A.
Roche
Sodexen

Travaux de laboratoire :

B.A.R. Environmental
Centre Saint-Laurent
Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CRÉALAB
Envirolab
Laboratoires Bodycote Technitrol
Laboratoire de Génie Sanitaire
Laboratoire de l'environnement LCQ

REMERCIEMENTS

Nous voudrions remercier les 15 municipalités pour leur participation au projet.

Nous tenons à remercier particulièrement les personnes suivantes :

- Jean-Pierre Jacques, surintendant Hygiène du milieu, Gaétan Chatel et Michel Touchette, surintendants de la station d'épuration, municipalité de Châteauguay ;
- Réjean Lévesque, directeur, Pierre Boulay, directeur adjoint opération, Jocelyn Boulay, surintendant Ingénierie de procédé et Pierre Purenne, ingénieur, station d'épuration de la CUM ;
- Jean-Paul St-Onge et Jean-Pierre Rousseau, surintendants, station d'épuration de la CUO ;
- Guy Préfontaine, directeur adjoint Assainissement des eaux, Daniel Lessard, chef de l'exploitation et Michel Joly de la station d'épuration Est de la CUQ ;
- Jean-Bernard Luneau, greffier, Johanne Lafleur, greffière, François Meunier, surintendant et Normand Plouffe, municipalité de Farnham ;
- Alain Lalumière, surintendant, station d'épuration de Jonquière ;
- Gilbert Samson, secrétaire-trésorier, Serge Blanchard, surintendant, et Benoît Dumont, Régie d'assainissement des eaux du bassin de La Prairie ;
- Guy Dépatie et Maurice Allard, municipalité de Longueuil, Jean-Guy Cadorette, directeur général et Richard Gélinau, Centre d'épuration Rive-Sud (Longueuil) ;
- Georges Blouin, surintendant, station d'épuration de Magog ;
- Rolland Gascon, secrétaire-trésorier, Réal Blouin et Serge Fontaine, municipalité de Martinville ;
- Dany Dallaire, secrétaire-trésorier, André Claveau et Robin Côté, municipalité de Saint-Gédéon ;
- André Croisetière, secrétaire-trésorier, François Proulx et Yves Veilleux, municipalité de Cookshire ;
- Hélène Renaud, secrétaire-trésorier et Roger Bernard, directeur Service des travaux publics, municipalité de Saint-Joseph-de-Beauce ;
- Lise Houle, secrétaire-trésorier et Ivan Cork, municipalité de Sawyerville ;
- Jacques Hamel, secrétaire-trésorier et Michel Demers, municipalité de Warwick.

Un merci tout spécial à Pierre Purenne de la station d'épuration de la CUM et Richard Gélinau du Centre d'épuration Rive-Sud, et leurs équipes, pour l'échantillonnage effectué pour l'analyse des pesticides.

RÉSUMÉ

CONTEXTE DE L'ÉTUDE

D'importants moyens financiers et techniques ont été mis en œuvre depuis plus de 20 ans afin de récupérer les usages des cours d'eau du Québec. Environ sept milliards de dollars ont été dépensés dans le cadre du *Programme d'assainissement des eaux du Québec* (PAEQ) et du *Programme d'assainissement des eaux municipales* (PADEM). Ces programmes ont permis de raccorder à une station d'épuration 98 % de la population desservie par un réseau d'égouts. Les tendances observées dans les cours d'eau et l'évolution temporelle des charges suggèrent que les interventions d'assainissement des eaux réalisées depuis 1979 ont eu des effets positifs sur la qualité de l'eau des rivières du Québec. L'analyse des séries chronologiques des nitrites-nitrates, de l'azote ammoniacal, du phosphore total, de la turbidité et des coliformes fécaux révèle une prépondérance de tendances à la baisse. Les charges en demande biochimique en oxygène (DBO₅) et en matières en suspension (MES) provenant des eaux usées municipales sont également en baisse.

Malgré l'amélioration de la qualité des eaux rejetées dans les cours d'eau suite à la réalisation du PAEQ et du PADEM, il est possible que certains effluents municipaux présentent un potentiel toxique pour certaines espèces aquatiques. Les effluents municipaux peuvent aussi contenir des substances persistantes et bioaccumulables pouvant dégrader la qualité des tissus des organismes aquatiques qui y sont exposés.

Des études et des tests de toxicité effectués sur les effluents de stations d'épuration municipales un peu partout en Amérique du Nord ont révélé que plusieurs étaient toxiques. Certains effluents étaient fortement toxiques, causant la mort d'organismes en peu de temps (toxicité létale aiguë). D'autres avaient des effets à plus long terme (toxicité chronique). Ces études ont établi que la désinfection au chlore et la présence d'azote ammoniacal à des concentrations élevées étaient des causes généralisées importantes de la toxicité mesurée. Dans le cas de l'azote ammoniacal, la toxicité se produisait surtout l'hiver lorsque la nitrification est réduite. Le sulfure d'hydrogène a été identifié comme une cause additionnelle de la toxicité dans les étangs non aérés. D'autres substances comme les métaux, les surfactants et certains composés organiques pouvaient également contribuer à la toxicité des effluents municipaux. Au Québec, la problématique de la toxicité des effluents municipaux était moins bien connue puisque peu de tests de toxicité avaient été réalisés.

À la lumière de ces informations, et compte tenu de l'état d'avancement des programmes d'assainissement au Québec, le ministère de l'Environnement du Québec décidait en 1993 de former un comité dont le mandat était de déterminer les moyens à utiliser pour évaluer le potentiel toxique des effluents des stations d'épuration municipales du Québec. Le comité a d'abord conclu que bien peu de stations au Québec pouvaient présenter une toxicité due à la désinfection au chlore puisque seules deux stations utilisaient encore la chloration à cette époque,

méthode remplacée depuis par une désinfection aux ultraviolets. Le comité a également conclu que plusieurs stations, principalement des étangs aérés en hiver, pouvaient présenter des risques de toxicité dus à la présence de fortes concentrations d'azote ammoniacal.

Les recommandations du Comité étaient de procéder à la caractérisation des effluents de 15 stations d'épuration municipales, sélectionnées pour être représentatives non seulement de l'ensemble des principaux procédés de traitement existants au Québec, mais aussi des différentes conditions d'opération (i.e. avec et sans déphosphatation chimique; avec et sans apport industriel important). Il recommandait aussi que cette campagne soit réalisée à deux périodes différentes, soit en conditions d'opération hivernales et estivales.

La mise en œuvre de la campagne de caractérisation et la production de la présente étude ont été réalisées par le biais de l'entente d'harmonisation Québec-Canada : le programme *Saint-Laurent Vision 2000* (SLV 2000).

OBJECTIFS ET LIMITES D'INTERPRÉTATION DE L'ÉTUDE

L'objectif de l'étude était d'obtenir un portrait global et représentatif du potentiel toxique des rejets des stations d'épuration municipales, c'est-à-dire évaluer la toxicité des effluents non dilués sans tenir compte des particularités des milieux récepteurs ou de la charge rejetée. L'approche utilisée permet de comparer les effluents municipaux sur une base commune de façon à :

- évaluer la toxicité (aiguë et chronique) des rejets d'eaux usées traitées des stations d'épuration municipales à l'effluent (en bout de tuyau);
- mettre en évidence les substances susceptibles d'être à l'origine de la toxicité mesurée;
- identifier les causes communes de la toxicité et l'effet de certains facteurs pouvant influencer la toxicité à l'effluent.

Cette approche ne permet toutefois pas de faire un lien de cause à effet entre la toxicité mesurée et les effets potentiels sur le milieu. En effet, la toxicité de divers contaminants peut être modifiée en raison de certaines caractéristiques environnementales du milieu récepteur telles que la dureté, le pH, la température, la présence d'autres substances, la dégradation de produits parents en produits plus ou moins toxiques, la santé des populations présentes, etc. Pour évaluer l'impact appréhendé d'un effluent sur son milieu récepteur, il faut considérer, en plus des concentrations, les charges rejetées ainsi que les caractéristiques physiques (débit, hydrodynamisme, zones de déposition) et chimiques du milieu récepteur spécifique.

L'étude s'est limitée à l'aspect toxicité des effluents sans tenir compte des autres impacts possibles occasionnés par le rejet d'eaux usées municipales dans un cours d'eau. Les impacts physiques des effluents et des eaux de débordement (volumes d'eaux usées excédentaires rejetés sans traitement lors d'épisodes de pluies ou de fonte printanière) sur les habitats ainsi que les impacts thermiques, esthétiques et microbiologiques n'ont pas été évalués. L'aspect toxique des eaux de débordement n'a pas non plus été abordé.

Enfin, le faible échantillonnage ne permet pas de faire un traitement statistique des résultats et de caractériser la variabilité reconnue des eaux usées municipales.

APPROCHE EXPÉRIMENTALE ET OUTILS D'ÉVALUATION DU POTENTIEL TOXIQUE

Les quinze stations d'épuration municipales sélectionnées sont représentatives des principaux procédés de traitement utilisés au Québec (voir tableau 1). Sept d'entre elles sont associées à une charge industrielle importante. Quatre stations procèdent à la déphosphatation chimique toute l'année, six la font de façon saisonnière en période estivale et cinq stations ne font aucune déphosphatation. Elles ont été caractérisées sur une période s'échelonnant de 1996 à 1999, au cours de deux saisons pour la plupart, soit en hiver et en été. Durant les échantillonnages, toutes les stations ont fonctionné normalement et ont dans l'ensemble respecté les exigences de rejet (DBO₅, MES et P_t) pour lesquelles elles ont été conçues.

TABLEAU 1 : CARACTÉRISTIQUES DES STATIONS D'ÉPURATION MUNICIPALES SÉLECTIONNÉES

Procédé	Nombre de stations d'épuration			
	Faible apport industriel		Fort apport industriel	
	Avec déphosphatation	Sans déphosphatation	Avec déphosphatation	Sans déphosphatation
Boues activées	1	1	2	1
Étangs aérés	1	1	2	1
Biofiltration	1	1	-	-
Physico-chimique	1	-	1	-
Étangs non aérés	1	-	-	-

L'échantillonnage s'est déroulé sur trois jours non consécutifs à chaque saison. En tout, sept tests de toxicité ont été réalisés et jusqu'à 26 paramètres physico-chimiques génériques, 19 métaux et 8 familles de substances organiques chlorées et non chlorées ont été analysés dans les échantillons recueillis (voir tableaux 2 et 3). Bien qu'il puisse y avoir un biais dans la comparaison des résultats pour certaines substances en raison des modifications qui ont été apportées au profil analytique au cours du projet, le protocole expérimental utilisé permet d'obtenir un portrait représentatif de la qualité et de la toxicité potentielle des eaux usées municipales et ce, en conditions normales d'opération des stations.

TABLEAU 2 : TESTS DE TOXICITÉ UTILISÉS ET CARACTÉRISTIQUES DESCRIPTIVES

Organisme	Espèce	Échelon trophique	Niveau de toxicité	Variable d'effet
Bactéries marines	<i>Vibrio fischeri</i> (Microtox™)	Décomposeur	Sublétalité aiguë	Inhibition de la luminescence
Bactéries	<i>Escherichia coli</i> PQ37 (SOS Chromotest)	Décomposeur	Sublétalité chronique	Génotoxicité et viabilité cellulaire
Algues	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Producteur primaire	Sublétalité chronique	Inhibition de la division cellulaire
Cladocères (crustacés)	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Consommateur primaire	Létalité et sublétalité chronique	Mortalité et inhibition de la reproduction
Cladocères (crustacés)	<i>Daphnia magna</i>	Consommateur primaire	Létalité aiguë	Mortalité
Larves de poisson	<i>Pimephales promelas</i> (Tête-de-boule)	Consommateur secondaire	Létalité et sublétalité chronique	Mortalité et inhibition de la croissance
Poissons	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Truite arc-en-ciel)	Consommateur secondaire	Létalité aiguë	Mortalité

TABLEAU 3 : LISTE DES PARAMÈTRES ANALYSÉS AUX STATIONS D'ÉPURATION

Paramètres physico-chimiques (PPC)	Métaux	Substances organiques
<ul style="list-style-type: none"> • Paramètres conventionnels : pH, oxygène dissous (OD) et température Conductivité Dureté totale (en CaCO₃) Carbone organique total (COT) Demande biochimique en oxygène (DBO₅) DBO carbonée (DBO₅C) Demande chimique en oxygène (DCO) Matières en suspension (MES) Solides totaux (ST) • Éléments nutritifs : Azote ammoniacal (N-NH₃-NH₄⁺) Azote total Kjeldahl (N-NKT) Nitrites (NO₂) Nitrites-nitrates (NO₂-NO₃) Phosphore total (P tot.) • Ions majeurs : Chlorures (Cl⁻) Chlore résiduel total (CRT) Cyanates (CNO⁻) Cyanures totaux (CN⁻) Fluorures totaux (F⁻) Sulfates (SO₄²⁻) Sulfures dissous (S²⁻ dis.) Sulfures totaux (S²⁻ tot.) • Huiles et graisses : Hydrocarbures totaux Matières extractibles au fréon 	<ul style="list-style-type: none"> • Aluminium (Al) • Antimoine (Sb) • Argent (Ag) • Arsenic (As) • Baryum (Ba) • Béryllium (Be) • Bore (B) • Cadmium (Cd) • Chrome (Cr) • Cobalt (Co) • Cuivre (Cu) • Fer (Fe) • Mercure (Hg) • Molybdène (Mo) • Nickel (Ni) • Plomb (Pb) • Sélénium (Se) • Vanadium (V) • Zinc (Zn) 	<ul style="list-style-type: none"> • Substances phénoliques • Substances organiques semi-volatiles (SOBN) : Balayage de plus de 50 substances organiques • Substances organiques volatiles (SOV) : Balayage de plus de 40 substances organiques • Surfactants non ioniques et anioniques • Biphényles polychlorés (BPC) : 43 congénères spécifiques Groupes homologues • Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) : 22 HAP spécifiques • Dioxines et furanes chlorés : 17 congénères spécifiques Groupes homologues • Pesticides : 32 pesticides organophosphorés et autres 14 herbicides phénoxyacides

L'approche d'évaluation du potentiel toxique adoptée comporte trois outils d'évaluation complémentaires : l'étude de l'amplitude des dépassements des critères de qualité de l'eau pour les substances chimiques analysées; l'étude de l'amplitude des dépassements des critères de toxicité globale pour les tests de toxicité; puis l'étude de la compilation des toximesures, l'une des composantes de l'indice BEEP. Cette approche permet de faire ressortir les substances propres aux eaux usées des stations d'épuration municipales ainsi que la toxicité des effluents et les substances susceptibles d'en être responsables. Elle permet aussi de juger de l'importance du type de procédé de traitement, de l'effet de la charge industrielle, de la présence d'un procédé de déphosphatation chimique ou de l'efficacité des traitements en fonction des saisons.

RÉSULTATS DES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES ET POTENTIEL TOXIQUE SELON L'AMPLITUDE DES DÉPASSEMENTS DES CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'EAU POUR LES SUBSTANCES ANALYSÉES

L'un des premiers constats qui s'impose à l'examen des résultats analytiques est la variabilité de la qualité des eaux usées municipales. Les réponses toxiques et les concentrations mesurées pour plusieurs substances varient significativement d'une journée d'échantillonnage à l'autre. Une variation saisonnière a également été observée pour certaines substances, dont celles qui dépendent de l'activité biologique lors du traitement des eaux usées, tels l'azote ammoniacal et le sulfure d'hydrogène, ou dont l'utilisation est saisonnière, tels les chlorures utilisés dans les fondants pour le déglacage des routes.

Les substances les plus fréquemment détectées dans les échantillons prélevés aux 15 stations sont présentées au tableau 4. Comme elles ont été détectées dans plus de 85 % des échantillons analysés, ces résultats suggèrent que ces substances sont susceptibles de se retrouver dans les eaux usées de plusieurs stations au Québec.

TABLEAU 4 : SUBSTANCES AYANT ÉTÉ DÉTECTÉES DANS PLUS DE 85 % DES ÉCHANTILLONS ANALYSÉS

Éléments nutritifs	Ions majeurs	Métaux	Substances organiques
Azote ammoniacal Nitrites et nitrates Phosphore	Chlorures Fluorures Sulfates	Aluminium Arsenic Baryum Bore Chrome Cuivre Fer Mercure ⁽¹⁾	BPC Dioxines et furanes chlorés Herbicides ⁽²⁾ HAP Surfactants anioniques

(1) : Fréquence supérieure à 85 % avec les échantillons prélevés en 98-99 uniquement en raison de l'utilisation d'une méthode ayant une meilleure limite de détection.

(2) : Les pesticides (herbicides et insecticides) ont été analysés dans 42 échantillons prélevés à deux stations seulement. Seuls les herbicides 2,4-D et mécoprop ont été détectés dans plus de 85 % des échantillons.

Bien que ces substances soient pratiquement omniprésentes dans les eaux usées des 15 stations, elles ne se retrouvent pas nécessairement dans l'effluent en concentrations jugées toxiques ou

nuisibles. Plusieurs ne présentent aucun dépassement des critères de qualité de l'eau (sulfates, baryum, bore et herbicides) ou présentent quelques dépassements ponctuels de faible amplitude (chlorures, fluorures, fer et HAP).

Parmi les pesticides recherchés pour leur utilisation en milieu urbain, sept ont été détectés à l'effluent des deux stations d'épuration où ces analyses ont été effectuées. Ce sont les herbicides 2,4-D, mécoprop et dicamba, trois herbicides présents dans les mélanges commerciaux utilisés pour le traitement des pelouses, ainsi que les insecticides diazinon, carbaryl, malathion et chlorpyrifos. D'autres pesticides utilisés en grande culture ont également été détectés. La détection de ces derniers dans les effluents municipaux est probablement attribuable au transport atmosphérique depuis la zone agricole ceinturant la région urbaine. En été, les concentrations de pesticides, et plus particulièrement celles d'herbicides, semblent augmenter lors d'événements pluvieux en raison du ruissellement urbain. Ces résultats sont corroborés par d'autres études effectuées en Ontario et aux États-Unis.

L'étude de l'amplitude des dépassements des critères de qualité pour la protection de la vie aquatique montre qu'il y a pour quelques substances des dépassements fréquents des critères de qualité dont certains atteignent de fortes amplitudes (> 10). C'est le cas notamment pour l'azote ammoniacal, le phosphore, le sulfure d'hydrogène, l'aluminium, l'argent, le chrome, le cuivre, deux insecticides (le diazinon et le chlorpyrifos) et plus particulièrement pour les surfactants. Dans ce dernier cas, partout où les surfactants non ioniques et anioniques ont été détectés, ils dépassaient les critères de qualité de l'eau, et les dépassements sont importants dans la majorité des cas. La présence de ces substances à de telles concentrations suggère que les eaux usées municipales présentent un potentiel toxique nuisible à long terme pour la vie aquatique et ce, plus particulièrement dans les cours d'eau qui n'auraient pas une grande capacité assimilatrice.

D'autres substances, reconnues pour être toxiques et hautement bioaccumulables, semblent être omniprésentes et ont été détectées à des concentrations significatives par rapport aux critères de qualité pour la prévention de la contamination des organismes aquatiques. C'est le cas pour les BPC et les dioxines et furanes chlorés, et dans une moindre mesure, pour le mercure. Ces substances peuvent contaminer la chair ou les tissus des poissons, mollusques et crustacés, les rendant impropres à une consommation sans restriction. Pour la faune terrestre piscivore, ces substances peuvent être plus dommageables puisque la quantité de poissons consommée par cette faune est plus élevée que celle consommée par les humains et qu'elle consomme les organismes en entier, incluant les tissus où la bioaccumulation est plus élevée que dans la chair.

Les sources de ces substances bioaccumulables dans les eaux usées municipales, BPC et dioxines et furanes chlorés plus particulièrement, sont multiples et complexes. Outre les rejets industriels, ces substances peuvent provenir de sources atmosphériques plus ou moins éloignées et contaminer les eaux de ruissellement urbain de même que les milieux aquatiques récepteurs desquels les municipalités puisent leur eau d'approvisionnement. Seules des études de bilan massique sur le réseau municipal permettraient de déterminer l'apport des différentes sources acheminées aux stations d'épuration.

POTENTIEL TOXIQUE POUR LA VIE AQUATIQUE SELON LES TESTS DE TOXICITÉ DE L'APPROCHE DE PROTECTION DU MILIEU AQUATIQUE DU MENV

Avec les tests de toxicité aiguë, il y a peu de dépassements du critère de toxicité globale de 1 UTa et ceux-ci sont de très faibles amplitudes dans la majorité des cas. Plus de la moitié des stations (53 %) n'ont obtenu aucun résultat supérieur à 1 UTa. 22 % des échantillons ont été toxiques pour la Truite arc-en-ciel et 11 % l'ont été pour *Daphnia magna*. À titre de comparaison, une étude ontarienne similaire réalisée en 1992 montre des pourcentages de 56 % et 27 % respectivement. Ces différences sont principalement liées au fait que les stations d'épuration du Québec n'appliquent pas un traitement au chlore pour désinfecter leurs eaux usées, contrairement à plusieurs stations en Ontario.

L'azote ammoniacal, à des concentrations supérieures à 10 mg/L, semble être le principal responsable de la toxicité aiguë mesurée. Les surfactants pourraient être le deuxième contaminant le plus généralisé alors que les nitrites sont à suspecter à une station. La présence de pesticides en été peut être une autre cause de toxicité.

Des effets de toxicité chronique ont été mesurés sur les effluents non dilués de presque toutes les stations, mais dans l'ensemble les dépassements du critère de toxicité globale de 1 UTc sont de faible amplitude (réponses de 1 à 2 UTc), ce qui suggère qu'il n'y aura pas ou peu d'effets sur le milieu une fois l'effluent mélangé dans le cours d'eau. Toutes saisons confondues, un peu plus du tiers des stations ont obtenu des résultats au-dessus de 10 UTc, ce qui confère à ces effluents le potentiel de nuire à la vie aquatique là où les cours d'eau ont une faible capacité assimilatrice. Une seule station a obtenu des résultats supérieurs à 30 UTc.

Presque tous les échantillons ont provoqué une stimulation de la croissance algale. Cette réponse positive chez l'algue *S. capricornutum* n'est pas quantifiée en terme d'unité toxique, mais indique tout de même un potentiel de nuisance pour la vie aquatique par le processus d'eutrophisation.

Les substances les plus susceptibles d'avoir contribué à la toxicité chronique mesurée sont l'azote ammoniacal, quelques métaux (cuivre, chrome et aluminium principalement), les surfactants et, de façon probable, certains pesticides dont le diazinon et le chlorpyrifos. Dans certains cas spécifiques, les nitrites, les cyanures ou le sulfure d'hydrogène ont pu jouer un rôle. Dans tous les cas, l'expression d'effets chroniques coïncide avec la présence simultanée de plusieurs substances à des concentrations supérieures aux seuils sécuritaires.

Seules des études d'identification de la toxicité permettraient de déterminer, au cas par cas, les substances responsables de la toxicité chronique et aiguë.

POTENTIEL TOXIQUE SELON LES TOXIMESURES DE L'INDICE BEEP

Aucun seuil ou critère n'a encore été fixé pour indiquer un niveau de préoccupation ou de nuisance en regard de la toximesure de l'indice BEEP (Barème d'effets écotoxiques potentiels).

Bien qu'il ne soit pas possible de conclure sur le potentiel toxique des effluents municipaux à l'égard des toximesures, cet outil permet de mieux définir la qualité des eaux usées et il s'est avéré utile dans l'interprétation des résultats.

Le test de génotoxicité a été particulièrement sensible aux eaux usées municipales puisque des réponses toxiques ont été observées à plus de deux stations sur trois. Ces résultats suggèrent que les effluents municipaux non dilués peuvent contenir des substances en concentrations capables d'altérer l'ADN bactérien.

INFLUENCE DES SAISONS, DU TYPE DE TRAITEMENT, DE LA CHARGE INDUSTRIELLE ET DE LA DÉPHOSPHATATION SUR LE POTENTIEL TOXIQUE

Les résultats de l'étude indiquent que le potentiel toxique des effluents des stations d'épuration municipales du Québec est variable d'une station à l'autre. Les effluents des étangs aérés caractérisés en conditions d'opération hivernales sont souvent toxiques aigus pour la Truite arc-en-ciel en raison de concentrations élevées d'azote ammoniacal. Les procédés de traitement sans équipement d'aération (étangs non aérés et procédés physico-chimiques) pourraient présenter un potentiel toxique plus élevé certaines périodes de l'année (durant la vidange de printemps pour les étangs non aérés et durant l'été pour le traitement physico-chimique) en raison de la production biologique de sulfure d'hydrogène en conditions anaérobies.

Les effluents des stations ayant une importante charge industrielle ont été, dans l'ensemble, plus toxiques que ceux des stations avec une faible charge industrielle. L'examen des résultats indique que l'apport industriel semble être un facteur déterminant du potentiel toxique des effluents municipaux, même si ceux-ci peuvent être toxiques sans apport industriel important.

En plus de l'enlèvement du phosphore, la déphosphatation chimique aurait un effet bénéfique sur l'enlèvement des métaux. Par contre, elle semble entraîner une augmentation de la concentration du métal utilisé comme coagulant. Bien que la déphosphatation chimique semble également avoir un effet bénéfique sur le potentiel toxique des effluents municipaux, il est impossible de conclure en toute certitude puisque les résultats des tests de toxicité obtenus ici sont dans l'ensemble beaucoup plus influencés par le type de traitement, les saisons et la charge industrielle que par la déphosphatation.

CONCLUSION À L'ÉGARD DES MÉTHODES D'ANALYSE ET D'ÉCHANTILLONNAGE UTILISÉES

L'utilisation de meilleures techniques analytiques a permis d'abaisser les limites de détection et ainsi d'obtenir un meilleur portrait de la qualité des eaux usées municipales, en plus d'obtenir des résultats comparables aux seuils sécuritaires définis (les critères de qualité de l'eau) pour plusieurs substances et métaux. Ces meilleures techniques ont aussi permis de mettre en évidence la présence de substances rarement quantifiées dans ce type d'effluents (par exemple les BPC et les dioxines et furanes chlorés).

Contrairement à d'autres études réalisées ailleurs, le ciblage des pesticides susceptibles de se retrouver en milieu urbain s'est avéré utile ici dans le choix de méthodes analytiques plus appropriées pour mettre en évidence leur présence dans les eaux usées municipales.

Les méthodes d'analyse par balayage des substances organiques semi-volatiles (SOBN) et volatiles (SOV) ont montré que dans le cas des effluents municipaux ces méthodes manquaient de spécificité et de résolution. Il y aurait avantage à cibler un nombre restreint de substances, par exemple uniquement la vingtaine de SOV faisant l'objet d'une accréditation des laboratoires.

Cette étude confirme encore une fois la nécessité d'utiliser plusieurs tests de toxicité afin d'évaluer adéquatement la toxicité d'un effluent en raison de la variabilité des contaminants présents dans les échantillons qui fait parfois réagir une espèce, parfois une autre.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Les interventions en assainissement municipal réalisées au Québec depuis 1979 ont eu des effets positifs sur la qualité des cours d'eau. Les stations d'épuration construites dans le cadre de ces programmes d'assainissement ont été conçues de façon à réduire particulièrement les principaux contaminants des eaux usées municipales, soit les paramètres conventionnels (DBO₅, MES, phosphore et coliformes fécaux). Bien que ces stations puissent atteindre un certain rendement à l'égard de l'enlèvement des autres contaminants potentiellement présents dans les eaux usées municipales, elles ne peuvent les éliminer complètement.

Dans le cadre de cette étude, les effluents de 15 stations d'épuration municipales ont été caractérisés. Les résultats des tests de toxicité montrent que même si les eaux usées de presque toutes les stations étudiées présentent une toxicité après traitement, les effluents municipaux sont, à quelques exceptions près, peu toxiques pour les espèces testées.

La principale substance responsable de la toxicité mesurée semble être l'azote ammoniacal, à des concentrations supérieures à 10 mg/L. En saison froide, lorsque le processus de nitrification est réduit, les concentrations d'azote ammoniacal sont plus élevées, particulièrement dans les étangs aérés. Suivraient les surfactant anioniques, puis dans une moindre mesure, les surfactants non ioniques. Les surfactants sont des molécules organiques qui entrent dans la composition de centaines de produits utilisés, entre autres, comme agents nettoyants autant à des fins domestiques qu'industrielles. Enfin, d'autres substances, telles que certains pesticides et métaux, pourraient aussi être responsables de la toxicité mesurée.

Cette étude met en évidence l'omniprésence de plusieurs substances dans les eaux usées municipales de quinze stations d'épuration, dont certaines substances organiques rarement quantifiées dans d'autres études et se retrouvant à des concentrations pouvant détériorer des usages de l'eau. Il s'agit des surfactants, des BPC et des dioxines et furanes chlorés. Il en est de même pour certains pesticides en saison estivale lors d'événements de pluie. Toutefois, pour évaluer leur impact réel, il faudrait considérer les charges rejetées et détenir dans chacun des cas

de bonnes connaissances des caractéristiques biophysiques et chimiques des milieux récepteurs respectifs.

L'importance de l'apport industriel aux stations d'épuration semble être un facteur déterminant du potentiel toxique des effluents municipaux, même si ceux-ci peuvent être toxiques sans apport industriel important.

RECOMMANDATIONS

Les stations d'épuration municipales qui respectent leurs exigences de rejet pourraient difficilement réduire davantage la toxicité de leurs effluents. L'ajout d'équipements pour accomplir cette tâche risque d'être coûteux et peu efficace compte tenu de l'importance des débits et de la dilution des contaminants. *Les efforts devraient plutôt être orientés vers la réduction à la source* où les interventions risquent d'être beaucoup plus économiques et efficaces, particulièrement en ce qui a trait aux contaminants de source industrielle. Dans cette optique, des efforts de sensibilisation adressés aux citoyens devraient également être envisagés pour réduire l'usage de certains contaminants utilisés dans une large mesure à des fins domestiques (pesticides et surfactants notamment).

Toutefois, *certaines problèmes inhérents au type de traitement devront trouver d'autres avenues de solution afin de réduire la toxicité des effluents*. C'est le cas, par exemple, pour les étangs aérés avec des concentrations d'azote ammoniacal supérieures à 10 mg/L en hiver. Les critères de sélection des stations retenues ici excluaient celles ayant des concentrations élevées d'azote ammoniacal. Malgré cela, l'étude a pu établir un lien entre ce paramètre et la toxicité des effluents municipaux. Au Québec, plusieurs stations obtiennent des concentrations élevées d'azote ammoniacal. Sur l'ensemble des résultats compilés depuis 1995, 16 stations d'épuration municipales ont obtenu au moins un résultat supérieur à 50 mg/L d'azote ammoniacal et 27 stations ont obtenu une moyenne générale supérieure à 10 mg/L, ce qui représente 5 % des stations au Québec. Les concentrations les plus élevées sont généralement dues à la présence d'industries, surtout du secteur agroalimentaire. Dans ce dernier cas, la réduction à la source demeure une solution à privilégier.

Comme d'autres études l'ont fait auparavant, l'étude démontre que les stations d'épuration municipales peuvent être une source de contaminants à des seuils parfois toxiques ou nuisibles aux usages de l'eau. La présente étude ne permet cependant pas de juger de l'impact des effluents sur leur milieu récepteur respectif. Pour ce faire, *la fréquence d'échantillonnage d'une caractérisation complète des effluents doit être plus élevée pour en apprécier la variabilité et les résultats devraient être analysés à la lumière d'objectifs environnementaux de rejet (OER)*. Les OER sont basés sur les critères de qualité pour les différents usages de l'eau et ils tiennent compte de la spécificité de l'effluent (le débit notamment) et des caractéristiques des milieux récepteurs.

L'établissement d'OER pour l'ensemble des substances présentes à l'effluent et pour la toxicité globale mesurée à l'aide des tests de toxicité s'avère donc essentiel pour préciser au cas par cas

les problèmes appréhendés dans un milieu précis et pour identifier les substances qui en sont responsables. Toutefois, *les effluents municipaux ne sont pas les seules sources de contamination des milieux récepteurs. Leur apport devrait être évalué en fonction des autres sources* telles que les débordements d'eaux usées non traitées via les ouvrages de surverses, les eaux de ruissellement urbain, la pollution d'origine agricole, les industries hors réseau d'égouts municipal, les retombées atmosphériques, les eaux de résurgence des terrains contaminés et des lieux d'enfouissement sanitaire.

Enfin, *des données de base sur la qualité de l'eau des milieux récepteurs sont aussi nécessaires dans cette démarche.* Pour la majorité des substances toxiques, les données actuelles sont partielles, voire inexistantes, pour la plupart des plans d'eau. *Le MENV devrait continuer à favoriser ce gain d'information et cibler en priorité les substances problématiques.*

ABSTRACT

BACKGROUND OF THE STUDY

Major financial and technical resources have been marshalled over the last 20 years to recover use of Quebec's watercourses. Some \$7 billion has been spent within the framework of two water cleanup programs: the *Programme d'Assainissement des Eaux du Québec* (PAEQ) and the *Programme d'Assainissement des Eaux Municipales du Québec* (PADEM). By virtue of these programs, 98% of the Quebec population with existing sewer services were connected up to wastewater treatment plants. Observed trends and changes in contaminant loads over time suggest that the water cleanup initiatives begun in 1979 have had positive effects on the water quality of Quebec rivers. Time series analyses of nitrite-nitrates, ammonia nitrogen, total phosphorus, turbidity and fecal coliforms reveal a preponderant downward trend. Loads of biochemical oxygen demand (BOD₅) and suspended solids (SS) in municipal effluents are also diminishing.

Despite the improved quality of effluents released to watercourses in the wake of the PAEQ and PADEM programs, however, it is possible that certain municipal effluents are potentially toxic to some aquatic species. Municipal effluents may also contain persistent and bioaccumulable substances that can degrade the quality of the flesh of organisms exposed to them.

Studies and toxicity tests conducted throughout North America have revealed the toxicity of many municipal treatment plant effluents. Some effluents were highly toxic, causing the death of organisms within a short time (acute lethal toxicity), while others had more long-term effects (chronic toxicity). These studies established that chlorine disinfection and the presence of ammonia nitrogen at elevated concentrations were major, generalized causes of the toxicity measured. In the case of ammonia nitrogen, toxicity was especially evident in winter, when nitrification is reduced. Hydrogen sulfide was identified as an additional cause of toxicity in unaerated lagoons. Other substances, such as metals, surfactants and some organic compounds, may also contribute to the toxicity of municipal effluents. The problem of effluent toxicity in Quebec was less well understood as few toxicity tests had yet been conducted.

In light of this information, and given the progress of the water cleanup programs, the Quebec Environment Ministry (MENV) decided in 1993 to strike a committee mandated to determine the means by which to assess the toxic potential of effluents generated by municipal wastewater treatment plants in Quebec. The committee first concluded that very few effluents could be toxic due to chlorine disinfection since only two treatment plants in the province continued to employ this process at the time (both plants have since replaced this method with ultraviolet disinfection). The committee also concluded that several plants, primarily aerated lagoons in winter, could present an elevated risk of toxicity due to the presence of high concentrations of ammonia nitrogen.

The committee recommended that the effluents of 15 municipal treatment plants be characterized. These 15 plants were selected for their representativeness in terms of all treatment processes employed in Quebec, and for their different operating conditions (i.e. with/without chemical phosphorus removal; with/without major industrial inputs). The committee also recommended that this campaign be undertaken over two different periods, in winter and summer operating conditions.

Implementation of the characterization campaign and production of the present study were made possible under the aegis of a Quebec-Canada harmonization agreement: the *St. Lawrence Vision 2000* Program (SLV 2000).

OBJECTIVES AND INTERPRETATIVE LIMITATIONS OF THE STUDY

The objective of the study was to obtain a comprehensive and representative snapshot of the toxic potential of municipal treatment plant discharges. The aim, that is, was to assess the toxicity of undiluted effluents without taking account of the particularities of receiving environments or loads discharged. The approach adopted for this study made it possible to compare the municipal effluents on a common basis in order to:

- assess end-of-pipe toxicity (acute or chronic) of treated wastewater discharges of municipal treatment plants;
- point up the substances that are the likely sources of the measured toxicity;
- identify the common causes of toxicity and the effect of certain factors that might influence effluent toxicity.

This approach, however, does not allow for a cause-and-effect link to be made between measured toxicity and potential effects on the environment. Indeed, the toxicity of various contaminants may be modified due to certain environmental characteristics of receiving environments, such as water hardness, pH, temperature, the presence of other substances, degradation of parent products into more or less toxic by-products, the health of populations present, etc. Concentrations alone are inadequate to assess the apprehended impact of an effluent on its receiving environment; consideration must also be given to loads discharged, physical (flow, hydrodynamics, deposition zones) and chemical characteristics of the specific receiving environment.

This study looked only at the toxicity of effluents without taking account of other possible impacts of municipal wastewater discharges on a body of water. The physical impacts of effluents and sewer overflows (volumes of excess water released untreated during episodes of heavy rainfall or spring snowmelt) on habitats, as well as the thermal, aesthetic and microbiological impacts were not assessed, nor was the toxicity of overflow water addressed.

Lastly, due to the low sampling rate, we were unable to process the results statistically or to characterize the recognized variability of municipal wastewaters.

EXPERIMENTAL APPROACH AND TOOLS FOR ASSESSING TOXIC POTENTIAL

The 15 municipal wastewater treatment plants selected are representative of the main treatment processes used in Quebec (see Table 1). Seven of these plants are associated with a major industrial-source load; four use chemical phosphorus removal year-round, six do so only in summer, and five plants do no phosphorus removal whatsoever. All the plants were characterized over a period stretching from 1996 to 1999, mostly over two seasons, winter and summer. During these sampling campaigns, all plants functioned normally and, overall, respected the discharge requirements (BOD₅, SS and P_T) for which they were designed.

TABLE 1: CHARACTERISTICS OF SELECTED MUNICIPAL TREATMENT PLANTS

Process	Number of treatment plants			
	Low industrial inputs		High industrial inputs	
	With phosphorus removal	Without phosphorus removal	With phosphorus removal	Without phosphorus removal
Activated sludge	1	1	2	1
Aerated lagoons	1	1	2	1
Biofiltration	1	1	-	-
Physico-chemical	1	-	1	-
Unaerated lagoons	1	-	-	-

Sampling was carried out over three non-consecutive days for each season. In all, seven toxicity tests were performed and up to 26 conventional physico-chemical parameters, 19 metals and 8 families of chlorinated and unchlorinated organic substances were analysed in the samples drawn (see Tables 2 and 3). While the comparison of results for certain substances may be biased due to changes in the analytical profile over the course of the project, our experimental protocol produces a representative snapshot of the quality and potential toxicity of municipal wastewaters under normal plant operating conditions.

Toxic potential is assessed using a complementary, three-pronged approach: studying the amplitude of exceedances of water quality criteria for the chemicals analysed, studying the amplitude of exceedances of overall toxicity criteria for toxicity tests, and studying the compilation of so-called “toxic prints”, which are toxicity measuring components of the Potential Ecotoxic Effects Probe (PEEP) Index. With this approach, the substances proper to municipal wastewater treatment plants can be identified, as can the toxicity of the effluents and the substances likely to be responsible. The importance of treatment process type, effect of industrial source loading, presence of a chemical phosphorus removal process or effectiveness of treatment by season of the year can also be determined.

TABLE 2: TOXICITY TESTS USED AND DESCRIPTIVE CHARACTERISTICS

Organism	Species	Trophic level	Toxicity level	Variable of effect
Marine bacteria	<i>Vibrio fischeri</i> (Microtox™)	Decomposer	Acute sublethality	Inhibition of luminescence
Bacteria	<i>Escherichia coli</i> PQ37 (SOS Chromotest)	Decomposer	Chronic sublethality	Genotoxicity and cell viability
Algae	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Primary producer	Chronic sublethality	Inhibition of cell division
Cladocerans (crustaceans)	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Primary consumer	Chronic lethality and sublethality	Mortality and reproductive inhibition
Cladocerans (crustaceans)	<i>Daphnia magna</i>	Primary consumer	Acute lethality	Mortality
Fish larvae	<i>Pimephales promelas</i> (Fathead minnow)	Secondary consumer	Chronic lethality and sublethality	Mortality and growth inhibition
Fish	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Rainbow trout)	Secondary consumer	Acute lethality	Mortality

TABLE 3: LIST OF PARAMETERS ANALYSED AT TREATMENT PLANTS

Physical/chemical parameters (PCP)	Metals	Organic substances
<ul style="list-style-type: none"> • Conventional parameters: pH, dissolved oxygen (DO) and temperature Conductivity Total hardness (in CaCO₃) Total organic carbon (TOC) Biochemical oxygen demand (BOD₅) Carbonaceous BOD (CBOD₅) Chemical oxygen demand(COD) Suspended solids (SS) Total solids (TS) • Nutrients: Ammonia nitrogen (N-NH₃-NH₄⁺) Total Kjeldahl nitrogen (N-TKN) Nitrites (NO₂) Nitrites-nitrates (NO₂-NO₃) Total phosphorus (P_T) • Major ions: Chlorides (Cl⁻) Total residual chlorine (TRC) Cyanates (CNO⁻) Total cyanides (CN⁻) Total fluorides (F⁻) Sulfates (SO₄²⁻) Dissolved sulfides (S²⁻ dis.) Total sulfides (S²⁻ tot.) • Oils and greases: Total hydrocarbons Freon extractibles 	<ul style="list-style-type: none"> • Aluminum (Al) • Antimony (Sb) • Arsenic (As) • Barium (Ba) • Beryllium (Be) • Boron (B) • Cadmium (Cd) • Chromium (Cr) • Cobalt (Co) • Copper (Cu) • Iron (Fe) • Lead (Pb) • Mercury (Hg) • Molybdenum (Mo) • Nickel (Ni) • Selenium (Se) • Silver (Ag) • Vanadium (V) • Zinc (Zn) 	<ul style="list-style-type: none"> • Phenolic substances • Semi-volatile organic substances (SVOCs): Scan of over 50 organic substances • Volatile organic substances (VOCs): Scan of over 40 organic substances • Nonionic and anionic surfactants • Polychlorinated biphenyls (PCBs): 43 specific congeners Homologues • Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): 22 specific PAHs • Chlorinated dioxins and furans: 17 specific congeners Homologues • Pesticides: 32 organophosphorus and other pesticides 14 phenoxyacid herbicides

RESULTS OF PHYSICO-CHEMICAL ANALYSES AND TOXIC POTENTIAL BASED ON THE AMPLITUDE OF EXCEEDANCES OF WATER QUALITY CRITERIA FOR SUBSTANCES ANALYSED

The variable quality of municipal effluents was recognized upon examining the analytical results. The toxic responses and measured concentrations of several substances differed significantly from one sampling day to the next. Seasonal variations were also observed for some substances, including those that depend upon biological activity during wastewater treatment, such as ammonia nitrogen and hydrogen sulfide, or where their use is seasonal, like the chlorides used in road de-icing agents.

The substances most frequently detected in samples drawn at the 15 plants are shown in Table 4. Since they were detected in more than 85% of samples analysed, the results suggest that these substances are likely to be found in the wastewaters of a number of plants in Quebec.

TABLE 4: SUBSTANCES DETECTED IN MORE THAN 85% OF SAMPLES ANALYSED

Nutrients	Major ions	Metals	Organic substances
Ammonia nitrogen Nitrites and nitrates Phosphorus	Chlorides Fluorides Sulfates	Aluminum Arsenic Barium Boron Chromium Copper Iron Mercury ⁽¹⁾	PCBs Chlorinated dioxins and furans Herbicides ⁽²⁾ PAHs Anionic surfactants

(1): Frequency exceeds 85% in samples drawn in 1998–99 only due solely to the use of a method with a better detection limit.

(2): Pesticides (herbicides and insecticides) were analysed in 42 samples drawn from two plants alone. Only the herbicides 2,4-D and mecoprop were detected in more than 85% of samples.

Although these substances are practically ubiquitous in the wastewaters of all 15 plants, they are not necessarily found in effluent at concentrations deemed toxic or harmful. Many did not exceed water quality criteria (sulfates, barium, boron, and herbicides) or showed a few specific low-range exceedances (chlorides, fluorides, iron, and PAHs).

Of those pesticides used in urban applications, seven were detected in effluents of the two treatment plants where these analyses were performed. These were herbicides 2,4-D, mecoprop and dicamba, all of which are contained in commercial lawn treatment mixtures, as well as the insecticides diazinon, carbaryl, malathion and chlorpyrifos. Other pesticides applied on field crops were also detected: in municipal effluents, their presence is probably attributable to atmospheric transport from the farmbelts surrounding urban areas. In summer, concentrations of pesticides, and most especially herbicides, appear to swell during rainfall events due to urban runoff. These results have been corroborated by other studies conducted in Ontario and the U.S.

An examination of the amplitude of exceedances of the quality criteria for the protection of aquatic life show that there are frequent exceedances for certain substances, with some attaining high amplitudes (> 10). This is true for ammonia nitrogen, phosphorus, hydrogen sulfide, aluminum, silver, chromium, copper, two insecticides (diazinon and chlorpyrifos) and, most especially, surfactants. Indeed, wherever nonionic and anionic surfactants were detected, they exceeded the water quality criteria, and the exceedances are substantial in the majority of cases. The presence of these substances at such concentrations suggests that municipal wastewater present a toxic potential that is harmful to aquatic life in the long term, particularly in watercourses with only a moderate assimilative capacity.

Other substances known to be toxic and highly bioaccumulable appear to be ubiquitous, and were detected at significant concentrations relative to the quality criteria for the prevention of contamination of aquatic organisms. This is the case for PCBs and chlorinated dioxins and furans, and, to a lesser extent, mercury. These substances can contaminate the flesh or tissue of fish, molluscs and crustaceans, making them unfit for unrestricted consumption. These substances can be even more harmful to fish-eating land animals, as the quantity of fish they consume is greater than that consumed by humans and because they eat the entire organism, including those tissues where bioaccumulation is greater than in flesh.

The sources of these bioaccumulable substances in municipal wastewaters, especially PCBs and chlorinated dioxins and furans, are many and complex. Other than industrial discharges, these substances may come from relatively distant atmospheric sources and contaminate urban runoff waters as well as the aquatic receiving environments from which municipalities draw their water supply. Only mass balance studies of the municipal network would enable us to determine the inputs of various sources being channelled to municipal treatment plants.

TOXIC POTENTIAL FOR AQUATIC LIFE BASED ON TOXICITY TESTS OF THE MENV APPROACH FOR THE PROTECTION OF THE AQUATIC ENVIRONMENT

With acute toxicity tests, there are few exceedances of the overall toxicity criteria of 1 acute toxic unit (TU_a) and they are of low amplitude, in the majority of cases. More than half of the plants (53%) have no result over 1 TU_a. Twenty-two percent of samples were toxic to rainbow trout, with 11% being toxic to *Daphnia magna*. For purposes of comparison, a similar study in Ontario in 1992 shows corresponding percentages of 56% and 27%, respectively. These differences mainly have to do with the fact that, unlike many plants in Ontario, Quebec treatment plants use no chlorine treatment to disinfect their wastewater.

Ammonia nitrogen, at concentrations greater than 10 mg/L, appears to be mainly responsible for the acute toxicity measured. Surfactants may be the second most generalized contaminant while nitrites are suspected at one plant. The presence of pesticides in summer could be another cause of toxicity.

Chronic toxicity effects were measured in the undiluted effluents of almost all the plants, but, overall, exceedances of the overall toxicity criteria of 1 TU_c are of low amplitude (responses of 1

to 2 TUC), which suggests that there will be few or no effects on the environment once the effluent mixes into the watercourse. All seasons combined, a little over one-third of the plants obtained results above 10 TUC, thereby making these effluents potentially harmful to aquatic life in watercourses with a weak assimilative capacity. One plant obtained results above 30 TUC.

Almost all the samples stimulated algal growth. This positive response in the algae *Selenastrum capricornutum* was not quantified in terms of toxic units, but it does indicate nonetheless the harmful potential for aquatic life by the eutrophication process.

Those substances most likely to have contributed to the chronic toxicity measured are ammonia nitrogen, a few metals (mainly copper, chromium and aluminum), surfactants and, probably, certain pesticides including diazinon and chlorpyrifos. In some specific cases, nitrites, cyanides or hydrogen sulfide might have played a role. In all these cases, though, the expression of chronic effects coincides with the simultaneous presence of several substances at concentrations greater than safe limits.

Toxicity identification evaluations (TIEs) are the only way to determine, on a case-by-case basis, which substances are responsible for chronic and acute toxicity.

TOXIC POTENTIAL BASED ON TOXIC PRINTS OF THE PEEP INDEX

No threshold or criterion has yet been established to indicate a worrisome or harmful level relative to toxic prints of the Potential Ecotoxic Effects Probe (PEEP) Index. Although it is impossible to reach any conclusions about the toxic potential of municipal effluents in terms of toxic prints, this tool does allow us to better define wastewater quality, and has proven useful to interpreting the results.

The genotoxicity test was particularly sensitive to municipal wastewater, with toxic responses observed at more than two out of three plants. These results suggest that undiluted municipal effluents may contain substances at concentrations capable of altering bacterial DNA.

INFLUENCE OF SEASON, TREATMENT TYPE, INDUSTRIAL LOADING AND PHOSPHORUS REMOVAL ON TOXIC POTENTIAL

The results of the study indicate that the toxic potential of municipal effluents in Quebec varies from one plant to another. Effluents of aerated lagoons that were characterized during winter operating conditions are often acutely toxic for rainbow trout because of the elevated concentrations of ammonia nitrogen. Treatment processes that don't include aeration equipment (unaerated lagoons and physico-chemical processes) may present a higher toxic potential at certain times of the year (during spring emptying for unaerated lagoons and in summer for physico-chemical treatment) due to the biological production of hydrogen sulfide under anaerobic conditions.

Plant effluents that are subject to major industrial loading were, overall, more toxic than those of plants with low industrial inputs. Our results show that industrial inputs appear to be a determining factor in the toxic potential of municipal effluents, even if effluents may be toxic where there is little or no industrial input.

In addition to removing phosphorus, chemical phosphorus removal had a beneficial effect on metals removal. In contrast, though, it does seem to lead to an increase in the concentration of the metal serving as a coagulant. Although chemical phosphorus removal also appears to have a beneficial effect on the toxic potential of municipal effluents, it is impossible to say so with any certainty, since the toxicity test results obtained in this study are much more influenced overall by treatment type, season of the year and industrial load than by phosphorus removal process.

CONCLUSION ON ANALYTICAL METHODS AND SAMPLES USED

The use of the best analytical techniques made it possible to lower detection limits and thus obtain a better snapshot of the quality of municipal wastewater, in addition to producing results that are comparable to defined safety limits (water quality criteria) for several substances and metals. Our use of these best techniques also allowed us to point up the presence of substances rarely quantified in this type of effluent (e.g. PCBs and chlorinated dioxins and furans).

Unlike studies conducted elsewhere, this study targeted pesticides that are likely to be found in the urban environment. This proved useful to the task of selecting the appropriate analytical methods to point up the presence of these pesticides in municipal wastewaters.

In the case of municipal effluents, scanning analytical methods for semi-volatile and volatile organic substances were found to be lacking in specificity and resolution. It might be better to target a small number of substances, e.g., the 20-odd VOCs used in laboratory accreditation.

The present study confirmed once again the importance of using a number of different toxicity tests to adequately assess effluent toxicity because of the variability of contaminants present in samples, which can sometimes cause a reaction in one species and sometimes in another.

GENERAL CONCLUSIONS

The municipal cleanup initiatives begun in Quebec in 1979 have had positive effects on the quality of watercourses. Treatment plants built in the context of these cleanup programs were specifically designed to reduce the main contaminants contained in municipal wastewaters; that is, conventional parameters (BOD₅, SS, phosphorus and fecal coliforms). Although these plants can attain a certain yield for the removal of other contaminants potentially contained in municipal wastewaters, they cannot eliminate them completely.

This study characterized the effluents of 15 different municipal treatment plants. The toxicity test results show that although the treated wastewaters of almost all the plants studied are toxic, they expressed, with only a few exceptions, low amplitude toxicity to the test species.

The main substance responsible for the toxicity measured appears to be ammonia nitrogen, at concentrations above 10 mg/L. During winter, when the nitrification process is reduced, concentrations of ammonia nitrogen are higher, especially in aerated lagoons. Anionic surfactants are next, followed, to a lesser extent, by nonionic surfactants. Surfactants are organic molecules that enter into the composition of hundreds of products used, among other things, as cleaning agents for both domestic and industrial purposes. Finally, other substances, like certain pesticides and metals, could also be responsible for the toxicity measured.

This study points up the ubiquitousness of a number of substances in the municipal wastewaters of 15 treatment plants, including certain organic substances rarely quantified in other studies and found at concentrations that could impair use of the water. These are, namely, surfactants, PCBs and chlorinated dioxins and furans. Certain pesticides may be added to the list in summer during rainfall events. However, to assess the actual impact of these substances, discharge loads must be considered and, in each case, sound information held on the biophysical and chemical characteristics of the respective receiving environments.

The significance of industrial inputs to treatment plants appears to be a determining factor in the toxic potential of municipal effluents, even if effluents may be toxic where there is little or no industrial input.

RECOMMENDATIONS

Those municipal treatment plants that do respect their discharge requirements may have a difficult time further reducing the toxicity of their effluents. Adding equipment to this end may be costly and relatively ineffective given the significance of the discharges and the dilution of contaminants. *The focus would better be directed toward at-source reduction* where intervention may be much cheaper and more effective, particularly with regard to industrial-source contaminants. In this way, public-education initiatives should also be envisaged to reduce the use of certain contaminants that are widely employed for domestic purposes, especially pesticides and surfactants.

Nonetheless, *other solutions must be found to problems inherent to certain treatment types in order to reduce effluent toxicity*. This is the case, for example, for aerated lagoons having concentrations of ammonia nitrogen that exceed 10 mg/L in winter. Although the selection criteria in this study rejected plants with elevated concentrations of ammonia nitrogen, we were nonetheless able to establish a link between this parameter and effluent toxicity. Several Quebec treatment plants show elevated concentrations of ammonia nitrogen. Based on the results compiled since 1995, 16 municipal treatment plants have obtained at least one result above 50 mg/L of ammonia nitrogen, and 27 plants (or 5% of plants in Quebec) obtained a general average

greater than 10 mg/L. The highest concentrations are generally due to the presence of industrial plants, especially the agri-food sector, for which at-source reductions remain the best solution.

Just as in previous studies, the present study demonstrates that municipal treatment plants can be a source of contaminants at levels that are sometimes toxic or harmful to use of the water. We are not in a position to make any determinations on the impact of these effluents on their respective receiving environments. To do so, *the sampling frequency of a complete characterization of the effluents must be higher to appreciate variability, and the results should be analysed against environmental discharge objectives (EDO)*. EDOs are based on the quality criteria applicable to different uses of the water, and they take account of specifics of the effluent (especially flow rate) and characteristics of receiving environments.

The establishment of EDOs for the substances present in effluents and for overall toxicity, as measured by toxicity tests, is proving to be essential to determining the problems apprehended in a specific environment and to identifying the substances responsible, on a case-by-case basis. However, *municipal effluents are not the sole source of contamination of receiving environments. Inputs should be assessed as a function of other sources* such as sewer overflows of untreated wastewater, urban runoff, agricultural pollution, non municipal sewered industries, atmospheric deposition, upwellings of water on contaminated land, and sanitary landfill sites.

Lastly, *basic data on the water quality of receiving environments is also vital to this process*. Where it exists at all, real data on the majority of toxic substances in most water bodies is incomplete. *The MENV should continue to seek more such information and target problem substances by priority*.

TABLE DES MATIÈRES

ÉQUIPE DE RÉALISATION.....	i
REMERCIEMENTS	iii
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT.....	xvii
TABLE DES MATIÈRES.....	xxvii
LISTE DES ANNEXES.....	xxix
LISTE DES TABLEAUX.....	xxxii
LISTE DES FIGURES	xxxv
GLOSSAIRE	xxxvii
LISTE DES SIGLES, SYMBOLES ET ABRÉVIATIONS.....	xxxix
1 INTRODUCTION	1
1.1 CONTEXTE DE L'ÉTUDE.....	1
1.2 PROBLÉMATIQUE ET TRAVAUX DU COMITÉ DU MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC	2
1.3 OBJECTIFS DE L'ÉTUDE	4
1.4 MISE EN ŒUVRE DE LA CAMPAGNE ET APPROCHE D'ÉVALUATION DU POTENTIEL TOXIQUE	5
2 MATÉRIEL ET MÉTHODES	7
2.1 SÉLECTION DES STATIONS D'ÉPURATION	7
2.2 PROGRAMMATION DES CAMPAGNES DE CARACTÉRISATION	9
2.3 TESTS DE TOXICITÉ.....	11
2.3.1 <i>Choix des tests de toxicité</i>	12
2.3.2 <i>Méthodes d'échantillonnage</i>	13
2.3.3 <i>Préparation et subdivision des échantillons</i>	14
2.3.4 <i>Méthodes bioanalytiques</i>	17
2.3.4.1 Paramètres physico-chimiques en support aux tests de toxicité.....	17
2.3.5 <i>Contrôle de qualité</i>	18
2.4 ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES.....	18
2.4.1 <i>Choix des paramètres physico-chimiques génériques</i>	18
2.4.2 <i>Choix des métaux</i>	20
2.4.3 <i>Choix des familles de substances organiques chlorées et non chlorées</i>	20
2.4.3.1 Substances phénoliques, SOBN, SOV et surfactants	21
2.4.3.2 Substances organiques à l'état de traces : BPC, HAP et dioxines et furanes chlorés	23
2.4.3.3 Pesticides	26
2.4.4 <i>Méthodes d'échantillonnage</i>	26
2.4.5 <i>Méthodes analytiques</i>	27
2.4.6 <i>Contrôle de qualité</i>	28

3	PRÉSENTATION DES RÉSULTATS.....	29
3.1	FONCTIONNEMENT DES STATIONS DURANT L'ÉCHANTILLONNAGE.....	29
3.2	TESTS DE TOXICITÉ.....	31
3.2.1	<i>Approche de protection du milieu aquatique du MENV</i>	31
3.2.1.1	Toxicité létale aiguë.....	32
3.2.1.2	Toxicité chronique.....	32
3.2.2	<i>Toximesure de l'indice BEEP</i>	37
3.2.3	<i>Analyses physico-chimiques de soutien aux tests de toxicité</i>	39
3.2.4	<i>Contrôle de qualité</i>	40
3.3	ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES.....	40
3.3.1	<i>Paramètres physico-chimiques génériques et métaux</i>	40
3.3.2	<i>Substances organiques semi-volatiles et volatiles (SOBN et SOV)</i>	48
3.3.3	<i>Surfactants non ioniques et anioniques</i>	48
3.3.4	<i>Substances organiques à l'état de traces</i>	49
3.3.4.1	BPC.....	50
3.3.4.2	HAP.....	51
3.3.4.3	Dioxines et furanes chlorés.....	55
3.3.5	<i>Pesticides</i>	56
3.3.5.1	Pesticides détectés à l'effluent de la station d'épuration de la CUM.....	57
3.3.5.2	Pesticides détectés à l'effluent de la station d'épuration de Longueuil.....	59
3.3.5.3	Relation entre les concentrations de pesticides mesurées et le débit.....	60
3.3.6	<i>Contrôle de qualité</i>	63
4	INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS.....	65
4.1	COMPARAISON DES RÉSULTATS DES TESTS DE TOXICITÉ AUX CRITÈRES DE TOXICITÉ GLOBALE.....	65
4.1.1	<i>Les tests de toxicité de l'approche de protection du milieu aquatique</i>	65
4.1.1.1	Toxicité aiguë.....	66
4.1.1.2	Toxicité chronique.....	68
4.1.2	<i>Toximesure de l'indice BEEP</i>	70
4.2	COMPARAISON DES RÉSULTATS DES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES AUX CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'EAU... 71	71
4.2.1	<i>Protection de la vie aquatique</i>	72
4.2.1.1	Paramètres physico-chimiques génériques.....	72
4.2.1.2	Métaux.....	77
4.2.1.3	Substances organiques.....	81
4.2.1.4	Pesticides.....	85
4.2.1.5	Interprétation des dépassements des critères de qualité pour la protection de la vie aquatique.....	86
4.2.2	<i>Prévention de la contamination des organismes aquatiques</i>	87
4.2.2.1	Consommation d'organismes aquatiques par l'humain.....	87
4.2.2.2	Consommation d'organismes aquatiques par la faune piscivore.....	92
4.2.2.3	Interprétation des dépassements des critères de prévention de la contamination des organismes aquatiques.....	94
4.3	LIENS ENTRE LA TOXICITÉ MESURÉE ET LES DÉPASSEMENTS DES CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'EAU.....	95
4.3.1	<i>Toxicité aiguë</i>	95
4.3.2	<i>Toxicité chronique</i>	99
4.3.3	<i>Substances responsables de la toxicité mesurée</i>	102
4.4	EFFETS DES CONDITIONS D'OPÉRATION ET DE CONCEPTION DES STATIONS D'ÉPURATION SUR LA TOXICITÉ.. 103	103
4.4.1	<i>Effets du type de procédé de traitement et des saisons</i>	103
4.4.2	<i>Effets de la présence d'industries sur le réseau d'égouts</i>	109
4.4.3	<i>Effets de la déphosphatation chimique</i>	114
5	DISCUSSION, CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....	119
	BIBLIOGRAPHIE.....	127
	ANNEXES	document « Annexes »

LISTE DES ANNEXES

(Document « Annexes »)

- ANNEXE 1 : DESCRIPTION TECHNIQUE SOMMAIRE DES STATIONS D'ÉPURATION SÉLECTIONNÉES
- ANNEXE 2 : CONDITIONS D'OPÉRATION DES STATIONS D'ÉPURATION DURANT LES PÉRIODES D'ÉCHANTILLONNAGE
- ANNEXE 3 : RÉSULTATS DES MESURES *IN SITU* DU PH, DE LA TEMPÉRATURE, DE L'OXYGÈNE DISSOUS ET DU CHLORE RÉSIDUEL TOTAL EFFECTUÉES AUX STATIONS D'ÉPURATION DURANT L'ÉCHATILLONNAGE
- ANNEXE 4 : MÉTHODES ET CONDITIONS D'ESSAI POUR LES TESTS DE TOXICITÉ
- ANNEXE 5 : LE BARÈME D'EFFETS ÉCOTOXIQUES POTENTIELS (BEEP)
- ANNEXE 6 : RÉSULTATS DES TESTS DE TOXICITÉ
- ANNEXE 7 : RÉSULTATS DES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES EN SUPPORT AUX TESTS DE TOXICITÉ
- ANNEXE 8 : RÉSULTATS DES ANALYSES POUR LES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES (PPC), LES MÉTAUX, LES SOBN, LES SOV ET LES PHÉNOLS
- ANNEXE 9 : RÉSULTATS DES ANALYSES POUR LES SURFACTANTS
- ANNEXE 10 : RÉSULTATS DES ANALYSES POUR LES BPC À L'ÉTAT DE TRACES
- ANNEXE 11 : RÉSULTATS DES ANALYSES POUR LES HAP À L'ÉTAT DE TRACES
- ANNEXE 12 : HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP) VISÉS PAR LES CRITÈRES DE QUALITÉ (GROUPE 1 ET GROUPE 2)
- ANNEXE 13 : RÉSULTATS DES ANALYSES POUR LES DIOXINES ET FURANES CHLORÉS À L'ÉTAT DE TRACES
- ANNEXE 14 : LISTE DES PESTICIDES ANALYSÉS ET LIMITES DE DÉTECTION
- ANNEXE 15 : RÉSULTATS DES ANALYSES POUR LES PESTICIDES

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 2.1 :	STATIONS D'ÉPURATION SÉLECTIONNÉES	8
TABLEAU 2.2 :	PROGRAMME D'ÉCHANTILLONNAGE DES CAMPAGNES DE CARACTÉRISATION	11
TABLEAU 2.3 :	TESTS DE TOXICITÉ RETENUS ET CARACTÉRISTIQUES DESCRIPTIVES	12
TABLEAU 2.4 :	PROTOCOLES UTILISÉS POUR LES TESTS DE TOXICITÉ	17
TABLEAU 2.5 :	LISTE DES FAMILLES DE PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES ANALYSÉS	19
TABLEAU 2.6 :	SÉLECTION DES ANALYSES ORGANIQUES AUX DIVERSES STATIONS D'ÉPURATION	21
TABLEAU 3.1 :	DÉPASSEMENTS PONCTUELS DES RÉSULTATS JOURNALIERS OBSERVÉS DURANT LES PÉRIODES D'ÉCHANTILLONNAGE PAR RAPPORT AUX EXIGENCES PÉRIODIQUES DE REJET IMPOSÉES AUX STATIONS D'ÉPURATION	30
TABLEAU 3.2-H :	RÉSULTATS DES TESTS DE TOXICITÉ AIGUË CONSIDÉRÉS DANS L'APPROCHE DE PROTECTION DU MILIEU AQUATIQUE DU MENV OBTENUS EN HIVER.....	33
TABLEAU 3.2-E :	RÉSULTATS DES TESTS DE TOXICITÉ AIGUË CONSIDÉRÉS DANS L'APPROCHE DE PROTECTION DU MILIEU AQUATIQUE DU MENV OBTENUS EN ÉTÉ.....	34
TABLEAU 3.3-H :	RÉSULTATS DES TESTS DE TOXICITÉ CHRONIQUE CONSIDÉRÉS DANS L'APPROCHE DE PROTECTION DU MILIEU AQUATIQUE DU MENV OBTENUS EN HIVER.....	35
TABLEAU 3.3-E :	RÉSULTATS DES TESTS DE TOXICITÉ CHRONIQUE CONSIDÉRÉS DANS L'APPROCHE DE PROTECTION DU MILIEU AQUATIQUE DU MENV OBTENUS EN ÉTÉ.....	36
TABLEAU 3.4 :	SOMMAIRE QUALITATIF DES RÉSULTATS DES TESTS DE TOXICITÉ UTILISÉS DANS LE CALCUL DE L'INDICE BEEP OBTENUS EN HIVER ET EN ÉTÉ.....	38
TABLEAU 3.5 :	RÉSULTATS DU CALCUL DE LA TOXIMESURE DE L'INDICE BEEP OBTENUS EN HIVER ET EN ÉTÉ	39
TABLEAU 3.6-H :	RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES PARAMÈTRES PHYSICO- CHIMIQUES GÉNÉRIQUES OBTENUS EN HIVER.....	41
TABLEAU 3.6-E :	RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES PARAMÈTRES PHYSICO- CHIMIQUES GÉNÉRIQUES OBTENUS EN ÉTÉ.....	42
TABLEAU 3.7-H :	RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES MÉTAUX TOTAUX OBTENUS EN HIVER	43
TABLEAU 3.7-E :	RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES MÉTAUX TOTAUX OBTENUS EN ÉTÉ	44

TABLEAU 3.8 :	RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES SUBSTANCES ORGANIQUES SEMI-VOLATILES (SOBN) DÉTECTÉES (HIVER ET ÉTÉ).....	45
TABLEAU 3.9-H :	RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES SUBSTANCES ORGANIQUES VOLATILES (SOV) DÉTECTÉES EN HIVER	46
TABLEAU 3.9-E :	RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES SUBSTANCES ORGANIQUES VOLATILES (SOV) DÉTECTÉES EN ÉTÉ	47
TABLEAU 3.10 :	RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES SURFACTANTS.....	49
TABLEAU 3.11 :	RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES BPC TOTAUX.....	50
TABLEAU 3.12 :	RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES HAP TOTAUX.....	52
TABLEAU 3.13 :	RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES HAP DU GROUPE 1	53
TABLEAU 3.14 :	RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR CERTAINS HAP DU GROUPE 2	54
TABLEAU 3.15 :	RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES DIOXINES ET FURANES CHLORÉS	55
TABLEAU 3.16 :	FRÉQUENCE DE DÉTECTION DES PESTICIDES DANS LES ÉCHANTILLONS PRÉLEVÉS AUX STATIONS DE LA CUM ET DE LONGUEUIL	56
TABLEAU 3.17 :	RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES PESTICIDES DÉTECTÉS À LA CUM.....	58
TABLEAU 3.18 :	RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES PESTICIDES DÉTECTÉS À LONGUEUIL.....	59
TABLEAU 4.1 :	NOMBRE ET POURCENTAGE DE STATIONS ET D'ÉCHANTILLONS MONTRANT UN DÉPASSEMENT DES CRITÈRES DE TOXICITÉ GLOBALE POUR LES TESTS DE L'APPROCHE DE PROTECTION DU MILIEU AQUATIQUE (HIVER ET ÉTÉ).....	67
TABLEAU 4.2-H :	AMPLITUDES DE DÉPASSEMENT DES CRITÈRES DE VIE AQUATIQUE CHRONIQUES (CVAC) POUR LES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES GÉNÉRIQUES (HIVER)	73
TABLEAU 4.2-E :	AMPLITUDES DE DÉPASSEMENT DES CRITÈRES DE VIE AQUATIQUE CHRONIQUES (CVAC) POUR LES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES GÉNÉRIQUES (ÉTÉ)	74
TABLEAU 4.3-H :	AMPLITUDES DE DÉPASSEMENT DES CRITÈRES DE VIE AQUATIQUE CHRONIQUES (CVAC) POUR LES MÉTAUX (HIVER).....	78
TABLEAU 4.3-E :	AMPLITUDES DE DÉPASSEMENT DES CRITÈRES DE VIE AQUATIQUE CHRONIQUES (CVAC) POUR LES MÉTAUX (ÉTÉ).....	79
TABLEAU 4.4-H :	AMPLITUDES DE DÉPASSEMENT DES CRITÈRES DE VIE AQUATIQUE CHRONIQUES (CVAC) POUR LES SUBSTANCES ORGANIQUES (HIVER).....	82

TABLEAU 4.4-E :	AMPLITUDES DE DÉPASSEMENT DES CRITÈRES DE VIE AQUATIQUE CHRONIQUES (CVAC) POUR LES SUBSTANCES ORGANIQUES (ÉTÉ).....	83
TABLEAU 4.5 :	AMPLITUDES DE DÉPASSEMENT DES CRITÈRES DE VIE AQUATIQUE CHRONIQUES (CVAC) POUR LES PESTICIDES MESURÉS AUX STATIONS DE LA CUM ET DE LONGUEUIL EN 1999.....	86
TABLEAU 4.6-H :	AMPLITUDES DE DÉPASSEMENT DES CRITÈRES DE PRÉVENTION DE LA CONTAMINATION D'ORGANISMES AQUATIQUES (CPCO) POUR LES SUBSTANCES ANALYSÉES (HIVER).....	88
TABLEAU 4.6-E :	AMPLITUDES DE DÉPASSEMENT DES CRITÈRES DE PRÉVENTION DE LA CONTAMINATION D'ORGANISMES AQUATIQUES (CPCO) POUR LES SUBSTANCES ANALYSÉES (ÉTÉ).....	89
TABLEAU 4.7 :	COMPARAISON ENTRE LES CONCENTRATIONS MOYENNES EN BPC À CERTAINES STATIONS D'ÉPURATION ET LES TENEURS DÉJÀ PRÉSENTES DANS LE MILIEU	91
TABLEAU 4.8 :	AMPLITUDES DE DÉPASSEMENT DES CRITÈRES DE FAUNE PISCIVORE (CFP) POUR LES SUBSTANCES ANALYSÉES (HIVER ET ÉTÉ)	93
TABLEAU 4.9-H :	LIEN ENTRE LES TESTS DE TOXICITÉ AIGUË ET LES DÉPASSEMENTS DE LA VALEUR AIGUË FINALE (VAF) POUR LES PARAMÈTRES ANALYSÉS (HIVER).....	96
TABLEAU 4.9-E :	LIEN ENTRE LES TESTS DE TOXICITÉ AIGUË ET LES DÉPASSEMENTS DE LA VALEUR AIGUË FINALE (VAF) POUR LES PARAMÈTRES ANALYSÉS (ÉTÉ).....	97
TABLEAU 4.10-H :	LIEN ENTRE LES TESTS DE TOXICITÉ CHRONIQUE ET LES DÉPASSEMENTS (≥ 2) DES CRITÈRES DE VIE AQUATIQUE CHRONIQUE (CVAC) (HIVER).....	100
TABLEAU 4.10-E :	LIEN ENTRE LES TESTS DE TOXICITÉ CHRONIQUE ET LES DÉPASSEMENTS (≥ 2) DES CRITÈRES DE VIE AQUATIQUE CHRONIQUE (CVAC) (ÉTÉ).....	101
TABLEAU 4.11 :	TOXICITÉ AIGUË MAXIMALE MESURÉE EN FONCTION DU TYPE DE TRAITEMENT ET DES SAISONS.....	104
TABLEAU 4.12 :	TOXICITÉ CHRONIQUE MAXIMALE MESURÉE EN FONCTION DU TYPE DE TRAITEMENT ET DES SAISONS	105
TABLEAU 4.13 :	ÉVALUATION DE L'INFLUENCE DU TYPE DE TRAITEMENT ET DES SAISONS SUR LA TOXIMESURE.....	106
TABLEAU 4.14 :	VALEURS MOYENNES DE CERTAINS PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES GÉNÉRIQUES SELON LE TYPE DE TRAITEMENT ET LES SAISONS	107
TABLEAU 4.15 :	TOXICITÉ AIGUË MAXIMALE MESURÉE EN FONCTION DE LA CHARGE INDUSTRIELLE EN DBO ₅	110
TABLEAU 4.16 :	TOXICITÉ CHRONIQUE MAXIMALE MESURÉE EN FONCTION DE LA CHARGE INDUSTRIELLE EN DBO ₅	111

TABLEAU 4.17 :	ÉVALUATION DE L'INFLUENCE DE LA CHARGE INDUSTRIELLE EN DBO ₅ SUR LA TOXIMESURE.....	112
TABLEAU 4.18 :	VALEURS MOYENNES DE CERTAINS PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES SELON LA CHARGE INDUSTRIELLE EN DBO ₅	113
TABLEAU 4.19 :	TOXICITÉ AIGUË MAXIMALE MESURÉE EN FONCTION DE LA DÉPHOSPHATATION.....	114
TABLEAU 4.20 :	TOXICITÉ CHRONIQUE MAXIMALE MESURÉE EN FONCTION DE LA DÉPHOSPHATATION.....	115
TABLEAU 4.21 :	ÉVALUATION DE L'INFLUENCE DE LA DÉPHOSPHATATION SUR LA TOXIMESURE.....	115
TABLEAU 4.22 :	EFFET DE LA DÉPHOSPHATATION SAISONNIÈRE : VARIATION DE LA CONCENTRATION DE CERTAINS PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES ET MÉTAUX AVEC ET SANS DÉPHOSPHATATION	116
TABLEAU 4.23 :	CONCENTRATIONS MOYENNES D'ALUMINIUM ET DE FER MESURÉES À L'EFFLUENT DE LA CUM LORS D'ÉPISODES DE DÉPHOSPHATATION AU CHLORURE FERRIQUE ET À L'ALUN.....	117
TABLEAU 4.24 :	CONCENTRATIONS MOYENNES D'ALUMINIUM ET DE FER MESURÉES AUX EFFLUENTS DES STATIONS EN FONCTION DE LA DÉPHOSPHATATION.....	118
TABLEAU 5.1 :	SUBSTANCES AYANT ÉTÉ DÉTECTÉES DANS PLUS DE 85 % DES ÉCHANTILLONS ANALYSÉS	121

LISTE DES FIGURES

FIGURE 2.1 :	PRÉPARATION ET DIVISION DES ÉCHANTILLONS JOURNALIERS (JOURS 1, 3 ET 5) EN LABORATOIRE	15
FIGURE 2.2 :	PRÉPARATION ET DIVISION DE L'ÉCHANTILLON COMPOSÉ EN LABORATOIRE.....	16
FIGURE 3.1 :	RELATION ENTRE LES DÉBITS MAXIMUMS ET LES CONCENTRATIONS DE CERTAINS PESTICIDES MESURÉS À LA STATION DE LA CUM EN 1999	61
FIGURE 3.2 :	RELATION ENTRE LES DÉBITS ET LES CONCENTRATIONS DE CERTAINS PESTICIDES MESURÉS À LA STATION DE LONGUEUIL LE 19 MAI 1999	62

GLOSSAIRE

Bioaccumulation - Accumulation nette d'une substance dans les tissus d'un organisme résultant d'une exposition aux différentes sources de contamination dans l'environnement.

Biodégradation - Processus microbiologique (dû par exemple à l'activité de bactéries) qui altère la structure chimique d'un composé. Il cause généralement la décomposition des molécules organiques en composantes plus petites. Par exemple, la biodégradation des hydrocarbures en conditions aérobies libère ultimement du carbone organique (CO₂) et de l'eau (H₂O).

BPC planaire ou coplanaire - Molécule de BPC pouvant adopter une configuration planaire.

Caractérisation bioanalytique - Ensemble de tests de toxicité réalisés dans le but d'évaluer le potentiel écotoxique d'une matrice expérimentale (p. ex. un échantillon d'effluent de station d'épuration).

CI₅₀ - Concentration inhibitrice médiane. Il s'agit de l'estimation ponctuelle de la concentration d'effluent (% v/v) qui provoque une inhibition de 50 % d'une fonction biologique quantitative (p. ex. la croissance), par rapport à des organismes de contrôle, après une période d'exposition donnée.

CL₅₀ - Concentration létale médiane. Il s'agit de la concentration d'effluent (% v/v) qui est considérée létale chez 50 % des organismes soumis à l'essai. La CL₅₀ est dérivée ici par l'analyse statistique des mortalités survenues à différentes concentrations expérimentales, après une période d'exposition donnée (p. ex. 96 h).

CMEO - Concentration minimale avec effet observé. Il s'agit de la plus basse concentration d'une matrice expérimentale qui provoque des effets nocifs chez des organismes qui y sont exposés. Par exemple, la CMEO est la plus faible concentration à laquelle la croissance d'algues exposées à l'échantillon d'effluent diffère significativement de celle d'organismes témoins.

Contrôle de qualité - Ensemble de techniques et moyens de mesure et d'évaluation de la qualité des données et, le cas échéant, des correctifs à appliquer lorsque les standards de qualité ne sont pas atteints.

CSE - Concentration seuil d'effet. Il s'agit de la moyenne géométrique de la CSEO et de la CMEO.

CSEO - Concentration sans effet observé. Il s'agit de la plus haute concentration d'un échantillon expérimental qui, chez les organismes exposés, ne provoque aucun effet nocif observé et statistiquement significatif. Par exemple, la CSEO est la plus forte concentration d'essai à laquelle la croissance d'algues exposées à l'échantillon d'effluent ne diffère pas significativement de celle d'organismes témoins.

Échantillon recomposé - Échantillon résultant du mélange des sous-échantillons d'effluent ou d'eau d'alimentation prélevés au point d'échantillonnage de la station d'épuration.

Effet écotoxique - Effet toxique pour une ou plusieurs composantes de l'environnement.

Exigences de rejet – Limites spécifiques définies par le MAMM et exprimées en concentrations et en charges pour assurer l'opération optimale de chaque station d'épuration municipale. Les exigences de rejet sont définies pour un ou plusieurs des paramètres suivants : la DBO₅, les MES, le P₁ et/ou les coliformes fécaux.

Létal - Qui provoque la mort des organismes exposés. Par exemple, la mort des truites est définie comme la cessation de tous les signes visibles de mouvement ou d'activité.

Objectifs environnementaux de rejet – Limites spécifiques définies par le MENV et exprimées en concentrations et en charges, mais qui ne se traduisent pas nécessairement en exigences de rejet puisque ces dernières tiennent compte des limites technologiques. Les objectifs environnementaux de rejet sont basés sur les critères de qualité pour les différents usages de l'eau et ils tiennent compte de la spécificité de l'effluent (le débit notamment) et des caractéristiques du milieu récepteur.

Sublétal - Qui est nocif pour l'organisme soumis à l'essai, mais en-deçà du niveau qui entraîne la mort au cours d'un essai.

Test de toxicité – Essai de laboratoire permettant de déterminer l'effet d'une matière ou d'une matrice (p. ex. un échantillon d'effluent d'une station d'épuration) sur un groupe d'organismes choisis d'une même espèce (p. ex. *Vibrio fischeri*), dans des conditions bien définies. Un test de toxicité sert normalement à mesurer soit la proportion des organismes atteints, soit l'intensité de l'effet observé, après l'exposition à une matière ou une matrice expérimentale donnée. Parfois appelé de manière générique bioessai ou essai biologique.

Toxicité - Capacité propre d'une substance ou d'une matrice (p. ex. un échantillon d'effluent de station d'épuration) de provoquer des effets nocifs chez l'organisme exposé.

Toxicité aiguë - Toxicité qui survient dans un bref délai (secondes, minutes, heures ou quelques jours) par rapport à la durée de vie des organismes soumis à l'essai.

Toxicité chronique - Toxicité qui survient durant une période d'exposition relativement longue, correspondant au moins à 10% du cycle de vie de l'organisme.

Unité toxique - Unité relative de toxicité d'un échantillon expérimental. Pour un effluent, le calcul est effectué comme suit :

$$\text{Unité toxique} = \frac{100 \%}{\text{résultat de toxicité (p. ex. CI}_{50} = x \%)}$$

LISTE DES SIGLES, SYMBOLES ET ABRÉVIATIONS

<	résultat ou concentration moyenne inférieure à la limite de détection
*	résultat rejeté
()	(résultat exprimé entre parenthèses) : résultat à utiliser avec prudence en regard du contrôle de la qualité
	(case vide dans les tableaux de résultats) : indique un paramètre n'ayant pas été mesuré
ADN	acide désoxyribonucléique
APHA	American Public Health Association
BEEP	barème d'effets écotoxiques potentiels
BPC	biphényles polychlorés
β-gal	β-galactosidase
CFP	critère de faune piscivore
CI ₅₀	concentration inhibitrice 50 %
CL ₅₀	concentration létale 50 %
CMEO	concentration minimale avec effet observé
CPCO	critère de qualité pour la prévention de la contamination des organismes aquatiques
CRT	chlore résiduel total
CSE	concentration-seuil d'effet
CSEO	concentration sans effet observé
CUM	Communauté urbaine de Montréal
CUO	Communauté urbaine de l'Outaouais
CUQ	Communauté urbaine de Québec
CVAA	critère de vie aquatique, aigu
CVAC	critère de vie aquatique, chronique
d	jour (<i>dies</i>)
DBO ₅	demande biochimique en oxygène après 5 jours
DBO ₅ C	demande biochimique en oxygène après 5 jours, partie carbonée
Fd	facteur de dilution
HAP	hydrocarbures aromatiques polycycliques
LDM	limite de détection de la méthode
<LIM	concentration moyenne inférieure à la limite de détection
MAM	ministère des Affaires municipales du Québec
MENVIQ	ministère de l'Environnement du Québec (jusqu'en 1994)
MEF	ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (1994-1998)
MENV	ministère de l'Environnement du Québec (depuis le 15 décembre 1998)

MES	matières en suspension
MT	métaux totaux
μS	microSiemens
μg	microgramme (10^{-6} g)
ng	nanogramme (10^{-9} g)
nl	non létal
nm	nanomètre
ns	non significatif
nv	non valide
OER	objectifs environnementaux de rejet
PADEM	Programme d'assainissement des eaux municipales
PAEQ	Programme d'assainissement des eaux du Québec
PASL	Plan d'action Saint-Laurent
pg	picogramme (10^{-12} g)
% v/v	pourcentage volume sur volume
PPC	paramètres physico-chimiques
P_t	phosphore total
S9	fraction microsomale de foie de rat
SLV 2000	Saint-Laurent Vision 2000
SOBN	substances organiques semi-volatiles obtenues par extraction basique et neutre
SOV	substances organiques volatiles
UG_{SC}	unité de génotoxicité sublétales chronique
UTa	unité de toxicité aiguë
UTc	unité de toxicité chronique
UT_L	unité de toxicité létale
UT_S	unité de toxicité sublétales
UT_{SA}	unité de toxicité sublétales aiguë
UT_{SC}	unité de toxicité sublétales chronique
$UTA_{uvb^{-1}}$	unité toxique ajustée par unité de volume bioanalytique
$UTA_{h^{-1}}$	unité toxique ajustée heure
VAF	valeur aiguë finale (= 2 x CVAA)
Xgal	5-bromo-4-chloro-3- β -D-galactoside (X-gal)

1 INTRODUCTION

1.1 Contexte de l'étude

D'importants moyens financiers et techniques ont été mis en œuvre depuis plus de 20 ans afin de récupérer les usages des cours d'eau du Québec. Environ sept milliards de dollars ont été dépensés dans le cadre du *Programme d'assainissement des eaux du Québec* (PAEQ) et du *Programme d'assainissement des eaux municipales* (PADEM). Ces programmes ont permis de raccorder à une station d'épuration 98 % de la population desservie par un réseau d'égouts. Les tendances observées dans les cours d'eau et l'évolution temporelle des charges suggèrent que les interventions d'assainissement des eaux¹, réalisées entre 1979 et 1998, ont eu des effets positifs sur la qualité de l'eau des rivières du Québec (Painchaud, 1997; Simard et Painchaud, 2000). L'analyse des séries chronologiques des nitrites-nitrates, de l'azote ammoniacal, du phosphore total, de la turbidité et des coliformes fécaux révèle une prépondérance de tendances à la baisse. L'amélioration de la qualité de l'eau a été plus marquée au cours de la dernière décennie (1988-1998) que pour la période 1979-1994 (Simard et Painchaud, 2000). Les charges en demande biochimique en oxygène (DBO₅) et en matières en suspension (MES) provenant des eaux usées municipales sont également en baisse.

Malgré l'amélioration de la qualité des eaux rejetées dans les cours d'eau suite à la réalisation du PAEQ et du PADEM, il est possible que certains effluents municipaux présentent un potentiel toxique pour certaines espèces aquatiques. Les effluents municipaux peuvent aussi contenir des substances persistantes et bioaccumulables pouvant dégrader la qualité des tissus des organismes aquatiques qui y sont exposés. Ces substances augmentent également l'exposition subie par la faune piscivore.

Des tests de toxicité effectués sur les effluents de stations d'épuration municipales un peu partout en Amérique du Nord ont révélé que plusieurs étaient toxiques pour les organismes étudiés – poissons, crustacés et algues (Rutherford *et al.*, 1993; Orr *et al.*, 1992). Certains effluents étaient fortement toxiques, causant la mort d'organismes en peu de temps (toxicité létale aiguë). D'autres avaient des effets à plus long terme (toxicité chronique).

À la lumière de ces informations, et compte tenu de l'état d'avancement des programmes d'assainissement au Québec, le MENVIQ décidait en 1993 de former un comité dont le mandat était de déterminer les moyens à utiliser pour évaluer le potentiel toxique des effluents des stations d'épuration municipales du Québec.

¹ Ces interventions comprennent celles réalisées dans les secteurs municipal, industriel et agricole.

1.2 Problématique et travaux du comité du ministère de l'Environnement du Québec

La toxicité d'un effluent municipal peut avoir différentes origines. Par exemple, elle peut provenir de contaminants contenus dans l'affluent de la station d'épuration que le traitement ne réussit pas à réduire suffisamment. Elle peut provenir de produits ajoutés, comme le chlore, lors du traitement. Elle peut résulter de changements dans les caractéristiques physico-chimiques de l'eau, comme la transformation de l'azote organique en azote ammoniacal, lors du traitement. Elle peut également être le résultat de l'effet combiné de plusieurs contaminants présents simultanément dans l'effluent.

Dans le cadre du programme MISA (Municipal and Industrial Strategy Abatement), le ministère de l'Environnement de l'Ontario a réalisé plusieurs études dans le but d'évaluer la toxicité des effluents municipaux. Un échantillonnage de 37 stations d'épuration municipales a d'abord révélé que, dans la gamme des contaminants analysés, les métaux étaient les contaminants les plus fréquemment rencontrés et ce, en concentrations significatives par rapport aux critères de qualité de l'eau (Canviro Consultants, 1989).

Dans un second rapport, Beak et Canviro (1990) ont établi que le chlore et l'azote ammoniacal étaient des causes importantes de la toxicité mesurée. En effet, la désinfection au chlore a été identifiée comme une source de toxicité pour la vie aquatique. Ils ont aussi mis en évidence que les effluents du traitement primaire, même sans chloration, étaient généralement toxiques. Cela était vraisemblablement dû à des concentrations élevées d'azote ammoniacal et à un faible enlèvement de la DBO₅. Les effluents du traitement secondaire étaient parfois toxiques, particulièrement lorsque les concentrations d'azote ammoniacal dépassaient 10 mg/L. Ceci se produisait surtout l'hiver lorsque la nitrification est réduite. Dans le cas des étangs non aérés, le sulfure d'hydrogène a été identifié comme une cause additionnelle de la toxicité. Selon les auteurs, d'autres substances comme les métaux, les surfactants et certaines substances organiques peuvent aussi contribuer à la toxicité des effluents municipaux.

Suite à ce rapport, le ministère de l'Environnement de l'Ontario a fait réaliser des tests de toxicité sur les effluents de 10 stations d'épuration municipales (Orr *et al.*, 1992). Les tests de toxicité aiguë ont permis d'établir que sur les 123 échantillons d'eau recueillis, 56 % étaient toxiques (léthalité aiguë) pour la Truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et 27 % étaient toxiques (léthalité aiguë) pour le cladocère *Daphnia magna*. La chloration et les concentrations élevées d'azote ammoniacal ont été identifiées comme les principales causes de cette toxicité. D'autres tests de toxicité ont été effectués sur 80 échantillons composés et traités² pour mesurer la toxicité chronique : 69 % de ces échantillons ont causé une réduction de la croissance du poisson Tête-de-boule (*Pimephales promelas*) et 56 % des échantillons ont affecté la reproduction du cladocère *Ceriodaphnia dubia*. D'autres paramètres, tels la DBO₅, le carbone organique dissous, les MES et les métaux semblaient aussi être reliés à la toxicité de certains échantillons. Le sulfure

² Les échantillons étaient déchlorés et le pH était ajusté lorsque des concentrations élevées de chlore et d'azote ammoniacal étaient mesurées, pour réduire la toxicité due à ces substances.

d'hydrogène aurait également contribué à la toxicité observée dans les échantillons provenant d'étangs non aérés. Enfin, à l'instar d'autres études, celle de Orr *et al.* (1992) a démontré que la sensibilité des organismes aux substances toxiques présentes dans les échantillons varie d'une espèce à l'autre, d'où l'importance d'utiliser plusieurs tests de toxicité représentatifs de divers niveaux trophiques.

Aux États-Unis, un permis NPDES (National Pollutant Discharge Elimination System) est nécessaire pour pouvoir rejeter des eaux usées dans l'environnement. Lors du renouvellement des permis de stations d'épuration municipales, des mesures de contrôle sont établies et inscrites aux permis telles que des tests de toxicité et les concentrations limites de contaminants à respecter. Lorsque les tests de toxicité démontrent que l'effluent est toxique, des procédures d'identification et de réduction de la toxicité sont mises en place (*toxicity identification evaluation* – TIE et *toxicity reduction evaluation* – TRE).

Au Canada, les eaux usées provenant des effluents de toutes stations d'épuration sont soumis au paragraphe 36(3) de la *Loi sur les pêches*. Cette disposition interdit le rejet de substances nocives dans des eaux fréquentées par des poissons. En vertu de cette loi, le ministre des Pêches et Océans a le pouvoir de faire une dérogation à l'interdiction générale en prenant un règlement. Ce pouvoir n'a pas été exercé à l'égard des rejets d'eaux usées municipales.

Au Québec, la problématique de la toxicité des effluents municipaux est moins bien connue puisque peu de tests de toxicité ont été réalisés jusqu'à ce jour. Toutefois, la situation du Québec diffère de celle observée en Ontario et aux États-Unis dû au fait que la désinfection des eaux usées au chlore est à peu près inexistante. La toxicité liée à cette substance étant connue lorsque le Québec a introduit son programme d'assainissement, d'autres systèmes de désinfection, tels les ultraviolets, ont été privilégiés.

Par ailleurs, les industries québécoises raccordées à l'égout municipal doivent respecter les normes de rejet du règlement municipal en vigueur. La plupart des municipalités ont adopté un tel règlement. Cependant, les concentrations prescrites ne sont pas une garantie que l'ensemble des rejets seront exempts de toxicité après le traitement. La toxicité de l'effluent final dépendrait donc de la nature des eaux acheminées à la station d'épuration et de l'efficacité du traitement. Il faut aussi préciser que les règlements municipaux ne couvrent pas tous les contaminants potentiellement présents.

Suite à l'analyse de la problématique, le comité du MENVIQ, devenu MEF, a produit un rapport en février 1994 (Tétreault *et al.*, 1994). Dans ce rapport, le comité a conclu que bien peu de stations au Québec pouvaient présenter une toxicité due à la désinfection au chlore³. Par contre, sur les 160 stations où des données étaient disponibles en 1991-1992, 61 stations (38 %) avaient obtenu au moins un résultat à l'effluent supérieur à 20 mg/L d'azote ammoniacal. Pour le comité, ces stations, surtout celles avec étangs aérés dont la nitrification est réduite durant l'hiver, présentaient des risques élevés de toxicité. À cette liste s'ajoutent les quelques stations d'étangs

³ Au moment du rapport de 1994, le Québec comptait deux stations utilisant encore la chloration et chacune projetait de remplacer cette méthode par une désinfection aux rayons ultraviolets. L'une d'elle a réalisé ces travaux en 1996 et l'autre les a réalisés en 2000.

non aérés avec rejets en continu l'hiver, puisque ceux-ci peuvent contenir des concentrations élevées de sulfure d'hydrogène.

Le comité recommandait une campagne de caractérisation, comprenant des analyses physico-chimiques et des tests de toxicité, pour évaluer le potentiel toxique des effluents municipaux. Il recommandait que cette campagne couvre 15 stations d'épuration municipales, sélectionnées pour être représentatives non seulement de l'ensemble des principaux procédés de traitement existants au Québec, mais aussi des différentes conditions d'opération (i.e. avec et sans déphosphatation chimique; avec et sans apport industriel important). Les stations qui appliquent une désinfection au chlore ou qui ont des concentrations très élevées d'azote ammoniacal sont exclues. La toxicité de ces effluents ayant déjà été démontrée en Ontario et ailleurs, il a été jugé peu utile de vérifier ce fait reconnu. Pour cette même raison, les rejets en continu d'étangs non aérés en hiver ont été également exclus. Le comité recommandait finalement que cette campagne soit réalisée à deux périodes différentes, soit en conditions d'opération hivernales et estivales.

1.3 Objectifs de l'étude

L'objectif premier de l'étude est d'évaluer le potentiel toxique des effluents des stations d'épuration municipales du Québec, ce qui signifie :

- évaluer la toxicité aiguë (i.e. à court terme) et chronique (i.e. à long terme) des effluents pour la vie aquatique;
- estimer le potentiel toxique pour l'humain et la faune sauvage dû à la présence de substances pouvant dégrader la qualité des tissus des organismes aquatiques.

Toutefois, dans le but d'obtenir une analyse complète et cohérente en regard de cet objectif, plusieurs objectifs sous-jacents ont été ajoutés afin de cibler, le cas échéant, les causes de la toxicité des effluents municipaux :

- identifier les liens possibles entre la toxicité mesurée et les substances détectées dans les effluents municipaux;
- identifier les liens possibles entre la toxicité mesurée et le type de procédé de traitement;
- déterminer si l'efficacité des procédés de traitement en hiver et en été modifie le patron de toxicité des effluents municipaux;
- vérifier l'influence des apports industriels sur la toxicité mesurée;
- évaluer l'impact de la déphosphatation chimique sur la toxicité mesurée.

1.4 Mise en œuvre de la campagne et approche d'évaluation du potentiel toxique

Le projet d'évaluation du potentiel toxique des effluents municipaux a été divisé en deux campagnes de caractérisation : 1) une première campagne réalisée en 1996-1997 comportant majoritairement des caractérisations de stations en conditions d'opération hivernales; 2) puis une seconde en 1998-1999 réalisée majoritairement en conditions estivales.

Ce projet a été inscrit à la programmation de *Saint-Laurent Vision 2000* (SLV 2000) en 1996. Le *Volet protection* a pris en charge la réalisation de la première campagne de 96-97. En juin 1998, une nouvelle entente d'harmonisation Québec-Canada a été signée pour le programme *Saint-Laurent Vision 2000 phase III* et la campagne de 98-99 a été inscrite au *Volet industriel et urbain*.

L'échantillonnage, plusieurs analyses physico-chimiques et certains tests de toxicité ont été réalisés par des firmes privées. Le Centre Saint-Laurent a assumé la réalisation de nombreux tests de toxicité ainsi que l'évaluation de la qualité des résultats des analyses physico-chimiques et des tests de toxicité effectués par les laboratoires privés. Plusieurs analyses organiques ont été effectuées au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). Le CEAEQ s'est également chargé de l'analyse des métaux et des pesticides durant les caractérisations de 1998 et 1999.

Afin d'obtenir un portrait représentatif de l'ensemble des stations au Québec, l'approche retenue pour évaluer le potentiel toxique des effluents des stations d'épuration municipales est la suivante :

- Les résultats de la campagne de caractérisation (tests de toxicité et analyses physico-chimiques) sont d'abord comparés à des seuils d'effets potentiels représentés par les critères de qualité de l'eau de surface (MEF, 1998). Cet exercice permet d'évaluer le potentiel toxique des eaux usées municipales à l'effluent (« en bout de tuyau »). Toutefois, pour évaluer l'impact appréhendé d'un effluent sur son milieu, il faut considérer les charges rejetées et les caractéristiques des milieux aquatiques récepteurs. Cette approche, qui consiste à fixer les limites propres à chaque rejet en tenant compte des critères de qualité de l'eau et des conditions du milieu aquatique récepteur (usages, concentrations des substances en amont de l'effluent, dilution de l'effluent en conditions critiques, etc.), n'est cependant pas présentée dans le cadre de l'étude⁴. Seuls les critères de qualité de l'eau sont utilisés ici comme indicateurs pour analyser les effluents municipaux dans leur ensemble, c'est-à-dire pour :
 - évaluer le potentiel toxique des effluents des stations d'épuration municipales indépendamment de la sensibilité de leur milieu récepteur;
 - mettre en évidence les substances susceptibles d'être à l'origine de la toxicité mesurée;
 - et identifier les causes communes possibles de la toxicité.

⁴ La méthode pour estimer ces limites, ou objectifs environnementaux de rejet (OER), est décrite dans le document MENV (1991, rév.1996).

- Une compilation des toximesures, l'une des composantes de l'indice BEEP, est aussi réalisée. Cet outil est utilisé dans le cadre de SLV 2000 pour évaluer, de façon relative, le potentiel écotoxique des effluents.

2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Sélection des stations d'épuration

Le rapport du comité du MEF (Tétreault *et al.*, 1994) a servi de base pour la sélection des stations d'épuration. Les critères de sélection énoncés dans ce rapport ont été retenus. Ceux-ci visaient à identifier des stations représentatives de :

- tous les principaux procédés d'épuration en opération au Québec;
- des stations qui ont des charges industrielles importantes et d'autres qui en ont très peu;
- des stations qui font la déphosphatation (enlèvement de phosphate par l'ajout de produits chimiques) et d'autres qui n'en font pas.

Par ailleurs, les critères de sélection des stations devaient aussi tenir compte des paramètres d'opération suivants afin que la toxicité soit mesurée lors de conditions normales d'opération de la station :

- débit moyen entre 70 et 110 % du débit de conception;
- DBO₅ à l'affluent entre 60 et 150 % de la charge de conception;
- effluent qui respecte les exigences de rejet en DBO₅ et en MES;
- fraction industrielle de la DBO₅ à l'affluent inférieure à 10 % (faible apport industriel) ou supérieure à 50 % (fort apport industriel) de la DBO₅ totale⁵;
- concentration d'azote ammoniacal à l'effluent inférieure à 10 mg/L l'été et inférieure à 20 mg/L l'hiver;
- opération normale de la station depuis quelques années sans modification majeure récente des équipements ou des conditions d'opération;
- pas de désinfection au chlore.

La limite de 20 mg/L d'azote ammoniacal en hiver peut paraître élevée en regard des résultats du programme MISA, lesquels ont démontré que des concentrations supérieures à 10 mg/L pouvaient être toxiques (Beak et Canviro, 1990; Orr *et al.*, 1992). Cette limite a tout de même été maintenue puisqu'au Québec, il est fréquent que les concentrations dans les étangs aérés se rapprochent de 20 mg/L en hiver. Les stations avec étangs aérés qui dépassent cette teneur sont cependant considérées comme des cas particuliers.

Les données qui étaient disponibles au MAM et au MEF lors du lancement de ce projet ont servi à l'évaluation des caractéristiques des stations d'épuration, incluant le type de procédé, les

⁵ L'importance de l'apport ou de la charge industrielle dans le présent document fait référence à la proportion industrielle de la charge totale en DBO₅, selon les critères énoncés ici.

caractéristiques de l'eau à l'entrée et à la sortie de la station, l'apport théorique des industries et l'utilisation ou non de la déphosphatation chimique. D'autres aspects comme l'importance des stations (nombre de personnes desservies) ou encore des aspects logistiques comme la proximité avec une grande ville et avec les firmes d'échantillonnage ont été considérés pour le choix final des stations. Le tableau 2.1 présente la liste des stations qui ont été retenues.

TABLEAU 2.1 : STATIONS D'ÉPURATION SÉLECTIONNÉES

Procédé	Stations d'épuration			
	Faible apport industriel		Fort apport industriel	
	Avec déphosphatation	Sans déphosphatation	Avec déphosphatation	Sans déphosphatation
Boues activées :				
- conventionnel	CUO	---	---	---
- aération prolongée	---	Jonquière	Farnham ⁽¹⁾	La Prairie (située à Sainte-Catherine)
- avec filtration	---	---	Magog	---
Étangs aérés	Sawyerville ⁽¹⁾	Saint-Gédéon (au lac Saint-Jean)	Warwick ⁽¹⁾ et Saint-Joseph-de-Beauce ⁽¹⁾	Cookshire
Biofiltration	Châteauguay ⁽¹⁾	CUQ (station Est)	---	---
Physico-chimique	Longueuil (Centre d'épuration Rive-Sud)	---	CUM	---
Étangs non aérés	Martinville ⁽²⁾	---	---	---

(1) : Déphosphatation en saison estivale seulement.

(2) : Déphosphatation lors de la vidange du printemps seulement.

Cette liste de 15 stations permet d'obtenir un portrait représentatif de la situation québécoise, bien qu'elle ne couvre pas toutes les catégories. Les quatre principaux procédés de traitement sont représentés. Il s'agit des procédés « boues activées », « étangs aérés », « biofiltration » et « physico-chimique ». En 1994, ces procédés représentaient respectivement 12,5 %, 13,7 %, 10,9 % et 62,5 %, pour un total de 99,6% du volume des eaux usées municipales traitées au Québec. Une station avec étangs non aérés (Martinville) a aussi été sélectionnée pour être échantillonnée durant les périodes de vidange d'automne et du printemps, ce qui correspond respectivement, à l'intérieur de ce projet, à des conditions d'opération d'été (eaux usées accumulées durant tout l'été puis vidangées à l'automne) et à des conditions d'opération d'hiver (eaux usées accumulées durant tout l'hiver puis vidangées au printemps). Les stations avec étangs non aérés représentaient 0,2 % du volume d'eaux usées municipales traitées. Les autres procédés, tels que les biodisques, ne représentaient que 0,2 % du volume d'eaux usées municipales traitées au Québec en 1994.

Malgré le critère de sélection éliminant les stations avec des concentrations d'azote ammoniacal supérieures à 20 mg/L en hiver, la station Saint-Joseph-de-Beauce a été ajoutée pour inclure au moins un cas d'effluent dont les concentrations dépassent ce critère.

La station de Magog a aussi été retenue puisqu'il y a ajout de chlore avant la filtration tertiaire pour éviter le colmatage biologique des filtres. Il a été jugé opportun de vérifier l'impact de cette pratique en dépit du critère de sélection défini à cet effet.

Dans la catégorie « avec déphosphatation », six des stations ne font la déphosphatation chimique que durant la saison estivale comme c'est généralement le cas au Québec. Seules les stations de la CUO, de Longueuil (CERS), de Magog et de la CUM y recourent durant toute l'année car leurs effluents se déversent dans des milieux sensibles à l'eutrophisation, tels un lac ou un réservoir. La présente étude comprend donc quatre stations faisant de la déphosphatation à l'année, six stations faisant de la déphosphatation en saison estivale seulement (incluant Martinville lors de la vidange du printemps) et cinq stations ne faisant aucune déphosphatation.

L'annexe 1 présente certaines données techniques de conception et d'opération pour les stations d'épuration sélectionnées. Certaines stations ne respectent pas tout à fait l'ensemble des critères de sélection, mais elles répondent quand même aux objectifs du projet. Dans le cas de la CUM, la proportion de l'apport industriel est inconnue et ne répond probablement pas au critère de DBO₅ industriel supérieure à 50 % de la DBO₅ totale. Toutefois, étant donné la grande diversité des entreprises industrielles et l'existence de nombreuses entreprises de service œuvrant dans des champs d'activités variés, il est probable que des substances chimiques très diverses soient présentes à l'entrée de cette station d'épuration. Les apports industriels sont donc considérés importants sans pouvoir préciser leur proportion.

2.2 Programmation des campagnes de caractérisation

L'approche utilisée pour procéder aux campagnes de caractérisation des stations d'épuration municipales s'est inspirée de celle développée dans le cadre des caractérisations industrielles du programme Saint-Laurent Vision 2000 (SLV 2000). Le *Guide général de caractérisation SLV 2000*, publié en avril 1995, a été utilisé pour préparer les devis. Les firmes d'échantillonnage pré-qualifiées pour les caractérisations industrielles ont été invitées à soumissionner selon les exigences contenues dans ce Guide.

Les campagnes se sont déroulées, chronologiquement, en deux temps : la campagne de 96-97 et celle de 98-99. La campagne de 96-97 comportait deux étapes, à savoir un pré-test à l'automne 1996 puis une deuxième étape de caractérisations au cours de l'hiver de 96-97.

La première étape, appelée « pré-test », servait de campagne d'essai en préparation des caractérisations pendant l'hiver de 96-97. Cette étape a permis de valider le devis et de l'ajuster au contexte des stations municipales. Elle a aussi permis de s'assurer de l'atteinte des exigences de contrôle de la qualité en ce qui a trait aux travaux de terrain et aux analyses. Le pré-test

comportait la caractérisation de deux stations d'épuration en conditions estivales : Sawyerville (septembre 1996) et Martinville lors de la vidange d'automne (octobre 1996).

À la seconde étape, 14 stations d'épuration ont été échantillonnées (toutes sauf Martinville) dans des conditions d'opération hivernales entre décembre 1996 et février 1997.

Suite à la campagne de 96-97, une compilation des résultats a été réalisée et un rapport d'étape a été publié en juillet 1998 (MEF et Environnement Canada, 1998). L'examen des résultats partiels d'hiver a permis d'ajuster et d'améliorer le programme de caractérisation pour la suite du projet, en utilisant certaines autres méthodes analytiques et en ajoutant plusieurs analyses, notamment pour des métaux et des paramètres organiques.

La campagne de 98-99 a eu lieu entre septembre 98 et juillet 99. Au total, 12 stations ont été échantillonnées, dont deux à deux reprises (CUM et Longueuil). Parmi celles-ci, 11 l'ont été dans des conditions d'été et une dans des conditions d'hiver (Martinville en mai 1999 lors de la vidange du printemps). Les trois stations non échantillonnées sont : Sawyerville (déjà caractérisée dans des conditions estivales lors du pré-test), Magog et Warwick. Ces deux dernières stations, qui auraient dû être échantillonnées en été, ont été éliminées pour permettre des analyses plus poussées à d'autres stations. La CUM et Longueuil ont été caractérisées deux fois en été en raison d'une erreur survenue lors de la réalisation du test de toxicité avec *P. promelas* sur certains échantillons prélevés au cours de l'été 1998. Par conséquent, un deuxième échantillonnage a eu lieu en juin 1999 pour permettre de reprendre ce test de toxicité et certaines autres analyses.

Le tableau 2.2 présente le sommaire du programme d'échantillonnage des deux campagnes de caractérisation et la section 2.4 donne le détail des différences analytiques entre les campagnes de 96-97 et de 98-99.

Au cours de l'été 1999, la présence de certains pesticides dans les effluents municipaux a également été vérifiée. En raison des coûts élevés de l'analyse des pesticides et de leur utilisation saisonnière et épisodique, il a été décidé de procéder à un échantillonnage intensif à deux stations seulement plutôt que de faire un échantillonnage ponctuel à toutes les stations. Les stations retenues sont celles de la CUM et de Longueuil à cause de l'importance du bassin urbanisé, de la forte proportion du réseau d'égouts de type unitaire et de la disponibilité de personnel et d'appareils pour effectuer l'échantillonnage.

Lorsque effectuée par des firmes spécialisées dans le traitement des pelouses, l'application des pesticides se fait habituellement en trois étapes durant la saison estivale : un premier traitement avec herbicides en mai ou juin (en fonction de l'émergence des mauvaises herbes), un deuxième traitement avec herbicides vers la fin juillet ou le début d'août parfois couplé à un traitement avec un insecticide, et un dernier traitement d'automne, fin août, début septembre. Évidemment, des applications sont aussi effectuées par des particuliers qui ne font pas appel à des firmes spécialisées. L'échantillonnage a été réalisé de façon à cibler plus particulièrement les deux premières périodes d'application.

TABLEAU 2.2 : PROGRAMME D'ÉCHANTILLONNAGE DES CAMPAGNES DE CARACTÉRISATION

Station d'épuration	Conditions d'hiver	Conditions d'été
Châteauguay	21, 23 et 25 janvier 1997	15, 17 et 19 juin 1999
CUM	10, 12 et 14 décembre 1996	29 septembre, 1 et 3 octobre 1998 et 8, 10 et 12 juin 1999
CUO	7, 9 et 11 janvier 1997	6, 8 et 10 juillet 1999
CUQ (station Est)	6, 8 et 10 janvier 1997	6, 8 et 10 juillet 1999
Cookshire	3, 5 et 7 février 1997	13, 15 et 17 juillet 1999
Farnham	11, 13 et 15 février 1997	13, 15 et 17 juillet 1999
Jonquière	20, 22 et 24 janvier 1997	15, 17 et 19 septembre 1998
La Prairie	3, 5 et 7 décembre 1996	15, 17 et 19 juin 1999
Longueuil	10, 12 et 14 décembre 1996	29 septembre, 1 et 3 octobre 1998 et 8, 10 et 12 juin 1999
Magog	14, 16 et 18 janvier 1997	Non caractérisée
Martinville	31 mai, 2 et 4 juin 1999	24, 28, 30 octobre et 1 novembre 1996
Saint-Gédéon	20, 22 et 24 janvier 1997	15, 17 et 19 septembre 1998
Saint-Joseph-de-Beauce	27, 29 et 31 janvier 1997	21, 23 et 25 septembre 1998
Sawyerville	3, 5 et 7 février 1997	23, 25 et 27 septembre 1996
Warwick	27, 29 et 31 janvier 1997	Non caractérisée
Nombre de stations	15 stations	13 stations (CUM et Longueuil 2 fois chacune)
Nombre de caractérisations	14 caractérisations au cours de l'hiver de 1996-1997 1 caractérisation au printemps 1999	2 caractérisations en 1996 (pré-test) 5 caractérisations au cours de l'été de 1998 8 caractérisations au cours de l'été de 1999

2.3 Tests de toxicité

Pour les 15 stations d'épuration municipales, les résultats des tests de toxicité réalisés en hiver et en été ont fait l'objet d'un rapport spécifique. Par conséquent, la présente section est une synthèse de l'information déjà publiée. Pour obtenir plus de détails sur les méthodes d'essais, le traitement des données ou les résultats spécifiques de chaque test de toxicité, il est suggéré de consulter l'un ou l'autre des 30 rapports scientifiques et techniques de caractérisation bioanalytique des stations d'épuration publiés par le Centre Saint-Laurent d'Environnement Canada (Bombardier, M.; Harwood, M., 1996 à 1999).

2.3.1 Choix des tests de toxicité

Une batterie de sept tests de toxicité a été retenue dans le cadre de l'étude. Le choix de ces tests avait essentiellement pour but de répondre au standard retenu par le MENV (MEF, 1998) et de permettre le calcul de la toximesure de l'indice BEEP développé par Environnement Canada (Costan *et al.*, 1993). Le tableau 2.3 présente la liste des tests de toxicité choisis et certaines de leurs caractéristiques descriptives.

TABLEAU 2.3 : TESTS DE TOXICITÉ RETENUS ET CARACTÉRISTIQUES DESCRIPTIVES

Organisme	Espèce	Échelon trophique	Niveau de toxicité	Variable d'effet
Bactéries marines	<i>Vibrio fischeri</i> ⁽¹⁾ (Microtox™)	Décomposeur	Sublétalité aiguë	Inhibition de la luminescence
Bactéries	<i>Escherichia coli</i> PQ37 (SOS Chromotest)	Décomposeur	Sublétalité chronique	Génotoxicité et viabilité cellulaire
Algues	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Producteur primaire	Sublétalité chronique	Inhibition de la division cellulaire
Cladocères (crustacés)	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Consommateur primaire	Létalité et sublétalité chronique	Mortalité et inhibition de la reproduction
Cladocères (crustacés)	<i>Daphnia magna</i>	Consommateur primaire	Létalité aiguë	Mortalité
Larves de poisson	<i>Pimephales promelas</i> (Tête-de-boule)	Consommateur secondaire	Létalité et sublétalité chronique	Mortalité et inhibition de la croissance
Poissons	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Truite arc-en-ciel)	Consommateur secondaire	Létalité aiguë	Mortalité

(1) : Espèce autrefois connue sous le nom de *Photobacterium phosphoreum*.

Au Québec, dans le cadre du Programme de réduction des rejets industriels (PRRI) et des évaluations et examens des impacts de nouvelles industries, une série de critères a été établie pour la sélection des tests de toxicité afin d'évaluer la toxicité des effluents.

À partir de ces critères, le ministère de l'Environnement du Québec – MENVIQ à l'époque – a retenu cinq (5) tests de toxicité pour mesurer la toxicité des effluents industriels (MENVIQ, 1990, rév. 1992). Pour la toxicité aiguë, ce sont les tests létaux avec la Truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), le poisson Tête-de-boule (*Pimephales promelas*) et le cladocère

Daphnia magna. Pour la toxicité chronique, ce sont les tests d'inhibition de croissance avec les larves de Tête-de-boule et l'algue *Selenastrum capricornutum*.

Tous ces tests ont été retenus pour la présente évaluation des effluents municipaux à l'exception du test de létalité aiguë avec *P. promelas*. En contre partie, prévoyant que le test algal de toxicité chronique soit peu sensible aux effluents municipaux (Rutherford *et al.*, 1993), le test d'inhibition de la reproduction et de la survie du cladocère *Ceriodaphnia dubia* a été ajouté pour évaluer la toxicité sublétales des effluents.

De plus, afin de compléter les tests requis pour calculer la toximesure de l'indice BEEP, le test d'inhibition de la luminescence chez la bactérie *Vibrio fischeri* (MicrotoxTM) et le test de (géo)toxicité⁶ SOS Chromotest chez *Escherichia coli* PQ 37 ont été ajoutés.

2.3.2 Méthodes d'échantillonnage

Le prélèvement des échantillons et leur acheminement aux laboratoires ont été réalisés par des firmes spécialisées contractuelles selon les exigences du *Guide général de caractérisation SLV 2000* (SLV 2000, 1995).

Le prélèvement des échantillons d'effluents des stations d'épuration mécanisées (traitement par boues activées, biofiltration et physico-chimique) a été effectué à l'aide d'échantillonneurs automatiques portatifs. Ces appareils prélèvent à intervalles réguliers un volume d'eau fixe permettant d'obtenir un échantillon composé représentatif sur 24 heures. Dans le cas des stations d'étangs aérés et non aérés, des échantillons instantanés de l'effluent ont été prélevés. Cette approche est acceptable pour ces types de procédés compte tenu de la faible variation de la qualité des eaux dans le temps.

Pour chacune des caractérisations, les tests de toxicité ont porté sur trois échantillons journaliers non consécutifs (jours 1, 3 et 5). Un volume total de l'ordre de 240 L (réparti en quatre récipients de 60 L) a été prélevé chaque journée d'échantillonnage. Tous les échantillons d'eaux usées ont été livrés le jour même au laboratoire du Centre Saint-Laurent pour être préparés, traités et subdivisés (voir section 2.3.3 ci-dessous).

⁶ Test permettant de détecter la présence de substances pouvant provoquer des lésions primaires à l'ADN bactérien et réduire la viabilité cellulaire (Quillardet *et al.*, 1982).

2.3.3 Préparation et subdivision des échantillons

Dès leur réception, les échantillons contenus dans les quatre récipients de 60 L prélevés le même jour ont été mélangés au laboratoire. Une caractérisation physico-chimique sommaire de chacun des échantillons a été réalisée aussitôt les mélanges préparés (voir section 2.3.4.1) puis ils ont été subdivisés pour les différents tests de toxicité. De plus, une portion de 30 L de chaque échantillon journalier (jours 1, 3 ou 5) a été réservée afin d'obtenir un échantillon composé de 90 L (mélange des trois jours). Les figures 2.1 et 2.2 illustrent la méthode générale employée pour la préparation et la division des échantillons journaliers et de l'échantillon composé respectivement.

Les tests de toxicité aiguë (*D. magna* et *O. mykiss*) ont été réalisés avec chacun des échantillons journaliers, sauf le test avec *V. fischeri* conduit avec l'échantillon composé, alors que les tests de toxicité chronique (*E. coli* PQ 37, *S. capricornutum*, *C. dubia* et *P. promelas*) ont été réalisés avec l'échantillon composé et/ou les échantillons journaliers. Dans ce dernier cas, l'échantillon du jour 1 permettait de démarrer les tests et les échantillons des jours 3 et 5 permettaient respectivement le renouvellement de l'eau la troisième et la cinquième journée des tests avec *C. dubia* et *P. promelas*.

Bien qu'il y ait eu de légères différences entre les campagnes de 96-97 et de 98-99, le traitement et la subdivision des échantillons ont été réalisés, de façon générale, de la manière suivante (figure 2.1). Avec les échantillons journaliers, des portions aliquotes de 2 L et 20 L ont été prélevées sur chacun des échantillons (jours 1, 3 et 5), transvidées dans des seaux de plastique blanc opaque et conservées à 4 °C jusqu'à leur livraison aux laboratoires contractuels pour la réalisation des tests de toxicité avec *D. magna*, *C. dubia* et *P. promelas*. Le volume résiduel de l'échantillon, aussi placé dans des seaux de plastique blanc opaque et conservé à 4 °C, a servi à effectuer les tests avec *O. mykiss*.

Avec l'échantillon composé (figure 2.2), un volume de 10 L a été prélevé puis conservé à 4 °C jusqu'à sa livraison au laboratoire contractuel pour la réalisation du test de toxicité avec *C. dubia*. Une portion aliquote de 1 L a été filtrée à 0,2 µm (polycarbonate, NucleporeTM) et conservée à 4 °C pour la réalisation des tests de toxicité avec microorganismes (*V. fischeri*, *E. coli* PQ 37 et *S. capricornutum*). Enfin, une portion aliquote de 10 L a été aérée, puis un sous-échantillon de 1 L a été filtré et soumis aux mêmes tests de toxicité que la portion non aérée afin d'évaluer la persistance ou les modifications de la toxicité. La méthode d'aération consiste à faire barboter un flux constant d'environ 5 cm³ d'air par minute par litre d'échantillon [$\approx 5 \text{ mL}/(\text{min} \cdot \text{L}^{-1})$] à la température de la pièce ($20 \pm 2 \text{ °C}$) pendant cinq jours. Des seaux de plastique blanc opaque ont été utilisés comme récipients d'essai.

FIGURE 2.1 : PRÉPARATION ET DIVISION DES ÉCHANTILLONS JOURNALIERS (JOURS 1, 3 ET 5) EN LABORATOIRE

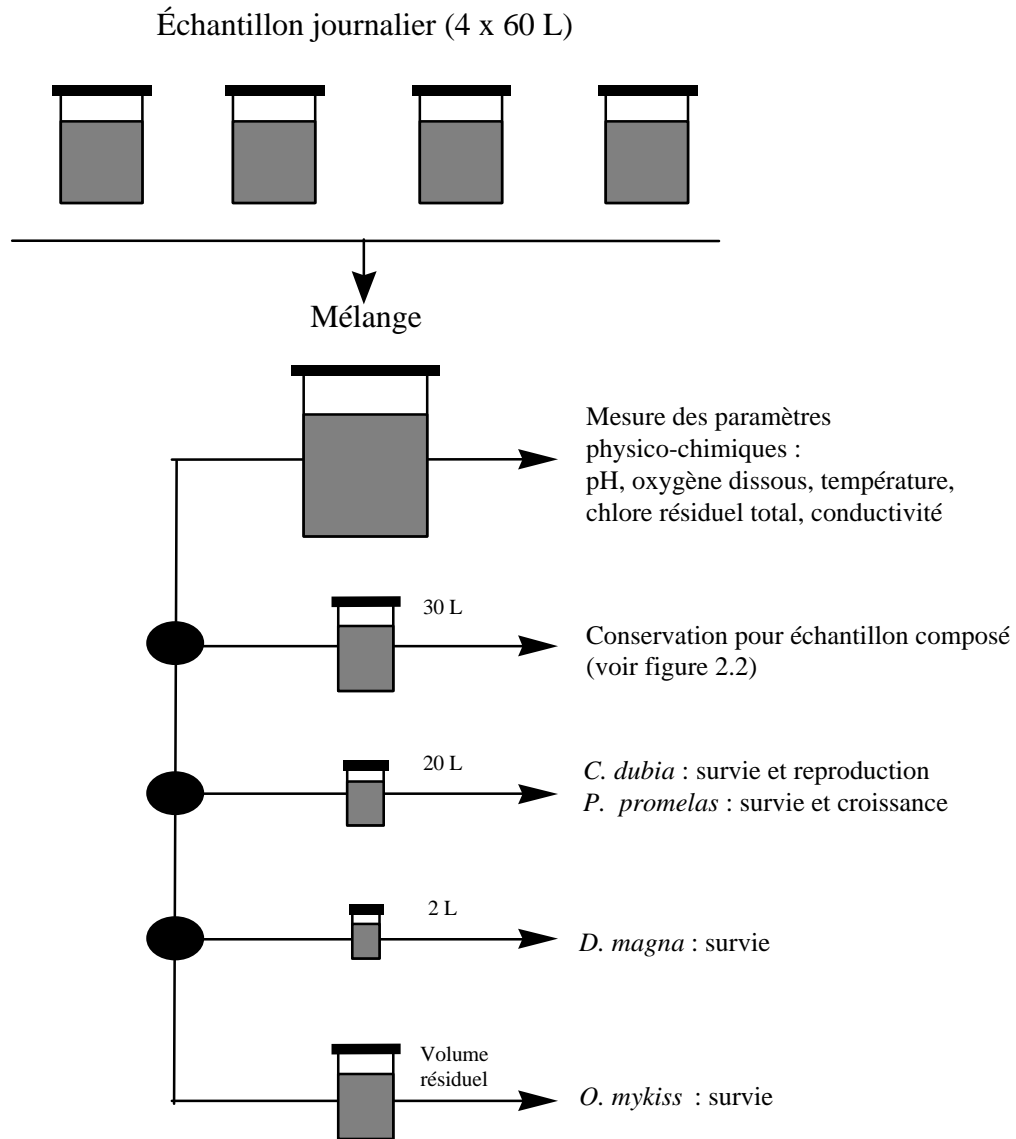
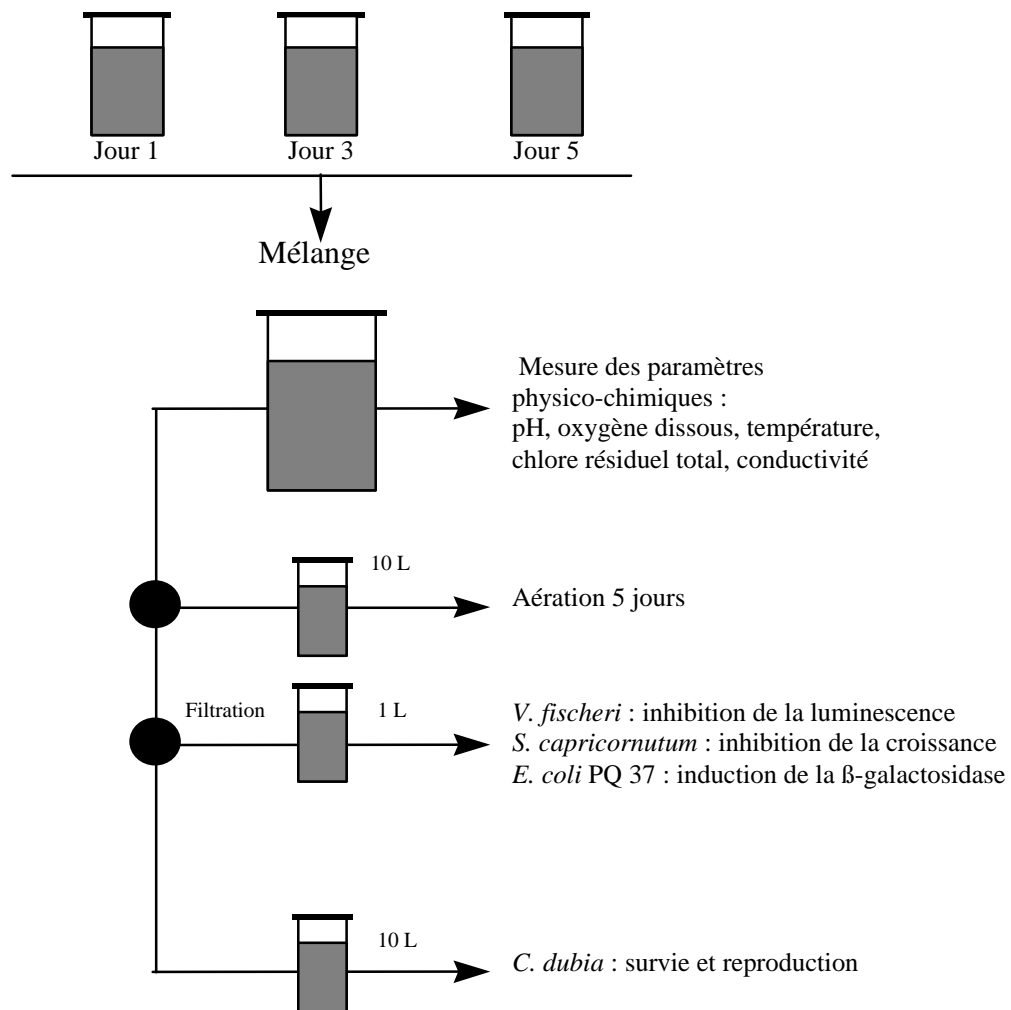


FIGURE 2.2 : PRÉPARATION ET DIVISION DE L'ÉCHANTILLON COMPOSÉ EN LABORATOIRE

Portions aliquotes des échantillons journaliers (3 x 30 L)



2.3.4 Méthodes bioanalytiques

Tous les tests de toxicité avec microorganismes (*V. fisheri*, *E. coli* PQ 37, *S. capricornutum*) ont été effectués au laboratoire du Centre Saint-Laurent. Les tests avec Truites arc-en-ciel (*O. mykiss*) ont été effectués au laboratoire du Centre Saint-Laurent pour les échantillons prélevés en 96-97 et en 1998, alors que les tests sur les échantillons prélevés au cours de l'été 1999 ont été réalisés au Laboratoire de l'environnement LCQ (Sainte-Foy, Québec). Les tests avec les larves du poisson Tête-de-boule (*P. promelas*) et avec les cladocères (*D. magna* et *C. dubia*) ont été confiés à différents laboratoires contractuels, soit B.A.R. Environmental Inc. (Guelph, Ontario), les Laboratoires Bodycote Technitrol (Pointe-Claire, Québec) ou le Laboratoire de l'environnement LCQ (Sainte-Foy, Québec). Les protocoles utilisés sont présentés au tableau 2.4.

L'annexe 4 fournit une description plus détaillée des méthodes de réalisation des tests de toxicité.

TABLEAU 2.4 : PROTOCOLES UTILISÉS POUR LES TESTS DE TOXICITÉ

Test de toxicité	Protocole	Référence
<i>Vibrio fisheri</i> (Microtox™)	Suivant certaines modifications de la méthode normalisée d'Environnement Canada (1992a)	Environnement Canada (1995)
<i>Escherichia coli</i> PQ 37 (SOS Chromotest)	Protocole mis au point au laboratoire du Centre Saint-Laurent	Environnement Canada (1993)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	En microplaque de 96 puits selon la méthode normalisée d'Environnement Canada	Environnement Canada (1992b)
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Méthode normalisée d'Environnement Canada	Environnement Canada (1992c)
<i>Daphnia magna</i>	Méthode normalisée d'Environnement Canada	Environnement Canada (1990a; 1990b)
<i>Pimephales promelas</i> (Tête-de-boule)	Méthode normalisée d'Environnement Canada	Environnement Canada (1992d)
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Truite arc-en-ciel)	Méthode normalisée d'Environnement Canada	Environnement Canada (1990c; 1990d)

2.3.4.1 Paramètres physico-chimiques en support aux tests de toxicité

Une série d'analyses physico-chimiques est habituellement réalisée sur les échantillons journaliers et composés afin de s'assurer de la qualité des échantillons et afin d'obtenir des informations utiles en support aux tests de toxicité lors de l'interprétation des résultats.

La température, le pH (avant et après filtration), l'oxygène dissous, la conductivité et le chlore résiduel total (CRT) ont été mesurés sur tous les échantillons selon des méthodes normalisées (APHA, AWWA et WEF, 1995). Pour l'échantillon composé, le pH a été mesuré avant et après aération. De plus, la concentration du carbone organique total (COT) dans la portion non aérée de l'échantillon composé a été déterminée au début et à la fin de l'essai selon la méthode d'oxydation au persulfate (APHA, AWWA et WEF, 1995) afin d'évaluer la biodégradabilité des effluents.

2.3.5 Contrôle de qualité

Des procédures rigoureuses de contrôle de la qualité ont été appliquées lors la réalisation des tests de toxicité, tels que décrits dans le *Guide de caractérisation des eaux usées industrielles* (Environnement Canada, 1996d).

2.4 Analyses physico-chimiques

Dans le cadre de ce projet, jusqu'à 26 paramètres physico-chimiques génériques, 19 métaux et 8 familles de paramètres organiques chlorés et non chlorés ont été mesurés dans les effluents des 15 stations d'épuration. La liste des paramètres analysés est présentée au tableau 2.5.

2.4.1 Choix des paramètres physico-chimiques génériques

Lors de la première campagne en 96-97, le groupe d'analyses des paramètres physico-chimiques génériques (PPC) défini dans le *Guide général de caractérisation de Saint-Laurent Vision 2000* (SLV 2000, 1995) a été retenu. Ce groupe comprend les paramètres dits conventionnels, ainsi que certains ions majeurs et les huiles et graisses. Seule la mesure de la DBO₅ carbonée a été ajoutée à toutes les stations. Comme il y a ajout de chlore dans le procédé de la station d'épuration de Magog, l'analyse du chlore résiduel total a été ajoutée pour cette station.

Pour la campagne de 98-99, des ajustements ont été apportés au profil de caractérisation des PPC en éliminant certains paramètres pour lesquels il n'existe pas de critère de qualité (solides totaux, COT et cyanates par exemple) et en ajoutant certains autres, notamment des paramètres permettant une meilleure interprétation des résultats en regard des critères de qualité de l'eau (conductivité, dureté et sulfures dissous).

TABLEAU 2.5 : LISTE DES FAMILLES DE PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES ANALYSÉS

Famille de paramètres	Campagne		Étendue des analyses (en nombre de stations)	
	96-97	98-99	Hiver	Été
Paramètres physico-chimiques génériques (PPC):				
• <i>Paramètres conventionnels :</i>				
pH, oxygène dissous (OD) et température ⁽¹⁾	√	√		
Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	√	√		
Demande biochimique en oxygène carbonée (DBO ₅ C)	√	√		
Demande chimique en oxygène (DCO)	√	√		
Matières en suspension (MES)	√	√		
Carbone organique total (COT) Solides totaux (ST)	√			
Conductivité Dureté totale (en CaCO ₃)		√		
• <i>Éléments nutritifs :</i>				
Azote ammoniacal (N-NH ₃ -NH ₄ ⁺) Azote total Kjeldahl (N-NKT)	√	√		
Nitrites-nitrates (NO ₂ -NO ₃) Nitrites (NO ₂)	√	√	15	13
Phosphore total (P tot.)	√	√		
• <i>Ions majeurs :</i>				
Chlorures (Cl ⁻) Fluorures totaux (F ⁻)	√	√		
Sulfates (SO ₄ ²⁻) Sulfures totaux (S ²⁻ tot.)	√	√		
Cyanures totaux (CN ⁻)	√	√		
Chlore résiduel total (CRT) Cyanates (CNO ⁻)	√			
Sulfures dissous (S ²⁻ dis.)		√		
• <i>Autres paramètres :</i>				
Substances phénoliques ⁽²⁾	√	√		
Hydrocarbures totaux (huiles et graisses minérales)	√	√		
Matières extractibles au fréon (huiles et graisses totales)	√			
Métaux :				
Aluminium (Al) Cuivre (Cu) Plomb (Pb)	√	√		
Argent (Ag) Fer (Fe) Sélénium (Se)	√	√		
Cadmium (Cd) Mercure (Hg) Zinc (Zn)	√	√		
Chrome (Cr) Nickel (Ni)	√	√	15	13
Antimoine (Sb) Béryllium (Be) Molybdène (Mo)		√		
Arsenic (As) Bore (B) Vanadium (V)		√		
Baryum (Ba) Cobalt (Co)		√		
Substances organiques semi-volatiles (SOBN) :				
Balayage de plus de 50 substances organiques	√	√	2	11
Substances organiques volatiles (SOV) :				
Balayage de plus de 40 substances organiques	√	√	7	11
Surfactants non ioniques et anioniques	√	√	6	12
Biphényles polychlorés (BPC) :				
43 congénères spécifiques	√	√	7	11
Groupes homologues (± 200 congénères possibles)	√	√		
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) :				
22 HAP spécifiques (50 HAP en 1999)	√	√	6	11
Dioxines et furanes chlorés :				
17 congénères spécifiques	√	√	4	11
Groupes homologues	√	√		
Pesticides :				
32 pesticides organophosphorés et autres (triazines, carbamates, etc.)		√		2
14 herbicides phénoxyacides		√		

(1) : Le pH, l'oxygène dissous et la température ont été mesurés directement à l'effluent pendant l'échantillonnage.

(2) : Les substances phénoliques ont été analysées par balayage à 8 stations en 96-97 et par colorimétrie à 11 stations en 98-99.

La plupart des paramètres retenus constituent les principaux contaminants des eaux usées domestiques. Par conséquent, ils permettent aussi de juger de la performance d'une station d'épuration municipale. De plus, il existe des données historiques pour certains de ces paramètres puisqu'ils font l'objet d'un suivi régulier par les exploitants des stations d'épuration (azote ammoniacal, DBO₅, MES, et phosphore).

2.4.2 Choix des métaux

Pour la campagne 96-97, la liste des 11 métaux du *Guide général de caractérisation SLV 2000* (SLV 2000, 1995) a été retenue pour fin d'analyse. Ces métaux sont ceux généralement cités dans la littérature et ceux présents en concentrations significatives dans les effluents municipaux par rapport aux critères de qualité de l'eau (U.S.EPA, 1981; McDonald, 1989; Orr *et al.*, 1992; U.S. GAO, 1991; Fonds mondial pour la nature, 1995). Toutefois, avec les méthodes analytiques usuelles employées en 96-97, les limites de détection de certains métaux (argent, cadmium et mercure) n'étaient pas assez sensibles pour vérifier le respect des critères de qualité de l'eau.

Lors de la campagne de 98-99, l'utilisation de méthodes analytiques différentes (voir 2.4.5) ayant de meilleures limites de détection a permis de combler la lacune observée en 96-97. Par ailleurs, la liste des métaux analysés est passée de 11 à 19 de façon à obtenir un portrait plus complet.

Il existe des critères de qualité de l'eau pour tous les métaux qui ont été analysés.

2.4.3 Choix des familles de substances organiques chlorées et non chlorées

Les substances organiques potentiellement présentes dans les effluents municipaux sont multiples, surtout si des industries sont raccordées au réseau d'égouts. Leurs concentrations sont donc difficiles à prévoir d'autant plus que les effluents se mélangent dans le réseau d'égouts et sont dilués par les eaux d'infiltration et de captage. Les concentrations à l'effluent dépendent également de l'efficacité du traitement appliqué par la station d'épuration municipale et du prétraitement qu'effectuent certaines industries avant le rejet à l'égout.

Au Québec, aucune caractérisation exhaustive de substances organiques dans les effluents municipaux n'existait auparavant. En l'absence de données, un profil de caractérisation exploratoire a donc été dressé pour la campagne de 96-97. Sept familles de composés organiques chlorés et non chlorés ont été retenues pour fins d'analyse et ce, à quelques stations spécifiques seulement.

Suite à l'examen des résultats obtenus en 96-97, le programme de caractérisation des substances organiques a été revu et les analyses ont été étendues à l'ensemble des stations pour la campagne de 98-99. Par ailleurs, une huitième famille de substances organiques, les pesticides, a été ajoutée à deux stations lors de l'échantillonnage effectué au cours de l'été de 1999.

Le tableau 2.6 résume les familles de paramètres organiques qui ont été retenues en identifiant les stations auxquelles ces analyses ont été réalisées, tandis que les trois sections ci-dessous fournissent plus de détails à leur sujet.

TABLEAU 2.6 : SÉLECTION DES ANALYSES ORGANIQUES AUX DIVERSES STATIONS D'ÉPURATION

Station d'épuration	Substances phénoliques ⁽¹⁾	SOBN	SOV	Surfactants	BPC ⁽²⁾	HAP ⁽²⁾	Dioxines furanes chlorés ⁽²⁾	Pesticides
Châteauguay	E	E	E	E	E	E	E	
CUM ⁽³⁾	H+E	E	H+E	H+E	H+E	H+E	E	E
CUO	E	E	E	E	E	E	E	
CUQ (station Est)	H+E	E	H+E	E	H+E	H+E	H+E	
Cookshire	H+E	H+E	H+E	H+E	H+E	E	E	
Farnham	H+E	E	H+E	H+E	H+E	H+E	E	
Jonquière	E	E	E	E	E	E	E	
La Prairie	H+E	E	H+E	E	H+E	H+E	H+E	
Longueuil ⁽³⁾	H+E	E	H+E	E	H+E	H+E	H+E	E
Magog	H							
Martinville	H	H	H	H	H	H	H	
Saint-Gédéon	E	E	E	E	E	E	E	
St-Joseph-de-Beauce	E	E	E	E	E	E	E	
Sawyerville				E				
Warwick				H				

Légende : H (hiver) : analyses organiques réalisées avec les échantillons prélevés en conditions d'opération hivernales;
E (été) : analyses organiques réalisées avec les échantillons prélevés en conditions d'opération estivales.

- (1) : Les substances phénoliques ont été analysées par balayage pour les échantillons prélevés en hiver et par colorimétrie pour ceux prélevés en été (voir texte).
- (2) : Les BPC, HAP et dioxines et furanes chlorés ont été dosés avec les méthodes d'analyses à l'état de traces sauf lors de la caractérisation hivernale de la CUM (pour les HAP et BPC seulement) où des méthodes d'extraction basique et neutre et de détection par balayage ont été employées.
- (3) : Pour la CUM et Longueuil, il s'agit de l'été 1998 où ces analyses organiques ont été effectuées sauf dans le cas des analyses de pesticides, lesquelles ont été effectuées à l'été 1999.

2.4.3.1 Substances phénoliques, SOBN, SOV et surfactants

SUBSTANCES PHÉNOLIQUES

Certaines études effectuées aux États-Unis ont montré que des substances phénoliques peuvent être détectées dans les effluents municipaux (U.S.GAO, 1991; U.S.EPA, 1981). De plus, elles sont susceptibles d'être présentes aux effluents d'usines de divers secteurs industriels (Malo et Gouin, 1977).

Une analyse par balayage permettant de mesurer près d'une cinquantaine de substances phénoliques individuelles a été retenue à sept stations échantillonnées en conditions d'hiver lors de la campagne de 96-97 (voir tableau 2.6). Aucun résultat acceptable n'a été obtenu par cette méthode et elle a donc été abandonnée pour la campagne de 98-99. Toutefois, une analyse par

colorimétrie permettant de doser un large éventail de substances phénoliques en un seul résultat analytique a été utilisée à toutes les stations en 98-99.

SUBSTANCES ORGANIQUES SEMI-VOLATILES (SOBN) ET VOLATILES (SOV)

Les méthodes d'analyse par balayage utilisées pour ces deux familles de composés couvrent un large spectre de substances organiques semi-volatiles et volatiles. La liste des substances retenues pour ces deux familles de composés est définie dans le *Guide général de caractérisation de SLV 2000* (SLV 2000, 1995).

Le groupe de substances organiques semi-volatiles obtenues par extraction basique et neutre (SOBN) couvre un large éventail de substances organiques, dont certains BPC (Aroclore), HAP, benzènes chlorés et phtalates. Les limites de détection de cette méthode ne permettent pas de vérifier les critères de qualité de l'eau de certaines substances, dont les BPC et plusieurs HAP. De plus, dans l'étude ontarienne de Orr et *al.* (1992), peu de substances analysées par cette méthode ont été détectées dans les effluents municipaux et la majorité d'entre elles ont été détectées en concentrations jugées non toxiques pour la vie aquatique.

C'est pourquoi cette méthode d'analyse a été retenue à titre exploratoire lors de la campagne de 96-97 (conditions d'hiver) à la station de Cookshire, dont les charges industrielles sont importantes, et à la station de la CUM. À Cookshire, l'analyse n'incluait pas la mesure des BPC, déjà mesurés par la méthode d'analyse des substances organiques à l'état de traces. À la CUM, l'analyse portait uniquement sur les BPC et les HAP afin de comparer les résultats avec ceux obtenus par Pham et Proulx (1996) par une méthode plus précise. Les résultats obtenus à Cookshire ont été rejetés car ils ne satisfaisaient pas le contrôle de qualité. À la CUM, quelques HAP ont été détectés mais aucun BPC, ce qui ne confirme pas les résultats obtenus par les analyses à l'état de traces (Pham et Proulx, 1996).

Lors de la campagne de 98-99, pour clarifier les résultats et statuer sur la validité de la méthode d'analyse des SOBN pour les effluents municipaux, des mesures ont été effectuées à toutes les stations en excluant cependant les BPC dont les seuils de détection par cette méthode sont nettement insuffisants. La liste des SOBN retenue couvre plus de 50 substances.

La méthode d'analyse des substances organiques volatiles (SOV) permet de doser plus de 40 composés et couvre plusieurs groupes de substances dont plusieurs sont souvent identifiées dans les rejets municipaux (U.S.EPA, 1981; U.S.GAO, 1991; Fonds mondial pour la nature, 1995; McDonald, 1989; Paxéus, 1996). Ces analyses ont été réalisées sur les échantillons de six stations d'épuration en conditions d'hiver lors de la campagne de 96-97, soit quatre stations dont la charge industrielle est jugée importante et deux stations où elle est jugée peu importante. Compte tenu des résultats obtenus, les SOV ont été analysées à toutes les stations lors de la campagne de 98-99.

La liste des SOBN et SOV analysées ainsi que leur limite de détection sont présentées avec les résultats bruts des campagnes à l'annexe 8.

SURFACTANTS

Les surfactants sont des molécules organiques qui incluent des centaines de composés différents. Ce sont, entre autres, des agents nettoyants utilisés autant à des fins domestiques qu'industrielles. Outre leur propriété détergente, ils sont utilisés pour leur propriété désinfectante, comme adoucisseur et comme agent assouplisseur. Ils sont par le fait susceptibles de se retrouver dans les effluents de divers secteurs industriels (textiles, nettoyeurs, produits cosmétiques, pâtes et papiers) ou institutionnelles (hôpitaux) et domestiques.

Il a donc été jugé opportun d'ajouter, à titre exploratoire, l'analyse des surfactants non ioniques et anioniques à cinq stations lors de la campagne de 96-97. Les résultats ayant été significatifs, l'analyse des surfactants a été faite à toutes les stations en 98-99.

2.4.3.2 Substances organiques à l'état de traces: BPC, HAP et dioxines et furanes chlorés

Les BPC, les HAP de même que les dioxines et furanes chlorés sont des substances toxiques généralement présentes à de très faibles concentrations. Une approche d'analyse permet de détecter ces substances à des seuils beaucoup plus bas (pg/L) que les méthodes traditionnelles par balayage (µg/L). Cette approche est basée sur la filtration, l'extraction, la purification puis le dosage des contaminants par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse haute résolution (CPG-SMHR) ou à un spectromètre de masse en tandem (CPG-SM/SM) (Cossa *et al.*, 1998). De plus, lorsque les substances ciblées sont à l'état de traces dans l'échantillon, le dosage peut être réalisé sur des extraits en provenance d'échantillon de l'ordre de 18 L (communément appelé « grand volume ») plutôt que de 1 L, ce qui permet d'abaisser d'autant les limites de détection. Cependant, cette technique d'extraction des grands volumes ne permet pas une résolution analytique aussi efficace que celle réalisée sur des volumes d'un litre.

Les résultats obtenus dans le cadre du projet *Bilan massique des contaminants chimiques dans le fleuve Saint-Laurent* (Cossa *et al.*, 1998) et ceux portant sur l'effluent de la CUM (Pham et Proulx, 1996) ont démontré l'efficacité de cette méthode pour détecter ces substances à de très faibles concentrations. Il a également été démontré, dans le cadre de l'étude sur la station de la CUM, que les teneurs en BPC et en HAP mesurées aux affluents (avant traitement) et à l'effluent (après traitement) étaient beaucoup plus élevées que celles de l'eau du fleuve (Pham et Proulx, 1996; Pham, 1993).

Ces analyses de substances organiques à l'état de traces ont donc été sélectionnées pour quelques stations seulement en 96-97 (conditions d'hiver : voir tableau 2.6), puis pour toutes les stations lors de la campagne de 98-99.

BPC

Les biphényles polychlorés (BPC) forment un groupe de 209 congénères répartis en 10 sous-classes (groupes homologues). En Amérique du Nord, tous les BPC étaient produits sous le nom commercial d'Aroclore (BEST, 1980), correspondant à des mélanges de différents congénères.

Grâce à leur grande stabilité chimique et leurs propriétés physiques, les BPC ont trouvé de nombreuses applications industrielles.

Ils ont été utilisés dans des applications de longue durée (en circuit fermé), tels les fluides diélectriques utilisés pour les transformateurs et les condensateurs, les machineries hydrauliques et les fluides pour échangeurs de chaleur. Ils ont également été utilisés dans des applications de courte durée (en circuit ouvert) pour la fabrication de nombreux produits, tels les lubrifiants, plastiques, peintures, cires, colles, encres, textiles, agents anti-poussière, huiles de coupe, etc. (Carrier, 1991).

Dans les années 1970, les inquiétudes soulevées à propos de l'incidence des BPC sur l'environnement et la santé ont entraîné leur remplacement et ont finalement abouti, en Amérique du Nord en 1977, à l'interdiction de les fabriquer, de les importer et de les utiliser dans la plupart des applications non électriques (Environnement Canada, 1981). Malgré cela, ces substances sont toujours omniprésentes dans l'environnement en raison justement de leur grande stabilité et de leur caractère persistant et bioaccumulable.

Aujourd'hui encore, les BPC peuvent être libérés dans l'environnement en raison de fuites de liquides caloporteurs contenus dans les condensateurs et transformateurs électriques ou encore lors de déversements accidentels. Ils peuvent également être produits de façon non intentionnelle sous forme d'impuretés ou de sous-produits dans plusieurs procédés chimiques tels que la synthèse du chlorobenzène, des solvants chlorés, des alcanes chlorés ou des pigments (MEF, 1995). Enfin, des BPC peuvent se former lors de la dégradation thermique de composés organochlorés dans les incinérateurs municipaux (MEF, 1995).

Plusieurs études témoignent de leur présence dans les effluents municipaux et dans le milieu aquatique des régions urbanisées. L'utilisation de traceurs (mousses aquatiques) a mis en évidence la présence de BPC dans plusieurs bassins versants du Québec et notamment en aval de stations d'épuration municipales (Berryman, 1996a et 1996 b; Berryman et Nadeau, 1995, 1996 et 1999). Des BPC ont également été détectés dans l'eau des différents sites d'échantillonnage du fleuve Saint-Laurent (Cossa *et al.*, 1998; Pham et Proulx, 1996) et dans la rivière des Outaouais, son principal tributaire (Cossa *et al.*, 1998). En Ontario, les BPC ont été analysés dans les effluents de plusieurs stations d'épuration municipales (Canviro, 1989) alors qu'au Québec il n'y avait pratiquement aucune mesure de réalisée auparavant, exception faite de celles effectuées dans l'effluent de la station de la CUM (Pham, 1993; Pham et Proulx, 1996). Il était donc opportun d'inclure ces analyses dans la présente étude.

Dans le cadre de cette étude, 43 congénères spécifiques de BPC, en plus des groupes homologues, ont été analysés. Lors de la campagne de 96-97, 9 groupes homologues ont été analysés, ce qui représente 206 congénères possibles substitués avec 2 atomes de chlore et plus. Lors de la campagne de 98-99, le groupe des dichlorobiphényles n'a pas été analysé, ce qui représente 194 congénères possibles substitués avec 3 atomes de chlore et plus. La liste des BPC analysés est présentée avec les résultats bruts à l'annexe 10.

HAP

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) regroupent plusieurs composés organiques comportant deux ou plusieurs noyaux benzéniques. Les sources de HAP sont multiples. Au Québec, la source majeure de HAP serait vraisemblablement les rejets atmosphériques des alumineries utilisant le procédé Söderberg. Les autres sources importantes d'émission de HAP sont le chauffage résidentiel au bois, le brûlage des déchets de bois, les feux de forêts et la combustion du mazout utilisé par les différents moyens de transport (Lavalin Environnement, 1988). Les déversements de produits pétroliers et les effluents des raffineries seraient également des sources importantes de contamination des milieux aquatiques (CCME, 1999).

Comme dans le cas des BPC, plusieurs études témoignent de la présence des HAP dans les effluents municipaux, dans le fleuve et dans différents cours d'eau au Québec.

Vingt-deux (22) HAP ont été analysés aux stations échantillonnées en 1996, 1997 et 1998. Ce nombre a été porté à 50 en 1999 en raison de l'acquisition de standards (étalons de mesure) supplémentaires par le laboratoire responsable des analyses. La liste des HAP analysés est présentée avec les résultats bruts à l'annexe 11.

DIOXINES ET FURANES CHLORÉS

Les dioxines et furanes ne sont pas des produits fabriqués volontairement pour une utilisation commerciale ou industrielle. Ils se forment lors d'activités de combustion ou comme sous-produits indésirables lors de certains processus de fabrication de composés chimiques (Dy, 1985). Dans tous les cas, ils sont rejetés dans l'environnement sous forme d'un mélange complexe de différents congénères.

Bien que certains phénomènes naturels de combustion comme les feux de forêt puissent être des sources de dioxines et furanes dans l'environnement, ce sont les activités humaines qui génèrent les teneurs les plus importantes. Parmi les plus importantes sources anthropiques potentielles au Canada, mentionnons les rejets atmosphériques liés à l'incinération des déchets de toutes sortes, municipaux, industriels, médicaux et dangereux notamment, les fours à ciment et les aciéries (CNACE, 2000; CCME, 1999). La combustion au bois (chauffage résidentiel, incendies, combustion de résidus de bois traité au pentachlorophénol) de même que l'utilisation de combustibles fossiles (charbon, huile à chauffage, gaz d'échappement des véhicules automobiles) sont aussi des sources d'émissions qui peuvent en rejeter de petites quantités dans l'environnement (Carrier, 1991).

Certains procédés industriels génèrent également des dioxines et furanes. C'est le cas du procédé de blanchiment au chlore utilisé par certaines usines de pâtes et papiers (Trudel, 1991; MENV, 2000) ainsi que les industries qui utilisent des colorants et des pigments (Williams *et al.*, 1992; Remmers *et al.*, 1992). Les effluents des industries textiles et même l'eau de lavage domestique des vêtements peuvent aussi contenir des dioxines et furanes provenant de la teinture des vêtements (Horstmann et McLachlan, 1994 et 1995). Les autres sources comprennent la dispersion de produits contaminés par les dioxines et furanes, comme certains pesticides et solvants chlorés.

Les voies de transmission sont donc multiples et leur présence potentielle dans les eaux usées municipales est donc évidente.

Dix-sept (17) congénères spécifiques ont été dosés dans le cadre de l'étude ainsi que 5 groupes homologues de dioxines et de furanes substitués chacun avec 4 à 8 atomes de chlore. La liste des dioxines et furanes chlorés analysés est présentée avec les résultats bruts à l'annexe 13.

2.4.3.3 Pesticides

Plusieurs types de pesticides peuvent être utilisés en milieu urbain : les pesticides utilisés pour le traitement des pelouses et végétaux d'ornement (arbres, arbustes) sur les terrains résidentiels, les parcs et les terrains de golf; ceux utilisés en extermination dans les édifices à logement ou l'industrie alimentaire; et les biocides utilisés dans les systèmes de climatisation ou pour le traitement des fluides industriels (préservation des fluides métallurgiques, eau de procédés de l'industrie des pâtes et papiers ou systèmes de refroidissement des eaux industrielles). Comme les biocides et les produits utilisés en extermination ne sont pas nécessairement rejetés vers les égouts, la recherche a été orientée sur les produits appliqués pour l'entretien paysager. Les produits épandus sont susceptibles d'être acheminés dans les égouts et vers la station d'épuration lors d'événements de pluie.

Deux types d'analyses de laboratoire ont été faits (voir 2.4.5) pour vérifier la présence de 46 pesticides utilisés pour l'entretien des espaces verts. Parmi ceux-ci, les pesticides particulièrement ciblés pour leur usage en milieu urbain sont les herbicides 2,4-D, mécoprop et dicamba, ainsi que les insecticides diazinon, chlorpyrifos, diméthoate, carbaryl et malathion. La liste des pesticides analysés et leur limite de détection sont présentées à l'annexe 14.

2.4.4 Méthodes d'échantillonnage

L'échantillonnage et la livraison des échantillons aux laboratoires ont été réalisés selon les exigences du *Guide général de caractérisation SLV 2000* (SLV 2000, 1995).

Pour la majorité des analyses physico-chimiques, des échantillons composés sur 24 heures ont été prélevés aux effluents de stations d'épuration mécanisées (traitement par boues activées, biofiltration et physico-chimique) et des échantillons instantanés ont été recueillis aux effluents des stations avec étangs aérés et non aérés. Ces pratiques d'échantillonnage sont conformes à celles utilisées dans les programmes de suivi imposés par le MENV. Les échantillons ont ensuite été immédiatement acheminés aux laboratoires contractuels accrédités par le MENV et au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ).

Dans le cas des analyses de substances organiques à l'état de traces, le volume d'eau échantillonné a été de l'ordre de 18 L. Les échantillons d'eau ont été prélevés dans des récipients

en acier inoxydable de 20 L, préalablement conditionnés aux solvants organiques (Cossa et *al.*, 1996), en ayant soin de protéger l'échantillon des retombées atmosphériques par une feuille de Téflon. À leur réception au laboratoire du Centre Saint-Laurent, les échantillons étaient préparés puis acheminés au CEAEQ pour analyse.

L'échantillonnage des pesticides a été réalisé par le personnel des stations de la CUM et de Longueuil selon les procédures décrites ci-dessous. Dans les deux cas, les échantillons ont été placés dans des glacières et immédiatement acheminés au CEAEQ par courrier rapide.

À la CUM, les échantillons ont été prélevés à la sortie des décanteurs, à l'aide de l'échantillonneur Manning de la station d'épuration. L'échantillonneur était équipé avec du matériel adéquat pour la mesure des polluants organiques (tuyaux Téflon et silicone, récipients en verre). L'échantillonneur était préréglé pour prélever un échantillon de 85 mL toutes les heures pour un total de 2 litres par période de 24 heures. Ces échantillons composés ont été prélevés trois fois par semaine soit tous les lundis, mardis et mercredis, du 17 mai au 28 juillet 1999. À partir de l'échantillon composé, deux sous-échantillons ont été constitués, l'un dans une bouteille de verre de 1 litre préalablement acidifiée (H_2SO_4) pour l'analyse des pesticides phénoxyacides et l'autre de 500 mL pour le balayage OPS. Trente (30) échantillons composés ont été prélevés.

Pour la station de Longueuil, un total de 12 prélèvements a été réalisé à raison de 4 échantillons composés au cours de 3 événements de pluie importants survenus au cours de la période du 19 mai au 7 septembre 1999. Les échantillons d'eau étaient prélevés à la sortie des décanteurs à l'aide d'un échantillonneur de type ISCO 3700. L'échantillonneur était équipé du matériel requis pour la mesure des polluants organiques et comportait 24 bouteilles en verre de 350 mL. Il était réglé au début de chaque événement de pluie de manière à obtenir 4 séries de 6 échantillons de 350 mL. Les 6 échantillons ont été prélevés consécutivement et les 4 séries étaient étalées sur toute la durée de la courbe de débit passant à la station. Les 6 échantillons de 350 mL ont été composés, agités et transvidés dans les bouteilles de 1 litre pour les pesticides phénoxyacides et de 500 mL pour les OPS.

2.4.5 Méthodes analytiques

Le *Guide général de caractérisation de SLV 2000* (SLV 2000, 1995) a été utilisé pour les exigences liées à la conservation des échantillons et pour les méthodes d'analyses des familles de paramètres suivantes :

- les paramètres physico-chimiques générique (PPC);
- les 11 métaux lors de la caractérisation de 96-97;
- les substances organiques semi-volatiles (SOBN);
- les substances organiques volatiles (SOV);
- les phénols lors de la campagne de 98-99 (méthode colorimétrique 4-AAP).

Les 19 métaux analysés lors de la caractérisation de 98-99 l'ont été avec les méthodes 200-Mét. 1.0 et 200-Hg 2.0 du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ).

Lors de la campagne de 96-97, les substances phénoliques ont été analysées selon la méthode par balayage MENVIQ.92-01/414-Phé 1.1.

L'analyse du chlore résiduel total à la station de Magog, lors de la campagne de 96-97, a été réalisée de façon instantanée sur le terrain par l'intermédiaire de tubes colorimétriques (Hach).

Les surfactants non ioniques ont été analysés selon la méthode intitulée *Nonionic Surfactants as CTAS (cobalt thiocyanate active substances)* et les surfactants anioniques l'ont été selon la méthode intitulée *Anionic Surfactants as MBAS (methylene blue active substances)*. Ces deux méthodes sont tirées du *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th Edition* (APHA, AWWA ET WEF, 1995).

Les techniques de préparation et d'analyses détaillées dans Cossa *et al.* (1996), CEAEQ (1997) et Cossa *et al.* (1998) ont servi pour les analyses des BPC, des HAP et des dioxines et furanes chlorés à l'état de traces.

Pour les pesticides, l'analyse des herbicides phénoxyacides (balayage de 14 composés) a été réalisée selon la méthode MA 403-P CHLP 2.0 du CEAEQ et l'analyse OPS (balayage de 32 pesticides de type triazines, organophosphorés, carbamates et autres) a été réalisée selon la méthode MA 403 – Pest 3.0 du CEAEQ.

2.4.6 Contrôle de qualité

Des procédures rigoureuses de contrôle de la qualité ont été appliquées tout au long des analyses physico-chimiques, telles que décrites dans le *Guide général de caractérisation de SLV 2000* (SLV 2000, 1995) et selon le *Guide SCA-01* du Service d'accréditation du CEAEQ.

3 PRÉSENTATION DES RÉSULTATS

Ce chapitre a pour objet de faire une synthèse des résultats d'analyses. Cependant, tous les résultats bruts des tests de toxicité et des analyses physico-chimiques sont présentés en annexe.

Les données d'opération des stations colligées durant les périodes d'échantillonnage sont d'abord présentées. Les résultats des tests de toxicité sont ensuite donnés selon deux approches : l'approche de protection du milieu aquatique, utilisée par le MENV et par d'autres organismes de protection de l'environnement (Environnement Canada, U.S.EPA), et l'approche BEEP du Centre Saint-Laurent d'Environnement Canada. Enfin, les résultats des analyses physico-chimiques sont présentés.

3.1 *Fonctionnement des stations durant l'échantillonnage*

L'annexe 2 présente un sommaire des conditions d'opération des stations d'épuration durant les périodes d'échantillonnage. Dans l'ensemble, les stations d'épuration ont fonctionné normalement durant toute la campagne. Les débits mesurés sont relativement faibles puisqu'ils ont été obtenus, pour la plupart, en périodes de temps sec. Quelques débordements ont quand même eu lieu en amont de certaines stations (voir annexe 2). Dans tous les cas, l'échantillonnage s'est fait sur la partie de l'eau qui a subi toutes les étapes du traitement.

Malgré une DBO_5 et une teneur en MES élevées en certaines occasions, il n'y a pas lieu de croire à de mauvaises performances des stations d'épuration échantillonnées. Certaines concentrations de MES sont aussi douteuses car elles ne coïncident pas avec les valeurs élevées d'autres paramètres, comme le P_t , ou avec les résultats du suivi régulier de la station.

Les résultats journaliers qui se sont avérés plus élevés en regard des exigences périodiques de concentration sont présentés au tableau 3.1. Il faut savoir cependant que des dépassements occasionnels des exigences périodiques sont permis car ces exigences sont appliquées sur la concentration moyenne de la période (trimestre, mois ou semaine selon la station) et non pas sur une valeur ponctuelle.

TABLEAU 3.1 : DÉPASSEMENTS PONCTUELS DES RÉSULTATS JOURNALIERS OBSERVÉS DURANT LES PÉRIODES D'ÉCHANTILLONNAGE PAR RAPPORT AUX EXIGENCES PÉRIODIQUES DE REJET IMPOSÉES AUX STATIONS D'ÉPURATION

Station	Date	Paramètre	Concentration mesurée	Exigence	
				Période	Concentration
CUM	13/14 déc'96	MES	(58 mg/L) ⁽¹⁾	Hebdomadaire	< 30 mg/L
CUQ	9/10 jan'97	DBO ₅	44 mg/L	Hebdomadaire	< 40 mg/L
CUO	6/7 jan'97	MES	(59 mg/L) ⁽¹⁾	Hebdomadaire	< 30 mg/L
CUO	8/9 jan'97	MES	(167 mg/L) ⁽¹⁾	Hebdomadaire	< 30 mg/L
CUO	10/11 jan'97	MES	(89 mg/L) ⁽¹⁾	Hebdomadaire	< 30 mg/L
Cookshire	7 jan'97	DBO ₅	35 mg/L	Trimestre d'hiver	< 25 mg/L
La Prairie	6/7 déc'96	MES	112 mg/L	Mensuelle	< 30 mg/L
Longueuil	13/14 déc'96	MES	(57 mg/L) ⁽¹⁾	Hebdomadaire	< 30 mg/L
Longueuil	28/29 sept'98	MES	48 mg/L	Hebdomadaire	< 30 mg/L
Longueuil	28/29 sept'98	P _t	1,05 mg/L	Hebdomadaire	< 0,75 mg/L
Longueuil	30/1 oct'98	P _t	0,85 mg/L	Hebdomadaire	< 0,75 mg/L
Warwick	27 jan'97	DBO ₅	22 mg/L	Trimestre d'hiver	< 20 mg/L

(1) : Valeurs douteuses entre parenthèses.

Les résultats des mesures du pH, de la température et de l'oxygène dissous effectuées sur le terrain durant l'échantillonnage sont présentés à l'annexe 3.

Les mesures d'oxygène dissous n'ont montré aucune irrégularité. Toutes les stations ont rejeté un effluent bien oxygéné durant l'échantillonnage.

Des fluctuations significatives du pH se sont produites à la station de Farnham durant l'échantillonnage de 1997 en conditions d'opération hivernales. En effet, quelques chutes de pH ont été notées, dont la plus importante a été de 7,00 à 6,05 unités de pH durant quelques minutes. Le 14 juin 1999, l'effluent de la station de La Prairie a aussi connu un abaissement significatif du pH (7,4 à 6,7) qui s'est maintenu pendant environ deux heures. L'effluent de la station de Saint-Joseph-de-Beauce était particulièrement acide durant l'échantillonnage au cours de l'été (1998), avec des pH de 6,0, 6,9 et 5,9.

Aucune irrégularité n'a été observée quant à la température des effluents. Durant les échantillonnages en conditions hivernales aux effluents des stations mécanisées, la température a diminué progressivement au fur et à mesure de la saison froide. Du côté des étangs aérés, tous les effluents en hiver se sont maintenus près du point de congélation. Lors des échantillonnages d'été, les températures se sont maintenues à des niveaux typiquement estivaux (généralement entre 15 et 24 °C) à toutes les stations.

Les effluents des étangs non aérés de Martinville diffèrent des autres en raison des vidanges périodiques. Des valeurs de pH et des concentrations d'oxygène dissous particulièrement élevées durant la vidange d'automne (8,0 à 8,8 unités de pH et 8,7 à 11,2 mg/L respectivement), ainsi que

des températures relativement élevées durant la vidange (tardive) du printemps (15 à 16 °C) ont été notées.

Dans le cas de la station de Magog, du chlore a effectivement été ajouté avant la filtration tertiaire et ce, selon le dosage courant annuel. L'échantillonnage s'est donc effectué dans les conditions normales d'opération.

Finalement, lors de l'échantillonnage effectué au cours de l'été 1998, la station de Saint-Joseph-de-Beauce a connu des surcharges organiques et une baisse des concentrations d'oxygène dissous a été notée dans les étangs. Bien que ceci n'ait pas empêché la station d'obtenir de bons résultats en terme de DBO₅ (< 10 mg/L) et d'azote ammoniacal (< 2 mg/L), cette situation n'a probablement pas été favorable à une nitrification complète comme en témoignent les concentrations élevées de nitrites mesurées (11 à 25 mg/L).

3.2 Tests de toxicité

3.2.1 Approche de protection du milieu aquatique du MENV

Le MENV a défini deux limites de toxicité globale pour les effluents : une limite de toxicité aiguë, à respecter en tout temps à l'effluent, et une limite de toxicité chronique, à respecter en moyenne sur une période relativement courte (ex : 4 jours) dans le milieu. Ces deux limites sont fixées dans le but de s'assurer qu'il n'y ait pas d'effet important à court terme sur les organismes aquatiques au point de rejet et que les concentrations dans le milieu permettent la survie, le développement, la croissance et la reproduction des organismes aquatiques durant tout leur cycle de vie. Toutefois, ces limites ne sont pas traduites en exigences de rejet dans le cas des effluents municipaux.

Un effluent est considéré comme ayant une toxicité aiguë pour la vie aquatique lorsque, non dilué, il engendre une mortalité de 50 % et plus des organismes testés dans l'un ou plusieurs des tests de toxicité et ce, lorsque les organismes sont exposés sur une courte période par rapport à leur durée de vie. Le cas échéant, il est considéré que l'effet létal aigu diminue rapidement lorsque le rejet se mélange au milieu aquatique. Les tests avec la Truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) et la daphnie (*D. magna*) correspondent à des tests de toxicité aiguë et les seuils de toxicité à vérifier sont les CL₅₀ (concentration létale pour 50 % des organismes).

Par ailleurs, comme la qualité des effluents est variable et que le nombre de tests effectués ne permet pas de connaître cette variabilité, tout taux de mortalité entre 10 et 50 % indique qu'un effluent a le potentiel de dépasser le critère de 50 % de mortalité à un autre moment donné.

Un effluent est considéré comme ayant une toxicité chronique pour la vie aquatique lorsqu'il peut nuire à la croissance, la reproduction ou la survie des organismes testés dans l'un ou plusieurs des tests de toxicité et ce, lorsque les organismes sont exposés sur une période de temps

équivalent au moins à 10 % de leur cycle de vie. Les tests avec le Tête-de-boule (*P. promelas*), le cladocère (*C. dubia*) et l'algue (*S. capricornutum*) correspondent à des tests de toxicité chronique. Même si ces tests se réalisent en laboratoire sur une période de temps relativement courte, ils ont été conçus de façon à représenter la sensibilité d'un test de longue durée via l'utilisation de stades sensibles des organismes (*P. promelas*) ou l'observation de plusieurs générations d'organismes (*C. dubia* et *S. capricornutum*) (U.S.EPA, 1994).

Pour les tests de toxicité chronique, le seuil de toxicité retenu est la concentration sans effet observé (CSEO) (MEF 1998; Stephan *et al.*, 1985).

Pour simplifier la présentation des résultats, le critère de toxicité aiguë est représenté par une (1) unité de toxicité aiguë à l'effluent (1 UTa), laquelle correspond à 100/CL₅₀ (en % v/v). De la même façon, la limite de toxicité chronique est représentée par une (1) unité de toxicité chronique (1 UTc) qui correspond à 100/CSEO (en % v/v). Tout résultat au-dessus d'une UTa indique que l'effluent est toxique aigu pour les organismes aquatiques et tout résultat au-dessus d'une UTc indique la dilution minimale nécessaire dans le milieu récepteur pour que l'effluent atteigne une concentration en-deçà du seuil toxique.

3.2.1.1 Toxicité létale aiguë

Les résultats des tests de létalité aiguë chez *O. mykiss* et *D. magna* sont présentés aux tableaux 3.2-H (hiver) et 3.2-E (été). Ils sont donnés pour chacun des échantillons journaliers récoltés sur une semaine (jours 1, 3 et 5) en pourcentage de mortalité (effluent non dilué) et en unité toxique aiguë (UTa).

3.2.1.2 Toxicité chronique

Les tests de toxicité chronique retenus dans l'approche de protection du milieu aquatique du MENV ont été réalisés avec renouvellement d'eau tous les deux jours. Un seul résultat est donc obtenu avec les trois échantillons journaliers. Dans le cas du test avec l'algue, il est réalisé avec l'échantillon composé des trois jours.

Les résultats des tests de toxicité chronique chez *S. capricornutum*, *P. promelas* et *C. dubia* sont présentés aux tableaux 3.3-H et 3.3-E en unité toxique chronique (UTc).

TABLEAU 3.2-H : RÉSULTATS DES TESTS DE TOXICITÉ AIGUË CONSIDÉRÉS DANS L'APPROCHE DE PROTECTION DU MILIEU AQUATIQUE DU MENV OBTENUS EN HIVER

Station (hiver)	Caractéristiques			% de mortalité ⁽¹⁾ (J1 – J3 – J5)		Unités toxiques aiguës (UTA) 100/CL ₅₀	
	Type de traitement	Charge industrielle	Déphos- phatation	<i>D. magna</i>	<i>O. mykiss</i>	<i>D. magna</i>	<i>O. mykiss</i>
Farnham	BA	TI	Sans	0 - 0 - 0	0 - 0 - 0	nl - nl - nl	nl - nl - nl
La Prairie	BA	TI	Sans	0 - 0 - 0	0 - 0 - 0	nl - nl - nl	nl - nl - nl
Magog	BA	TI	Avec	0 - 0 - 0	0 - 0 - 0	nl - nl - nl	nl - nl - nl
CUO	BA	PI	Avec	0 - 0 - 0	0 - 0 - 0	nl - nl - nl	nl - nl - nl
Jonquière	BA	PI	Sans	0 - 0 - 0	0 - * - 0	nl - nl - nl	nl - * - nl
Châteauguay	BF	PI	Sans	0 - 0 - 0	* - 0 - 0	nl - nl - nl	* - nl - nl
CUQ (station Est)	BF	PI	Sans	0 - 0 - 0	0 - 22 - 0	nl - nl - nl	nl - <1 - nl
Cookshire	EA	TI	Sans	100 - 100 - 90	100 - * - 100	3,2 - 1,6 - 2	>1 - * - >1
Saint-Joseph-de-Beauce	EA	TI	Sans	0 - 0 - 0	100 - 100 - 100	nl - nl - nl	>1 - >1 - >1
Warwick	EA	TI	Sans	0 - 0 - 0	100 - 100 - *	nl - nl - nl	>1 - >1 - *
Saint-Gédéon	EA	PI	Sans	0 - 0 - 0	63 - 75 - 100	nl - nl - nl	>1 - >1 - >1
Sawyerville	EA	PI	Sans	0 - 0 - 10	29 - 14 - *	nl - nl - <1	<1 - <1 - *
Martinville	ENA	PI	Avec	0 - 0 - 0	* - * - *	nl - nl - nl	* - * - *
CUM	PC	TI	Avec	0 - 0 - 0	0 - 0 - ns	nl - nl - nl	nl - nl - ns
Longueuil	PC	PI	Avec	0 - 0 - 0	ns - 0 - ns	nl - nl - nl	ns - nl - ns

Types de traitement :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle :

PI : peu importante
 TI : très importante

Résultats :

<1 : moins de 50 % de mortalité
 >1 : plus de 50 % de mortalité dans l'effluent non dilué
 CL₅₀ : concentration létale pour 50 % des organismes
 nl : non léthal (0 % de mortalité)
 * : résultat rejeté
 ns : non significatif

(1) : Pourcentage de mortalité mesuré dans 100 % d'effluent.

TABLEAU 3.2-E: RÉSULTATS DES TESTS DE TOXICITÉ AIGUË CONSIDÉRÉS DANS L'APPROCHE DE PROTECTION DU MILIEU AQUATIQUE DU MENV OBTENUS EN ÉTÉ

Station (été)	Caractéristiques			% de mortalité ⁽¹⁾ (J1 - J3 - J5)		Unités toxiques aiguës (UTa) 100/CL ₅₀	
	Type de traitement	Charge industrielle	Déphos- phatation	<i>D. magna</i>	<i>O. mykiss</i>	<i>D. magna</i>	<i>O. mykiss</i>
Farnham	BA	TI	Avec	0 - 0 - 0	0 - 0 - 0	nl - nl - nl	nl - nl - nl
La Prairie	BA	TI	Sans	0 - 0 - 0	100 - 100 - 100	nl - nl - nl	1,4 - 1,7 - 1,9
Magog	BA	TI	Avec				
CUO	BA	PI	Avec	0 - 0 - 0	0 - 0 - 0	nl - nl - nl	nl - nl - nl
Jonquière	BA	PI	Sans	0 - 0 - 20	0 - 0 - 10	nl - nl - <1	nl - nl - <1
Châteauguay	BF	PI	Avec	5 - 0 - 0	29 - 90 - 29	<1 - nl - nl	<1 - 1,5 - <1
CUQ (station Est)	BF	PI	Sans	0 - 0 - 0	0 - 0 - 0	nl - nl - nl	nl - nl - nl
Cookshire	EA	TI	Sans	30 - 85 - 60	0 - 0 - 0	<1 - 2,9 - 1,4	nl - nl - nl
Saint-Joseph-de-Beauce	EA	TI	Avec	100 - 100 - 20	0 - 0 - 0	1,4 - 1,4 - <1	nl - nl - nl
Warwick	EA	TI	Avec				
Saint-Gédéon	EA	PI	Sans	0 - 0 - 10	0 - 0 - 10	nl - nl - <1	nl - nl - <1
Sawyerville	EA	PI	Avec	8 - 0 - 0	* - 0 - 0	<1 - nl - nl	* - nl - nl
Martinville	ENA	PI	Sans	0 - 0 - 0 - 0	* - 0 - 0 - 0	nl-nl-nl-nl	*-nl-nl-nl
CUM (98)	PC	TI	Avec	0 - 0 - 0	0 - 10 - 0	nl - nl - nl	nl - <1 - nl
CUM (99)	PC	TI	Avec	0 - 0 - 0	0 - 0 - 14	nl - nl - nl	nl - nl - ns
Longueuil (98)	PC	PI	Avec	100 - 100 - 90	100 - 100 - 100	3 - 1,4 - 1,3	2,8 - 2,8 - 1,4
Longueuil (99)	PC	PI	Avec	0 - 0 - 0	86 - 43 - 43	nl - nl - nl	1,3 - <1 - <1

Types de traitement :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle :

PI : peu importante
 TI : très importante

Résultats :

<1 : moins de 50 % de mortalité
 >1 : plus de 50 % de mortalité dans l'effluent non dilué
 CL₅₀ : concentration létale pour 50 % des organismes
 nl : non léthal (0 % de mortalité)
 * : résultat rejeté
 ns : non significatif

(1) : Pourcentage de mortalité mesuré dans 100 % d'effluent.

TABLEAU 3.3-H : RÉSULTATS DES TESTS DE TOXICITÉ CHRONIQUE CONSIDÉRÉS DANS L'APPROCHE DE PROTECTION DU MILIEU AQUATIQUE DU MENV OBTENUS EN HIVER

Station (hiver)	Caractéristiques			Unités toxiques chroniques (UTe) 100/CSEO		
	Type de traitement	Charge industrielle	Déphos- phatation	<i>S. capricornutum</i>	<i>P. promelas</i>	<i>C. dubia</i>
Farnham	BA	TI	Sans	Stimulation	4	2
La Prairie	BA	TI	Sans	Stimulation	5,9	1
Magog	BA	TI	Avec	Stimulation	2	1
CUO	BA	PI	Avec	Stimulation	8	1
Jonquière	BA	PI	Sans	Stimulation	2	1
Châteauguay	BF	PI	Sans	Stimulation ⁽¹⁾	2	1
CUQ (station Est)	BF	PI	Sans	Stimulation	>17	2
Cookshire	EA	TI	Sans	4,4	8	16
Saint-Joseph-de-Beauce	EA	TI	Sans	Stimulation	17	2
Warwick	EA	TI	Sans	Stimulation	7,7	2
Saint-Gédéon	EA	PI	Sans	Stimulation	2	1
Sawyerville	EA	PI	Sans	2,2	2	1
Martinville	ENA	PI	Avec	Stimulation	1	1
CUM	PC	TI	Avec	Stimulation	(>100)	4
Longueuil	PC	PI	Avec	Stimulation	11	2

Types de traitement :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle :

PI : peu importante
 TI : très importante

(1) : Inhibition à la plus forte concentration testée
 (100 % v/v) mais résultat non significatif.

() : (résultat entre parenthèses) Résultat à utiliser avec prudence.

TABLEAU 3.3-E : RÉSULTATS DES TESTS DE TOXICITÉ CHRONIQUE CONSIDÉRÉS DANS L'APPROCHE DE PROTECTION DU MILIEU AQUATIQUE DU MENV OBTENUS EN ÉTÉ

Station (été)	Caractéristiques			Unités toxiques chroniques (UTe) 100/CSEO		
	Type de traitement	Charge industrielle	Déphos- phatation	<i>S. capricornutum</i>	<i>P. promelas</i>	<i>C. dubia</i>
Farnham	BA	TI	Avec	Stimulation	1	1
La Prairie	BA	TI	Sans	Stimulation	4	4
Magog	BA	TI	Avec			
CUO	BA	PI	Avec	Stimulation	4	1
Jonquière	BA	PI	Sans	Stimulation	16	16
Châteauguay	BF	PI	Avec	Stimulation	2	2
CUQ (station Est)	BF	PI	Sans	Stimulation	4	1
Cookshire	EA	TI	Sans	Stimulation	17	4
Saint-Joseph-de-Beauce	EA	TI	Avec	Stimulation	1	16
Warwick	EA	TI	Avec			
Saint-Gédéon	EA	PI	Sans	Stimulation	4	16
Sawyerville	EA	PI	Avec	Stimulation	1	2
Martinville	ENA	PI	Sans	Stimulation	1	1
CUM (98)	PC	TI	Avec	Stimulation		4
CUM (99)	PC	TI	Avec	Stimulation	33	4
Longueuil (98)	PC	PI	Avec	Stimulation		16
Longueuil (99)	PC	PI	Avec	Stimulation	2	2

Types de traitement :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle :

PI : peu importante
 TI : très importante

3.2.2 Toximesure de l'indice BEEP

L'indice BEEP permet d'intégrer en une valeur unique les résultats de cinq tests de toxicité, lesquels sont réalisés avec cinq organismes de niveaux trophiques différents (par ex. décomposeurs, producteurs primaires, consommateurs) pour un total de six paramètres d'effets (par ex. la survie, la reproduction, la croissance et la génotoxicité). Le concept BEEP ainsi que son application sont décrits en détails dans la publication de Costan *et al.* (1993). Toutefois, une brève description est faite ci-dessous et des informations additionnelles sont données à l'annexe 5.

Tous les résultats sont exprimés en unités toxiques. Cette stratégie, de pair avec une détermination de la persistance de la toxicité et l'intégration de la mesure du débit de l'effluent (permettant d'évaluer la charge toxique), constitue une première tentative pour réunir divers concepts écotoxicologiques fondamentaux dans un outil de travail discriminant. Les essais suivants servent à la détermination de l'indice BEEP : *V. fischeri*, *E. coli* PQ 37 (génotoxicité uniquement), *S. capricornutum* et *C. dubia* (survie et reproduction).

Le calcul des unités BEEP se fait à partir des concentrations-seuils d'effets (CSE). Cette valeur est le résultat de la moyenne géométrique de la concentration minimale avec effet observé (CMEO) et de la concentration sans effet observé (CSEO). L'indice BEEP fournit deux types de mesures. Il s'agit de la toximesure et de la toxicharge. La première représente l'importance relative de l'étendue de l'intensité toxique et exprime, en Unité Toxique Ajustée par unité de volume bioanalytique ($UTA.uvb^{-1}$), la concentration des substances potentiellement biodisponibles. La deuxième, qui est le produit de la toximesure par le débit et qui s'exprime en $UTA.h^{-1}$, permet d'évaluer la contribution relative de l'effluent à la toxicité d'un ensemble de rejets considérés (Birmingham et Boudreau, 1994).

Dans le cadre de cette étude, seule la composante « toximesure » de l'indice BEEP a été retenue. Cette composante du BEEP est la plus appropriée pour répondre aux objectifs de l'étude et pour comparer les effluents municipaux sur une base commune.

Le tableau 3.4 expose, de façon qualitative, les résultats des tests de toxicité, alors que les valeurs de la toximesure sont présentées au tableau 3.5.

TABLEAU 3.4 : SOMMAIRE QUALITATIF DES RÉSULTATS DES TESTS DE TOXICITÉ UTILISÉS DANS LE CALCUL DE L'INDICE BEEP OBTENUS EN HIVER ET EN ÉTÉ

Station	Caractéristiques			Hiver										Été									
				<i>V. fischeri</i>		<i>E. coli</i> PQ 37				<i>S. capricornutum</i>		<i>C. dubia</i>		<i>V. fischeri</i>		<i>E. coli</i> PQ 37				<i>S. capricornutum</i>		<i>C. dubia</i>	
	TT	CI	Déph. H / E	Luminescence		Génotox. - S9		Génotox. + S9		Croissance		Reproduction	Létabilité	Luminescence		Génotox. - S9		Génotox. + S9		Croissance		Reproduction	Létabilité
				NA	A	NA	A	NA	A	NA	A	NA	NA	NA	A	NA	A	NA	A	NA	A	NA	NA
Farnham	BA	TI	s / a	-	-	++	++	++	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+++	++	-	-	-	-
La Prairie	BA	TI	s / s	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+
Magog	BA	TI	a / a	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CUO	BA	PI	a / a	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	++	++	-	-	-	-	-	-
Jonquière	BA	PI	s / s	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
Châteauguay	BF	PI	s / a	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CUQ (station Est)	BF	PI	s / s	-	-	++	+	+	-	-	-	-	-	-	-	++	-	-	-	-	-	+	-
Cookshire	EA	TI	s / s	-	-	++	++	-	++	+	+	+	+	+	-	++	+	++	-	-	-	+	-
Saint-J.-de-Beauce	EA	TI	s / a	-	-	+++	+++	+++	+++	-	-	+	-	-	-	+++	+++	++	++	-	-	++	++
Warwick	EA	TI	s / a	-	-	++	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Saint-Gédéon	EA	PI	s / s	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-
Sawyerville	EA	PI	s / a	-	-	+++	+++	+++	+++	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
Martinville	ENA	PI	a / s	-	-	+++	+++	+++	+++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CUM (E-98)	PC	TI	a / a	+	-	+	+	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+
Longueuil (E-98)	PC	PI	a / a	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	+

Types de traitement (TT) :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle (CI) :

PI : peu importante
 TI : très importante
 H : hiver
 E : été
 s : sans déphosphatation
 a : avec déphosphatation

Classement des réponses :

- (non toxique)
 + (CSE = 1- 6 UT)
 ++ (CSE = 7-11 UT)
 +++ (CME0 > 11 UT)
 A : portion aérée des échantillons composés
 NA : portion non aérée des échantillons composés
 - S9 : sans activation métabolique
 + S9 : avec activation métabolique

TABEAU 3.5 : RÉSULTATS DU CALCUL DE LA TOXIMESURE DE L'INDICE BEEP OBTENUS EN HIVER ET EN ÉTÉ

Station	Caractéristiques			Toximesure (UTA.uvb ⁻¹) ⁽¹⁾⁽²⁾ (= n x [Σ CSE / N])	
	TT	CI	Déph. H / E	Hiver	Été
Farnham	BA	TI	Sans / avec	15,8	6,8
La Prairie	BA	TI	Sans / sans	0,2	0,6
Magog	BA	TI	Avec / avec	0,3	
CUO	BA	PI	Avec / avec	0,6	4,5
Jonquière	BA	PI	Sans / sans	<	0,3
Châteauguay	BF	PI	Sans / avec	<	<
CUQ (station Est)	BF	PI	Sans / sans	6,8	2,6
Cookshire	EA	TI	Sans / sans	34,1	17,0
Saint-Joseph-de-Beauce	EA	TI	Sans / avec	91,2	54,3
Warwick	EA	TI	Sans / avec	2,5	
Saint-Gédéon	EA	PI	Sans / sans	<	1,8
Sawyerville	EA	PI	Sans / avec	81,5	0,3
Martinville	ENA	PI	Avec / sans	72,4	<
CUM (E-98)	PC	TI	Avec / avec	7,8	3,1
Longueuil (E-98)	PC	PI	Avec / avec	1,4	3,4

Types de traitement (TT) :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle (CI) :

PI : peu importante
 TI : très importante
 H : hiver
 E : été

< : inférieur à la limite de détection
 n : nombre de tests ayant révélé de la (géo)toxicité
 N : nombre total de tests de toxicité réalisés
 CSE : concentration seuil d'effet

(1) : La limite de détection de la toximesure est de 0,1.

(2) : Les résultats sont calculés avec la portion non aérée des échantillons.

3.2.3 Analyses physico-chimiques de soutien aux tests de toxicité

Lors de la réalisation des tests de toxicité, tous les échantillons respectaient les exigences en ce qui concerne le pH, la température et le taux d'oxygène dissous, tel que décrit dans les protocoles. Les mesures de chlore résiduel total (CRT) ont presque toutes indiqué des teneurs relativement élevées en chlore libre et en chlore combiné (p. ex. chloramines), mais ces valeurs n'expliquent pas les écarts de toxicité. Toutefois, compte tenu de la nature des effluents analysés, les résultats obtenus pour le chlore résiduel total sont possiblement non valides (voir annexe 7). L'annexe 7 fournit les résultats des analyses physico-chimiques de soutien réalisées sur les échantillons journaliers d'eau de renouvellement et sur la portion non aérée de l'échantillon composé pour chacun des effluents à l'étude.

3.2.4 Contrôle de qualité

Les trente caractérisations d'effluents municipaux ont donné lieu à la production de près de 400 analyses biologiques. La presque totalité des résultats des tests de toxicité ont été acceptés dès leur réception puisque les exigences de qualité définies dans le *Guide général de caractérisation SLV 2000* (SLV 2000, 1995) étaient toutes respectées. Les résultats qui ne respectaient pas les critères de qualité ont été rejetés (identifiés par un astérisque dans les tableaux de résultats). Il est possible d'obtenir plus d'information sur l'évaluation de la qualité des résultats en consultant l'un ou l'autre des 30 rapports scientifiques et techniques de caractérisation bioanalytique des stations d'épuration publiés par le Centre Saint-Laurent d'Environnement Canada (Bombardier, M.; Harwood, M., 1996 à 1999).

3.3 Analyses physico-chimiques

3.3.1 Paramètres physico-chimiques génériques et métaux

Les résultats analytiques des paramètres physico-chimiques génériques (PPC), exprimés en concentrations moyennes pour les trois jours d'échantillonnage, sont présentés aux tableaux 3.6-H et 3.6-E (hiver et été respectivement). De la même façon, les résultats des métaux obtenus pour les effluents municipaux, exprimés en concentrations moyennes de métal extractible total, sont présentés aux tableaux 3.7-H et 3.7-E. Les résultats bruts et les limites de détection sont détaillés à l'annexe 8.

TABLEAU 3.6-H : RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES GÉNÉRIQUES OBTENUS EN HIVER

Station (hiver)	Caractéristiques			Paramètres physico-chimiques génériques (mg/L)																		
	TT	CI	Déph.	DBO ₅	DCO	MES	P tot.	NKT	NH ₃ -NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻ -NO ₃ ⁻	Sulfures dissous	Sulfures totaux	Sulfates	H&G min.	Subst. phénol.	Cl ⁻	CN ⁻	F ⁻	Dureté	Conductivité
Farnham	BA	TI	Sans	*	*	11	*	3,32	1,38	0,197	0,3	0,473		0,05	47	<	<	78	<	0,46		
La Prairie	BA	TI	Sans	*	*	48	*	5,33	3,87	0,037	1,2	1,203		0,04	(170)	0,10	<	152	<	0,27		
Magog	BA	TI	Avec	*	*	4	*	0,96	0,16	0,057	6,6	6,677		0,07	73	<	<	130	<	0,12		
CUO	BA	PI	Avec	*	*	105	*	13,02	6,17	<	4,9	4,900		0,07	53	<		211	<	0,17		
Jonquière	BA	PI	Sans	4	28	4	0,31	3,1	2,3			3,5		<	33	0,3		42	<	0,08		
Châteauguay	BF	PI	Sans	*	*	11	*	8,80	8,32	0,194	2,2	2,413		0,06	73	0,69		242	<	0,74		
CUQ (station Est)	BF	PI	Sans	30	85	22	1,59	15,00	11,6			0,45		<	49	0,50	<	320	<	0,80		
Cookshire	EA	TI	Sans	25	168	12	1,5	14,0	10,7			0,6		<	40	(16)	<	368	<	0,07		
St-J.-de-Beauce	EA	TI	Sans	18	70	19	1,6	26	25			0,6		<	81	0,3		187	<	<		
Warwick	EA	TI	Sans	17	69	22	2,6	16	13			1,4		<	52	0,4		113	<	<		
Saint-Gédéon	EA	PI	Sans	6	52	5	1,75	11,70	10,1			1,2		<	27	0,3		95	<	0,12		
Sawyerville	EA	PI	Sans	6	32	4	1,5	12	10			1,2		<	19	(0,3)		64	<	<		
Martinville	ENA	PI	Avec	23	47	18	1,2	5,3	3,7	0,006	<	<	0,12	0,56	20	<	0,006	32	<	0,04	122	437
CUM	PC	TI	Avec	*	*	35	*	9,38	6,60	0,009	0,2	0,220		0,04	68	0,18	<	182	<	0,23		
Longueuil	PC	PI	Avec	*	*	29	*	11,73	9,81			0,164		0,05	171	0,14	<	118	<	0,16		

Types de traitement (TT) :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle (CI) :

PI : peu importante
 TI : très importante

Notes :

* : résultat rejeté
 < : résultat inférieur à la limite de détection
 Case vide : paramètre non mesuré
 () : résultat à utiliser avec prudence (contrôle de la qualité)
 Déph. : déphosphatation

TABLEAU 3.6-E : RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES GÉNÉRIQUES OBTENUS EN ÉTÉ

Station (été)	Caractéristiques			Paramètres physico-chimiques génériques (mg/L)																		
	TT	CI	Déph.	DBO ₅	DCO	MES	P tot.	NKT	NH ₃ - NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻ - NO ₃ ⁻	Sulfures dissous	Sulfures totaux	Sulfates	H&G min.	Subst. phénol.	Cl ⁻	CN ⁻	F ⁻	Dureté	Conduc- tivité
Farnham	BA	TI	Avec	4	37	10	0,2	2,0	0,7	0,018	1,0	1,0	<	0,01	101	<	<	80	<	0,61	179	565
La Prairie	BA	TI	Sans	5	41	9	0,56	25	24	0,20	0,87	1,07	<	0,02	117	<	<	182	<	0,30	283	1046
Magog	BA	TI	Avec																			
CUO	BA	PI	Avec	<	31	3	0,45	5,5	4,9	0,20	3,07	3,3	<	<	52	<	<	61	<	0,13	96	397
Jonquière	BA	PI	Sans	<	20	3	0,192	2,3	(1,9)	0,062	1,27	1,36	<	<	32	<	<	35,8	<	(0,12)	93	387
Châteauguay	BF	PI	Avec	9	23	10	0,66	11	9,2	0,15	1,29	1,4	0,01	0,05	77	<	<	79	<	0,91	217	631
CUQ (station Est)	BF	PI	Sans	11	65	11	1,25	11,6	9,1	0,11	0,16	0,27	<	0,04	57	0,42	<	126	<	0,76	131	622
Cookshire	EA	TI	Sans	10	90	10	1,10	9,3	6,8	0,59	0,13	0,71	<	0,07	102	0,83	0,010	172	<	0,11	124	858
St-J.-de-Beauce	EA	TI	Avec	6	89	37	0,72	3,2	(1,1)	20	4	22			113	<	<	137	0,13	(0,06)	155	928
Warwick	EA	TI	Avec																			
Saint-Gédéon	EA	PI	Sans	<	36	<	2,2	9,4	(8,4)	0,57	1,3	1,8			34	<	<	65	0,05	(0,2)	142	632
Sawyerville	EA	PI	Avec	<	23	3,6	0,43	2,9	1,6			2,3		<	29	(<)		42	0,02	0,070		
Martinville	ENA	PI	Sans	18	130	46	0,86	6,5	<			0,32		0,09	9	<		43	<	0,059		
CUM (98)	PC	TI	Avec	21	104	18	0,57	9,3	4,9	<	0,03	0,03	0,02	0,09	79	0,2	0,005	87	0,02	(0,31)	162	719
CUM (99)	PC	TI	Avec	41	104	20	0,44	9,4	6,1	0,005	0,01	0,02	0,11	0,20	71	0,41	0,009	97	0,020	0,18	170	719
Longueuil (98)	PC	PI	Avec	36	140	29	0,85	14	9,5	(0,022)	0,03	0,05	0,14	0,24	106	0,2	0,010	70	<	(0,15)	195	767
Longueuil (99)	PC	PI	Avec	23	70	17	0,56	14	10	0,004	<	0,01	0,14	0,21	104	0,33	0,010	80	0,004	0,14	201	744

Types de traitement (TT) :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle (CI) :

PI : peu importante
 TI : très importante

Notes :

* : résultat rejeté
 < : résultat inférieur à la limite de détection
 Case vide : paramètre non mesuré
 () : résultat à utiliser avec prudence (contrôle de la qualité)
 Déph. : déphosphatation

TABLEAU 3.7-H : RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES MÉTAUX TOTAUX OBTENUS EN HIVER

Station (hiver)	Caractéristiques			Métaux totaux (mg/L)																		
	TT	CI	Déph.	Al	Sb	Ag	As	Ba	Be	B	Cd	Cr	Co	Cu	Fe	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	V	Zn
Farnham	BA	TI	Sans	0,78		<					<	(0,016)		0,048	1,26	<		<	<	<		0,04
La Prairie	BA	TI	Sans	0,09		<					<	0,028		0,005	<	<		<	<	<		<
Magog	BA	TI	Avec	0,35		<					<	(0,015)		(0,022)	1,17	3 E-4		<	<	<		0,14
CUO	BA	PI	Avec	2,70		0,002					<	(0,012)		0,041	3,27	<		<	(0,0028)	<		0,09
Jonquière	BA	PI	Sans	0,2		<					<	0,001		0,009	0,07	<		<	0,0016	<		0,02
Châteauguay	BF	PI	Sans	0,06		<					<	(0,017)		0,040	1,30	<		<	<	<		0,07
CUQ (station Est)	BF	PI	Sans	0,3		0,008					<	0,005		0,020	0,87	<		<	0,0015	<		0,04
Cookshire	EA	TI	Sans	0,2		0,005					<	0,012		0,040	0,29	<		<	<	<		0,19
St-J.-de-Beauce	EA	TI	Sans	<		0,005					<	0,002		0,012	1,23	<		<	<	<		<
Warwick	EA	TI	Sans	0,2		0,004					<	0,001		0,005	0,35	<		<	<	<		0,02
Saint-Gédéon	EA	PI	Sans	0,1		0,003					<	0,002		0,017	0,28	<		<	<	<		<
Sawyerville	EA	PI	Sans	<		0,002					<	<		0,028	0,47	<		<	0,0013	<		0,02
Martinville	ENA	PI	Avec	0,253	<	<	0,0018	0,0057	<	0,038	<	0,0010	0,0004	0,003	0,193	2,6 E-5	<	0,002	<	0,0003	0,0006	0,003
CUM	PC	TI	Avec	0,14		<					<	0,026		0,020	1,75	<		<	<	(0,0023)		0,08
Longueuil	PC	PI	Avec	0,93		<					<	0,026		0,012	0,16	<		<	<	<		<

Types de traitement (TT) :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle (CI) :

PI : peu importante
 TI : très importante

Notes :

* : résultat rejeté
 < : résultat inférieur à la limite de détection
 Case vide : paramètre non mesuré
 () : résultat à utiliser avec prudence (contrôle de la qualité)
 Déph.: déphosphatation

TABLEAU 3.7-E : RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES MÉTAUX TOTAUX OBTENUS EN ÉTÉ

Station (été)	Caractéristiques			Métaux totaux (mg/L)																		
	TT	CI	Déph.	Al	Sb	Ag	As	Ba	Be	B	Cd	Cr	Co	Cu	Fe	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	V	Zn
Farnham	BA	TI	Avec	0,690	0,0002	<	0,0005	0,069	<	0,038	<	0,0013	0,0026	0,016	0,343	1,0 E-4	0,021	0,007	0,0013	0,0004	0,0008	0,024
La Prairie	BA	TI	Sans	0,113	0,0006	<	0,0006	0,016	<	0,177	<	0,0011	0,0015	0,009	0,280	1,5 E-5	0,005	0,005	0,0018	0,0006	0,0007	0,026
Magog	BA	TI	Avec																			
CUO	BA	PI	Avec	0,086	0,0002	<	0,0004	0,016	<	0,061	<	0,0010	0,0002	0,005	0,095	3,3 E-5	0,005	0,003	0,0004	0,0003	0,0005	0,013
Jonquière	BA	PI	Sans	0,125	<	<	<	0,019	<	0,052	<	0,008	<	0,008	0,057	8,0 E-6	<	<	<	<	<	0,020
Châteauguay	BF	PI	Avec	0,587	0,0001	0,0004	0,0005	0,038	<	0,067	<	0,0023	0,0002	0,014	0,250	3,9 E-5	0,002	0,005	0,0004	0,0004	0,0007	0,013
CUQ (station Est)	BF	PI	Sans	0,148	0,0002	0,0022	0,0006	0,039	<	0,055	<	0,0019	0,0003	0,017	0,780	5,0 E-5	0,007	0,004	0,0014	0,0006	0,0006	0,029
Cookshire	EA	TI	Sans	0,049	0,0001	<	0,0010	0,017	<	0,042	<	0,020	0,0034	0,028	0,397	1,1 E-4	<	0,046	0,0008	<	0,0003	0,064
St-J.-de-Beauce	EA	TI	Avec	0,057	<	<	0,0002	0,018	<	0,033	<	0,004	0,0009	0,010	0,497	2,2 E-5	<	0,008	0,0004	<	<	<
Warwick	EA	TI	Avec																			
Saint-Gédéon	EA	PI	Sans	0,063	<	<	<	0,014	<	0,039	<	0,005	<	0,015	0,220	1,1 E-5	<	<	<	<	<	<
Sawyerville	EA	PI	Avec	<		(<)					<	0,0142		0,002	<	<		<	<	<	<	<
Martinville	ENA	PI	Sans	<		<					<	0,022		<	0,40	<		<	<	<	<	<
CUM (98)	PC	TI	Avec	0,963	<	0,0011	4,1 E-4	0,030	<	0,065	1,6 E-4	0,008	<	0,025	0,210	1,3 E-5	<	0,006	0,0016	0,009	<	0,031
CUM (99)	PC	TI	Avec	0,769	0,0015	0,0007	0,0009	0,030	<	0,076	3,1 E-4	0,0053	0,0004	0,021	0,290	1,7 E-5	0,011	0,005	0,0012	0,0044	0,0006	0,032
Longueuil (98)	PC	PI	Avec	2,597	<	0,0007	0,0007	0,026	<	0,100	1,0 E-4	0,026	<	0,015	0,267	1,9 E-5	<	0,007	<	<	<	0,016
Longueuil (99)	PC	PI	Avec	0,940	0,0001	<	0,0006	0,024	<	0,090	2,0 E-4	0,0048	0,0003	0,008	0,273	<	0,004	0,005	0,0008	0,0005	0,0013	0,016

Types de traitement (TT) :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle (CI) :

PI : peu importante
 TI : très importante

Notes :

* : résultat rejeté
 < : résultat inférieur à la limite de détection
 Case vide : paramètre non mesuré
 () : résultat à utiliser avec prudence (contrôle de la qualité)
 Déph. : déphosphatation

TABLEAU 3.8 : RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES SUBSTANCES ORGANIQUES SEMI-VOLATILES (SOBN) DÉTECTÉES (HIVER ET ÉTÉ)

Station	Caractéristiques			Hiver (SOBN en µg/L)				Été (SOBN en µg/L)			
	TT	CI	Déph H / E	1,4- Dichloro- benzène	Di-n-butyl- phtalate	Diéthyl- phtalate	Nitro- benzène	1,4- Dichloro- benzène	Di-n-butyl- phtalate	Diéthyl- phtalate	Nitro- benzène
Farnham	BA	TI	s / a					*	<	<	<
La Prairie	BA	TI	s / s					*	<	1,2	<
Magog	BA	TI	a / a								
CUO	BA	PI	a / a					*	<	<	<
Jonquière	BA	PI	s / s					2,1	12,1	<	<
Châteauguay	BF	PI	s / a					<	<	*	<
CUQ (station Est)	BF	PI	s / s					*	*	*	<
Cookshire	EA	TI	s / s	<	<	<	<	<	0,5	<	0,7
Saint-J.-de-Beauce	EA	TI	s / a					1,8	*	<	<
Warwick	EA	TI	s / a								
Saint-Gédéon	EA	PI	s / s					1,6	11,0	<	<
Sawyerville	EA	PI	s / a								
Martinville	ENA	PI	a / s	<	<	<	<				
CUM (E-98)	PC	TI	a / a					2,6	*	1,2	1,2
Longueuil (E-98)	PC	PI	a / a					3,1	*	1,2	<

Types de traitement (TT) :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle (CI) :

PI : peu importante
 TI : très importante

 H : hiver
 E : été
 s : sans déphosphatation
 a : avec déphosphatation

Notes :

* : résultat rejeté
 < : résultat inférieur à la limite de détection
 Case vide : paramètre non mesuré
 () : résultat à utiliser avec prudence (contrôle de la qualité)
 Déph : déphosphatation

TABLEAU 3.9-H : RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES SUBSTANCES ORGANIQUES VOLATILES (SOV) DÉTECTÉES EN HIVER

Station (hiver)	Caractéristiques			Substances organiques volatiles (SOV) (en µg/L)															
	TT	CI	Déph	Bromo-dichloro-méthane	tert-Butyl-benzène	1,2-Di-chloro-benzène	1,3-Di-chloro-benzène	1,4-Di-chloro-benzène	Cis-1,2-Dichloro-éthylène	Éther éthylique	Éthyl-benzène	Styrène	Tétra-chloro-éthylène	Toluène	1,2,3-Tri-méthyl-benzène	1,2,4-Tri-méthyl-benzène	1,3,5-Tri-méthyl-benzène	Xylènes	
Farnham	BA	TI	Sans	<	<	<	<	<	*	<	<	<	<	*	<	<	<	<	
La Prairie	BA	TI	Sans	<	<	<	<	<	<	1,1	<	<	<	<	<	<	<	<	
Magog	BA	TI	Avec																
CUO	BA	PI	Avec																
Jonquière	BA	PI	Sans																
Châteauguay	BF	PI	Sans																
CUQ (station Est)	BF	PI	Sans	<	1,0	<	<	<	<	*	<	<	2,9	28,7	3,4	12,7	4,8	<	
Cookshire	EA	TI	Sans	<	<	<	<	<	<	*	<	<	<	<	<	<	<	<	
St-J.-de-Beauce	EA	TI	Sans																
Warwick	EA	TI	Sans																
Saint-Gédéon	EA	PI	Sans																
Sawyerville	EA	PI	Sans																
Martinville	ENA	PI	Avec	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	5,5	<	<	<	<	
CUM	PC	TI	Avec	0,7	<	0,7	<	<	0,4	*	2,1	0,6	3,5	10,8	*	1,9	0,5	1,8	
Longueuil	PC	PI	Avec	0,8	<	<	<	<	<	*	7,5	0,5	0,8	0,7	*	4,0	1,1	5,6	

Types de traitement (TT) :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle (CI) :

PI : peu importante
 TI : très importante

Notes :

* : résultat rejeté
 < : résultat inférieur à la limite de détection
 Case vide : paramètre non mesuré
 () : résultat à utiliser avec prudence (contrôle de la qualité)
 Déph : déphosphatation

TABLEAU 3.9-E : RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES SUBSTANCES ORGANIQUES VOLATILES (SOV) DÉTECTÉES EN ÉTÉ

Station (été)	Caractéristiques			Substances organiques volatiles (SOV) (en µg/L)														
	TT	CI	Déph	Bromo-dichloro-méthane	tert-Butyl-benzène	1,2-Di-chloro-benzène	1,3-Di-chloro-benzène	1,4-Di-chloro-benzène	Cis-1,2-Dichloro-éthylène	Éther éthylique	Éthyl-benzène	Styrène	Tétra-chloro-éthylène	Toluène	1,2,3-Tri-méthyl-benzène	1,2,4-Tri-méthyl-benzène	1,3,5-Tri-méthyl-benzène	Xylènes
Farnham	BA	TI	Avec	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
La Prairie	BA	TI	Sans	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Magog	BA	TI	Avec															
CUO	BA	PI	Avec	<	<	<	<	<	*	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Jonquière	BA	PI	Sans	<	<	<	0,3	*	<	*	<	<	1,2	0,9	<	<	<	*
Châteauguay	BF	PI	Avec	<	<	<	<	<	*	<	<	<	1,2	<	<	<	<	<
CUQ (station Est)	BF	PI	Sans	<	<	<	*	*	*	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Cookshire	EA	TI	Sans	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	*	<	<	<	<
St-J.-de-Beauce	EA	TI	Avec	<	<	<	0,2	0,5	<	*	<	<	0,7	<	<	<	<	*
Warwick	EA	TI	Avec															
Saint-Gédéon	EA	PI	Sans	<	<	<	<	*	<	*	<	<	<	<	<	<	<	*
Sawyerville	EA	PI	Avec															
Martinville	ENA	PI	Sans															
CUM (98)	PC	TI	Avec	<	<	<	<	*	<	*	0,3	0,2	*	*	<	3,2	0,9	1,6
Longueuil (98)	PC	PI	Avec	<	<	<	<	*	<	*	*	0,2	*	*	*	*	0,1	*

Types de traitement (TT) :
 BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle (CI) :
 PI : peu importante
 TI : très importante

Notes :
 * : résultat rejeté
 < : résultat inférieur à la limite de détection
 Case vide : paramètre non mesuré
 () : résultat à utiliser avec prudence (contrôle de la qualité)
 Déph : déphosphatation

3.3.2 Substances organiques semi-volatiles et volatiles (SOBN et SOV)

Le tableau 3.8 présente les résultats des substances organiques semi-volatiles (SOBN) détectées aux stations d'épuration en conditions d'opération hivernales et estivales. Les tableaux 3.9-H et 3.9-E fournissent les résultats pour les substances organiques volatiles (SOV) détectées. L'annexe 8 présente l'ensemble des résultats d'analyse et limites de détection pour les SOBN et les SOV.

3.3.3 Surfactants non ioniques et anioniques

Les concentrations moyennes de surfactants non ioniques et anioniques obtenues en hiver et en été apparaissent au tableau 3.10. Les résultats bruts et les limites de détection pour les analyses des surfactants sont fournis à l'annexe 9. Pour les échantillons prélevés en été à Cookshire et Farnham, la limite de détection des surfactants non ioniques a été 10 fois plus élevée (1,0 mg/L au lieu de la limite de la méthode de 0,1 mg/L) en raison de la présence d'écume (matière organique) sur les échantillons. Cette matière organique faisant interférence avec le dosage, il a fallu diluer les échantillons.

TABLEAU 3.10 : RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES SURFACTANTS

Station	Caractéristiques			Hiver		Été	
	TT	CI	Déphasé H / E	Surfactants non ioniques (mg/L)	Surfactants anioniques (mg/L)	Surfactants non ioniques (mg/L)	Surfactants anioniques (mg/L)
Farnham	BA	TI	s / a	1,4	0,55	< ⁽¹⁾	0,51
La Prairie	BA	TI	s / s			<	0,24
Magog	BA	TI	a / a				
CUO	BA	PI	a / a			<	0,12
Jonquière	BA	PI	s / s			<	0,13
Châteauguay	BF	PI	s / a			0,2	0,91
CUQ (station Est)	BF	PI	s / s			0,3	1,30
Cookshire	EA	TI	s / s	4,0	2,10	< ⁽¹⁾	0,42
Saint-J.-de-Beauce	EA	TI	s / a			<	0,28
Warwick	EA	TI	s / a	0,8	0,18		
Saint-Gédéon	EA	PI	s / s			<	0,45
Sawyerville	EA	PI	s / a			*	<
Martinville	ENA	PI	a / s	<	0,17		
CUM (E-98) (E-99)	PC	TI	a / a	1,0	2,10	0,9 1,7	2,30 1,80
Longueuil (E-98) (E-99)	PC	PI	a / a			4,0 2,0	15,00 3,20

Types de traitement (TT) :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle (CI) :

PI : peu importante
 TI : très importante
 * : résultat rejeté
 < : résultat inférieur à la limite de détection
 Case vide : paramètre non mesuré

(1) : LDM de 1,0 mg/L pour ces échantillons au lieu de 0,1 mg/L.

3.3.4 Substances organiques à l'état de traces

Les analyses de substances organiques à l'état de traces impliquent, préalablement au dosage, une séparation des phases dissoute et particulaire des échantillons, suivie d'une extraction puis d'une purification de chacune des phases. Lors de la campagne de 96-97, les phases purifiées dissoute et particulaire ont été dosées séparément. Les concentrations obtenues pour les deux phases ont été additionnées afin d'obtenir la concentration totale dans le but de les comparer aux critères de qualité définis par le MENV (MEF, 1998). Lors de la campagne de 98-99, les extraits purifiés des deux phases ont été mélangés puis le dosage de la concentration totale a eu lieu directement sur cet extrait combiné.

3.3.4.1 BPC

Le tableau 3.11 présente les concentrations totales moyennes de BPC déterminées à partir de l'analyse des groupes homologues regroupant 206 congénères possibles de BPC substitués avec 2 atomes de chlore et plus pour la campagne de 96-97, et regroupant 194 congénères possibles de BPC substitués avec 3 atomes de chlore et plus pour la campagne de 98-99 (voir section 2.4.3.2). Les résultats sont rapportés uniquement en concentrations totales puisque, pour évaluer et comparer la qualité des effluents, seul le total des concentrations de BPC est considéré en regard des critères de qualité de l'eau.

Le détail des concentrations pour les groupes homologues et les 43 congénères dosés spécifiquement, ainsi que les limites de détection, sont présentés à l'annexe 10.

TABLEAU 3.11 : RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES BPC TOTAUX

Station	Caractéristiques			BPC totaux (ng/L)	
	TT	CI	Déph. H / E	Hiver	Été
Farnham	BA	TI	Sans / avec	7,84	4,09
La Prairie	BA	TI	Sans / sans	7,13	2,44
Magog	BA	TI	Avec / avec		
CUO	BA	PI	Avec / avec		1,34
Jonquière	BA	PI	Sans / sans		1,13
Châteauguay	BF	PI	Sans / avec		3,89
CUQ (station Est)	BF	PI	Sans / sans	8,98	8,72
Cookshire	EA	TI	Sans / sans	33,54 ⁽¹⁾	⁽²⁾
Saint-Joseph-de-Beauce	EA	TI	Sans / avec		1,38
Warwick	EA	TI	Sans / avec		
Saint-Gédéon	EA	PI	Sans / sans		1,20
Sawyerville	EA	PI	Sans / avec		
Martinville	ENA	PI	Avec / sans	2,11	
CUM (E-98)	PC	TI	Avec / avec		5,99
Longueuil (E-98)	PC	PI	Avec / avec	6,84	8,50

Types de traitement (TT) :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle (CI) :

PI : peu importante
 TI : très importante

* : résultat rejeté
 < : résultat inférieur à la limite de détection
 Case vide : paramètre non mesuré

(1) : Moyenne calculée avec les échantillons des jours 1 et 3 seulement car l'extrait particulaire du jour 5 a été perdu.

(2) : Les échantillons de Cookshire n'ont pu être analysés car ils étaient trop chargés en matière organique, ce qui faisait interférence et rendait impossible le dosage.

3.3.4.2 HAP

Les HAP mesurés aux stations d'épuration sont, pour la majorité, regroupés en deux catégories selon leur potentiel de cancérogénicité. Le premier groupe inclut 16 HAP présentant une évidence suffisante de cancérogénicité selon l'International Agency of Research on Cancer (IARC, 1987) alors que les 28 HAP du groupe 2 présentent une évidence limitée de cancérogénicité telle que définie par l'IARC. L'annexe 12 fournit la liste des HAP des groupes 1 et 2.

Avec les échantillons prélevés en 1996, 1997 et 1998, un total de 22 HAP ont été mesurés, soit 8 HAP du groupe 1, 11 du groupe 2 et 3 autres HAP. Ce nombre a été porté à 50 HAP aux six stations où ces analyses ont été faites en 1999 (Châteauguay, CUO, CUQ, Cookshire, Farnham et La Prairie), soit les 16 HAP du groupe 1, les 28 du groupe 2 et 6 autres HAP. Il y a donc un biais dans la comparaison des résultats entre les analyses réalisées en 1999 et avant. Cependant, les nouveaux HAP sont des substances moins fréquemment rencontrées dans les effluents municipaux et elles font peu varier les résultats pour le groupe 1 et les résultats totaux des HAP (entre 0 et 10 % d'augmentation seulement). Le tableau 3.12 présente la concentration totale des HAP. Pour les résultats détaillés et les limites de détection, consulter l'annexe 11.

Par ailleurs, dans le cas du premier groupe de HAP, il existe un critère de qualité de l'eau pour la prévention de la contamination des organismes aquatiques (CPCO) qui s'applique à la concentration totale des HAP de ce groupe. Dans le cas du deuxième groupe, il existe des critères de qualité spécifiques pour sept HAP. Les résultats obtenus aux stations d'épuration sont également présentés en tenant compte de cet aspect : le tableau 3.13 donne le total des HAP du groupe 1 mesurés alors que le tableau 3.14 fournit les concentrations moyennes des 7 HAP du groupe 2 pour lesquelles il existe des critères de qualité spécifiques.

TABLEAU 3.12 : RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES HAP TOTAUX

Station	Caractéristiques			HAP totaux ⁽¹⁾ (ng/L)	
	TT	CI	Déph. H / E	Hiver	Été
Farnham	BA	TI	Sans / avec	100,6	90,6
La Prairie	BA	TI	Sans / sans	106,9	124,9
Magog	BA	TI	Avec / avec		
CUO	BA	PI	Avec / avec		124,3
Jonquière	BA	PI	Sans / sans		83,8
Châteauguay	BF	PI	Sans / avec		248,1
CUQ (station Est)	BF	PI	Sans / sans	1 581,7	866,5
Cookshire	EA	TI	Sans / sans		96,8 ⁽²⁾
Saint-Joseph-de-Beauce	EA	TI	Sans / avec		93,3
Warwick	EA	TI	Sans / avec		
Saint-Gédéon	EA	PI	Sans / sans		46,9
Sawyerville	EA	PI	Sans / avec		
Martinville	ENA	PI	Avec / sans	174,6	
CUM (E-98)	PC	TI	Avec / avec		2 730,8
Longueuil (E-98)	PC	PI	Avec / avec	1 819,1	1 707,9

Types de traitement (TT) :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle (CI) :

PI : peu importante
 TI : très importante

* : résultat rejeté
 < : résultat inférieur à la limite de détection
 Case vide : paramètre non mesuré

(1) : Somme de 22 HAP, sauf aux stations de Châteauguay, CUO, CUQ, Cookshire, Farnham et La Prairie en été et Martinville en hiver où il s'agit de la somme de 50 HAP (voir texte).

(2) : Moyenne calculée avec les échantillons des jours 1 et 3 seulement car l'échantillon du jour 5 était trop chargé en matière organique, ce qui faisait interférence et rendait impossible le dosage.

TABLEAU 3.13 : RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES HAP DU GROUPE 1

Station	Caractéristiques			HAP du groupe 1 ⁽¹⁾ (ng/L)	
	TT	CI	Déph. H / E	Hiver	Été
Farnham	BA	TI	Sans / avec	23,5	15,9
La Prairie	BA	TI	Sans / sans	6,6	14,7
Magog	BA	TI	Avec / avec		
CUO	BA	PI	Avec / avec		5,8
Jonquière	BA	PI	Sans / sans		10,7
Châteauguay	BF	PI	Sans / avec		27,2
CUQ (station Est)	BF	PI	Sans / sans	20,0	29,0
Cookshire	EA	TI	Sans / sans		1,0 ⁽²⁾
Saint-Joseph-de-Beauce	EA	TI	Sans / avec		2,4
Warwick	EA	TI	Sans / avec		
Saint-Gédéon	EA	PI	Sans / sans		4,0
Sawyerville	EA	PI	Sans / avec		
Martinville	ENA	PI	Avec / sans	<	
CUM (E-98)	PC	TI	Avec / avec		53,0
Longueuil (E-98)	PC	PI	Avec / avec	9,9	15,5

Types de traitement (TT) :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle (CI) :

PI : peu importante
 TI : très importante

* : résultat rejeté
 < : résultat inférieur à la limite de détection
 Case vide : paramètre non mesuré

(1) : Somme de 8 HAP, sauf aux stations de Châteauguay, CUO, CUQ, Cookshire, Farnham et La Prairie en été et Martinville en hiver où il s'agit de la somme de 16 HAP (voir texte).

(2) : Moyenne calculée avec les échantillons des jours 1 et 3 seulement car l'échantillon du jour 5 était trop chargé en matière organique, ce qui faisait interférence et rendait impossible le dosage.

TABLEAU 3.14 : RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR CERTAINS HAP DU GROUPE 2

Station	Caractéristiques			Hiver (HAP du groupe 2 en ng/L)							Été (HAP du groupe 2 en ng/L)						
	TT	CI	Déph H / E	Acéna- phtène	Anthra- cène	Fluoran- -thène	Fluo- rène	Naphta- lène	Phéna- n- thène	Pyrène	Acéna- phtène	Anthra- cène	Fluoran- -thène	Fluo- rène	Naphta- lène	Phéna- n- thène	Pyrène
Farnham	BA	TI	s / a	<	<	5,9	2,4	11,4	7,1	17,7	<	<	8,0	3,9	3,7	26,0	10,7
La Prairie	BA	TI	s / s	2,7	0,2	4,1	6,5	23,9	5,6	7,0	<	<	9,5	7,1	31,1	19,0	15,3
Magog	BA	TI	a / a														
CUO	BA	PI	a / a								<	1,1	5,2	6,0	38,0	14,0	25,7
Jonquière	BA	PI	s / s								0,8	<	3,8	2,0	8,2	6,9	8,3
Châteauguay	BF	PI	s / a								5,5	1,0	11,4	14,0	63,7	34,0	13,3
CUQ (st. Est)	BF	PI	s / s	24,7	3,3	14,8	53,9	267,1	87,2	39,3	14,9	3,4	21,0	35,3	158,7	50,7	26,7
Cookshire ⁽¹⁾	EA	TI	s / s								<	<	6,0	2,4	<	29,0	30,5
St-J.-de-Beauce	EA	TI	s / a								1,1	<	4,0	5,2	5,9	30,7	5,6
Warwick	EA	TI	s / a														
Saint-Gédéon	EA	PI	s / s								<	<	5,2	3,1	4,9	10,4	4,6
Sawyerville	EA	PI	s / a														
Martinville	ENA	PI	a / s	<	<	5,9	2,0	38,3	16,0	2,7							
CUM (E-98)	PC	TI	a / a								38,3	16,0	44,0	46,7	543,3	118,7	40,0
Longueuil (E-98)	PC	PI	a / a	22,3	3,6	11,9	49,5	308,4	70,5	13,7	14,3	4,5	7,9	18,7	570,0	55,0	10,8

Types de traitement (TT) :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle (CI) :

PI : peu importante
 TI : très importante

Notes :

* : résultat rejeté
 < : résultat inférieur à la limite de détection
 Case vide : paramètre non mesuré

(1) : Moyenne calculée à l'été avec les échantillons des jours 1 et 3 seulement car l'échantillon du jour 5 était trop chargé en matière organique, ce qui faisait interférence et rendait impossible le dosage.

3.3.4.3 Dioxines et furanes chlorés

Comme les composés analogues aux dioxines sont généralement retrouvés sous forme de mélanges complexes de congénères dans l'environnement et qu'ils ont un mode d'action similaire (Neal, 1985), le concept des équivalences toxiques (ET) a été introduit pour faciliter leur évaluation. La 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine (2,3,7,8-TCDD) est utilisée pour estimer la toxicité relative des dioxines et furanes. Les concentrations qui apparaissent au tableau 3.15 représentent la somme des 17 congénères spécifiques de dioxines et furanes chlorés analysées, exprimées en équivalents toxiques de la 2,3,7,8-TCDD. Les résultats détaillés pour les différents congénères et les groupes homologues sont présentés à l'annexe 13 alors que la table des équivalences toxiques des 17 congénères est présentée dans MEF (1998).

TABLEAU 3.15 : RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES DIOXINES ET FURANES CHLORÉS

Station	Caractéristiques			Dioxines et furanes chlorés (pg/L) ⁽¹⁾	
	TT	CI	Déph. H / E	Hiver	Été
Farnham	BA	TI	Sans / avec		0,147
La Prairie	BA	TI	Sans / sans	0,012	0,014
Magog	BA	TI	Avec / avec		
CUO	BA	PI	Avec / avec		0,011
Jonquière	BA	PI	Sans / sans		0,029
Châteauguay	BF	PI	Sans / avec		0,049
CUQ (station Est)	BF	PI	Sans / sans	0,038	0,130
Cookshire	EA	TI	Sans / sans		2,624
Saint-Joseph-de-Beauce	EA	TI	Sans / avec		0,081
Warwick	EA	TI	Sans / avec		
Saint-Gédéon	EA	PI	Sans / sans		0,469
Sawyerville	EA	PI	Sans / avec		
Martinville	ENA	PI	Avec / sans	0,018	
CUM (E-98)	PC	TI	Avec / avec		0,268
Longueuil (E-98)	PC	PI	Avec / avec	0,038	0,319

Types de traitement (TT) :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle (CI) :

PI : peu importante
 TI : très importante

* : résultat rejeté
 < : résultat inférieur à la limite de détection
 Case vide : paramètre non mesuré

(1) : Concentrations moyennes du total de 17 congénères spécifiques de dioxines et furanes chlorés exprimés en 2,3,7,8-TCDD équivalent.

3.3.5 Pesticides

Sur les 46 pesticides analysés, 9 herbicides et 6 insecticides ont été détectés dans au moins un échantillon des deux stations d'épuration étudiées. Parmi ceux recherchés pour leur utilisation potentielle en milieu urbain, sept pesticides ont été détectés à l'effluent des deux stations d'épuration. Ce sont les herbicides 2,4-D, mécoprop, dicamba qui sont les trois herbicides présents dans le mélange commercial utilisé pour le traitement des pelouses en milieu urbain (pelouses résidentielles, parcs, terrains de golf, etc.). Les autres produits sont les insecticides diazinon, carbaryl, malathion et chlorpyrifos. Le tableau 3.16 fournit la liste des pesticides détectés aux stations de la CUM et de Longueuil avec la fréquence à laquelle ils l'ont été. La liste de tous les pesticides analysés peut être consultée à l'annexe 14.

TABEAU 3.16 : FRÉQUENCE DE DÉTECTION DES PESTICIDES DANS LES ÉCHANTILLONS PRÉLEVÉS AUX STATIONS DE LA CUM ET DE LONGUEUIL

Pesticides	Fréquence de détection (%)	
	CUM ⁽¹⁾	Longueuil ⁽²⁾
<i>Herbicides</i>		
2,4-D	85,7	91,7
Mécoprop	86,2	91,7
Dicamba	65,5	91,7
Bentazone	3,3	0
MCPB	0	33,3
Atrazine	90,0	66,7
<i>Dééthyl-atrazine (DEA)</i>	13,3	8,3
<i>Déisopropyl-atrazine (DIA)</i>	16,6	0
Métolachlore	43,3	66,7
Diméthénamide	3,3	25,0
Diuron	20,0	0
<i>Insecticides</i>		
Diazinon	23,3	66,7
Carbaryl	70,0	16,7
Malathion	13,3	50,0
Chlorpyrifos	36,7	33,3
Diméthoate	0	8,3
Carbofuran	0	8,3

(1) : Fréquence calculée sur 30 échantillons composés prélevés à des journées différentes.

(2) : Fréquence calculée sur 12 échantillons composés prélevés sur 3 jours non consécutifs à raison de 4 échantillons par jour.

3.3.5.1 Pesticides détectés à l'effluent de la station d'épuration de la CUM

Douze pesticides ont été détectés à l'effluent de la station d'épuration de la CUM. Les concentrations moyennes obtenues avec les résultats de deux ou trois jours consécutifs d'échantillonnage sont présentées au tableau 3.17. Les résultats bruts journaliers peuvent être consultés à l'annexe 15.

Parmi les quatre herbicides les plus fréquemment détectés (tableau 3.16), trois sont associés au traitement des pelouses (2,4-D, mécoprop et dicamba). Les quatre autres herbicides détectés sont l'atrazine, le métolachlore, le diuron et le diméthénamide ainsi que les produits de dégradation de l'atrazine : la dééthyl-atrazine (DEA) et la déisopropyl-atrazine (DIA). Ces produits sont utilisés en grandes cultures, notamment pour le maïs. La détection de tels produits dans l'effluent de la station de la CUM est probablement attribuable au transport atmosphérique de ces substances depuis la zone agricole ceinturant la région de Montréal. Quoique le 2,4-D, le mécoprop et le dicamba soient aussi utilisés en milieu agricole, leur fréquence de détection et les concentrations moyennes plus élevées mesurées dans cette étude, comparativement aux concentrations très faibles d'atrazine et de métolachlore, permettent de les associer, de toute évidence, à l'usage sur les pelouses en milieu urbain.

Le carbaryl est l'insecticide détecté le plus souvent (dans 70 % des échantillons). Sa détection en mai ou juin suggère un usage sur les pommiers ou arbres fruitiers résidentiels. Plus tard en saison, il peut être utilisé pour éliminer divers insectes dans les potagers ou sur les pelouses contre les vers blancs (hannetons). C'est aussi l'un des produits utilisés, en shampooing, pour le traitement des chiens et chats contre les puces. Le chlorpyrifos et le diazinon peuvent être utilisés contre divers insectes des pelouses (fourmis, araignées, perce-oreilles, etc). Le malathion est homologué pour le contrôle de certains insectes et acariens dans les plantes ornementales (arbres, arbustes, fleurs) et dans les potagers.

Le dichlorvos a aussi été détecté dans 63,3 % des échantillons. Mais, en raison de sa détection dans le blanc de terrain, les résultats obtenus ont du être rejetés.

TABLEAU 3.17 : RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES PESTICIDES DÉTECTÉS À LA CUM

Pesticides	Concentrations moyennes de pesticides ⁽¹⁾ (µg/L)										
	17-19 mai	25-27 mai	31-2 juin	7-9 juin	14-16 juin	21-22 juin	28-29 juin	5-7 juillet	12-14 juillet	20-22 juillet	26-27 juillet
<i>Herbicides</i>											
2,4-D	0,34	0,26	0,33	0,06	0,22	0,22	0,47	0,24	0,07	<	0,12
Mécoprop	0,41	0,24	0,34	0,21	0,08	0,20	0,53	0,35	0,10	<	0,07
Dicamba	0,05	0,07	0,06	<	0,08	0,23	0,12	0,66	<	<	<
Bentazone	<	<	<	<	<	0,06	<	<	<	<	<
Atrazine	0,86	0,07	0,04	0,09	0,09	<	0,07	0,24	0,04	0,05	0,07
DEA	<	<	<	<	<	<	<	0,46	0,11	<	<
DIA	<	<	<	<	<	<	<	0,04	<	0,33	<
Métolachlore	0,04	0,08	0,02	<	<	<	0,08	0,10	<	<	<
Diméthénamide	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Diuron	<	<	<	<	<	<	0,31	<	<	<	<
<i>Insecticides</i>											
Diazinon	<	0,02	0,02	0,05	<	<	0,03	<	<	0,02	<
Carbaryl	<	0,04	0,09	0,08	0,05	0,05	0,03	<	<	<	<
Malathion	<	<	0,03	<	<	0,02	<	<	<	<	<
Chlorpyrifos	<	0,03	0,02	<	<	<	<	0,02	<	<	<
Dichlorvos	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*

(1) : Moyennes calculées avec les résultats obtenus sur les échantillons de 2 ou 3 jours consécutifs selon le cas.

* : Résultat rejeté.

< : Moyenne inférieure à la limite de détection.

3.3.5.2 Pesticides détectés à l'effluent de la station d'épuration de Longueuil

Treize pesticides ont été détectés à l'effluent de cette station d'épuration. Les concentrations moyennes obtenues avec les résultats de quatre échantillons composés prélevés le même jour au cours d'un événement de pluie important sont présentées au tableau 3.18. Le détail des résultats est fourni à l'annexe 15.

Les concentrations de pesticides détectées à Longueuil sont, de façon générale, plus élevées qu'à la station de la CUM. Ceci pourrait être attribuable au fait que les échantillons ont été prélevés par temps de pluie plutôt qu'à intervalle régulier, ou aux caractéristiques du milieu urbain lui-même (proportion en superficie de pelouses résidentielles, de parcs et de terrains de golf par exemple).

TABLEAU 3.18 : RÉSULTATS EN CONCENTRATIONS MOYENNES POUR LES PESTICIDES DÉTECTÉS À LONGUEUIL

Pesticides	Concentrations moyennes de pesticides ⁽¹⁾ (µg/L)		
	19 mai	28 juin	7 septembre
Herbicides			
2,4-D	3,10	0,42	0,41
Mécoprop	3,10	0,36	0,46
Dicamba	0,32	0,05	0,03
MCPB	<	<	0,06
Atrazine	0,16	0,10	<
Dééthyl-atrazine (DEA)	<	<	<
Métolachlore	0,11	0,11	<
Diméthénamide	<	<	<
Insecticides			
Diazinon	0,11	0,04	<
Carbaryl	0,04	<	<
Malathion	0,10	<	<
Chlorpyrifos	0,04	0,07	<
Diméthoate	0,04	<	<
Carbofuran	<	<	<

(1) : Moyennes calculées avec les résultats de 4 échantillons prélevés le même jour au cours de 3 événements de pluie.

< : Moyenne inférieure à la limite de détection.

Les produits qui ont été le plus souvent détectés sont les herbicides 2,4-D, mécoprop et dicamba. Comme pour la station d'épuration de la CUM, la présence résiduelle d'herbicides associés aux grandes cultures est aussi observée dans l'effluent de la station de Longueuil.

Plusieurs insecticides ont également été détectés. Ce sont le diazinon, le carbaryl, le malathion le chlorpyrifos, le diméthoate et le carbofuran. Il a déjà été fait mention ci-dessus des usages potentiels pour les quatre premiers insecticides. Le diméthoate et le carbofuran sont des produits

qui peuvent être utilisés pour une multitude d'usages autant agricoles qu'urbains. Toutefois, il est difficile d'en distinguer la source dans ce cas-ci puisque qu'ils ont été détectés une seule fois.

3.3.5.3 *Relation entre les concentrations de pesticides mesurées et le débit*

L'analyse des résultats montre qu'il existe une corrélation entre les concentrations de pesticides mesurées et les débits enregistrés aux stations d'épuration. Comme il a été mentionné à la section 2.4.1.3, cette relation concentration-débit était attendue et corrobore les conclusions de certaines études effectuées ailleurs au Canada et aux États-Unis.

La figure 3.1 montre la relation entre les débits maximums enregistrés et les concentrations de six pesticides mesurées dans les 30 échantillons prélevés à la station de la CUM en 1999. La figure 3.2 présente sensiblement la même chose pour les quatre échantillons prélevés le 19 mai 1999 à Longueuil. Les concentrations de ces divers pesticides tendent à être plus élevées lors d'événements de pluie, lorsque les débits à la station sont plus élevés. Toutefois, la corrélation semble plus évidente pour les herbicides que pour les insecticides. Au cours d'un même événement de pluie, les concentrations d'insecticides ne semblent pas toujours suivre la courbe des débits (figure 3.1 à la CUM et le 28 juin 1999 à Longueuil [résultats non illustrés]).

Le type de pesticides présents et l'augmentation des concentrations lors d'épisodes de pluie concordent avec les observations de Struger et Ripley (Gouvernement du Canada, 2000) et de Struger *et al.* (1994) sur la présence de pesticides d'origine urbaine dans des ruisseaux et étangs de rétention des eaux de pluie dans les localités urbaines de Toronto, Hamilton et Guelph.

Aux États-Unis, deux études du United States Geological Survey portant sur des cours d'eau drainant des zones urbaines de Dallas (Texas) et de Denver (Colorado) rapportent la présence de carbaryl (Land *et al.*, 1998; Kimbrough et Litke, 1993), de chlorpyrifos et de diazinon (Land *et al.*, 1998). Les auteurs indiquent que les concentrations de ces produits augmentent avec le débit.

FIGURE 3.1 : RELATION ENTRE LES DÉBITS MAXIMUMS ET LES CONCENTRATIONS DE CERTAINS PESTICIDES MESURÉS À LA STATION DE LA CUM EN 1999

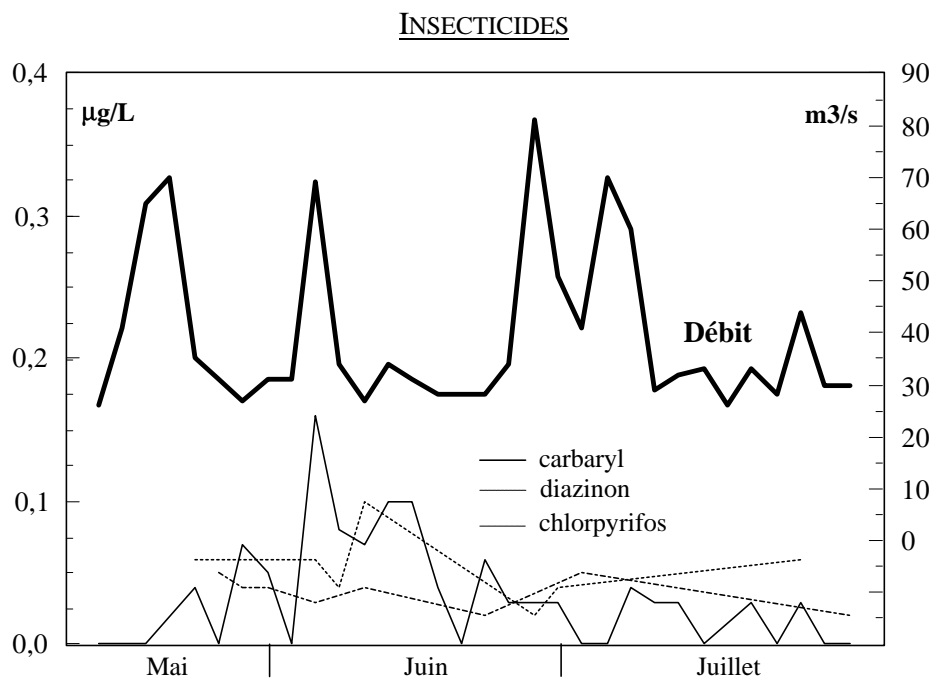
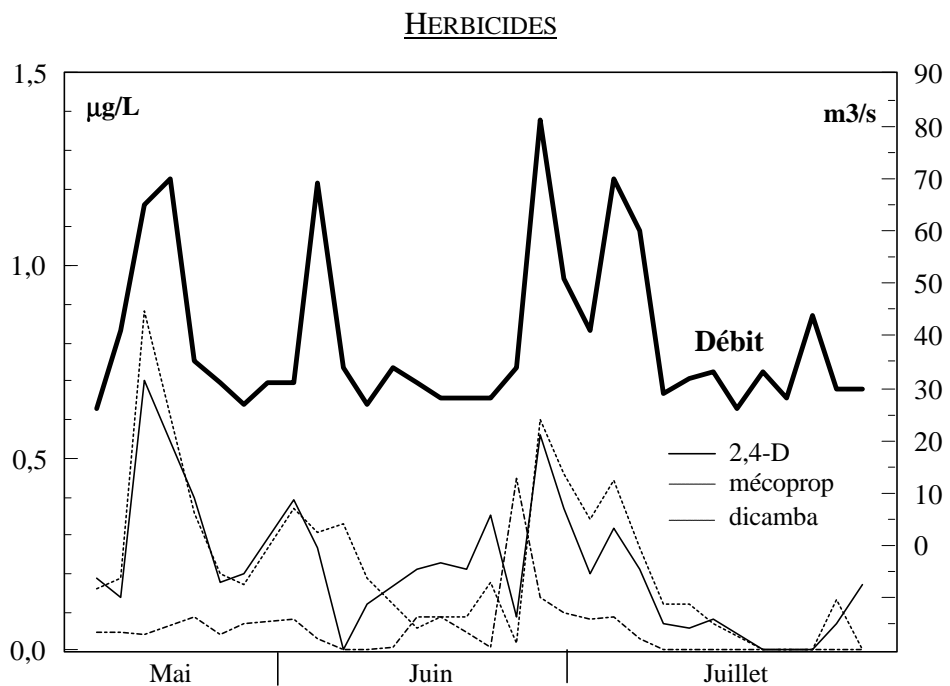
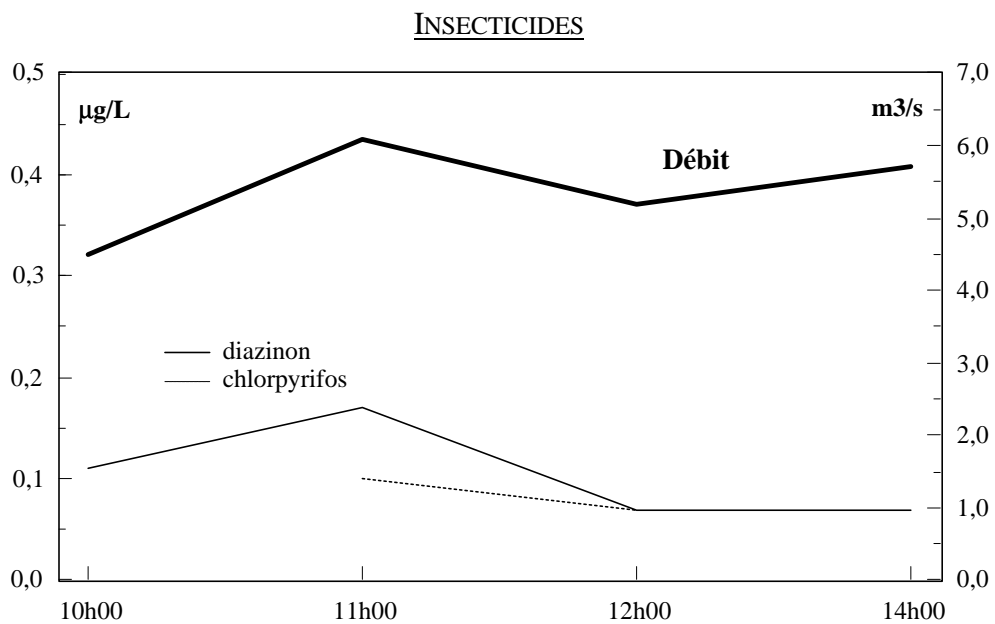
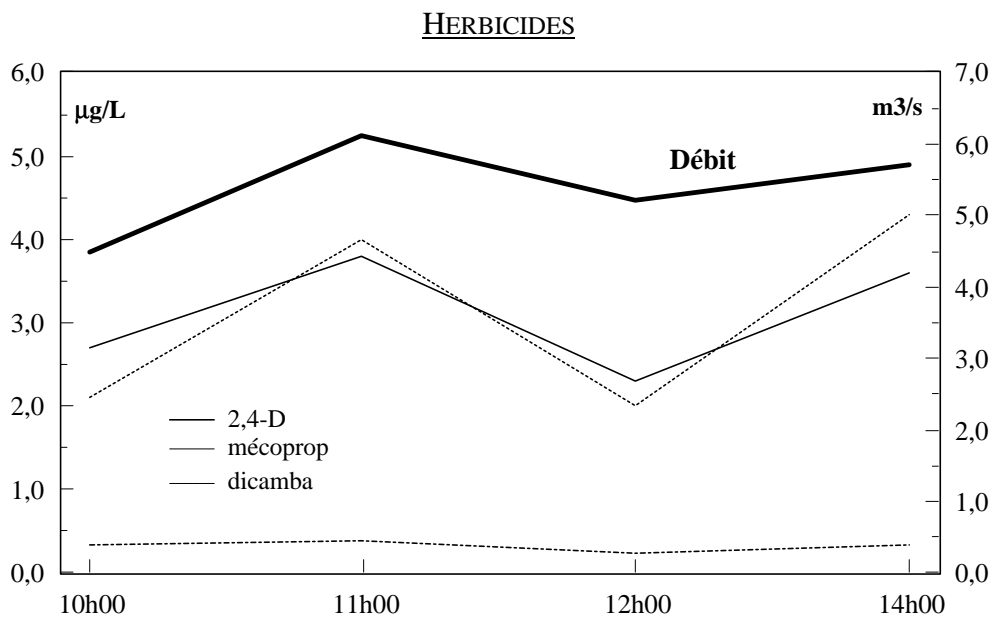


FIGURE 3.2 : RELATION ENTRE LES DÉBITS ET LES CONCENTRATIONS DE CERTAINS PESTICIDES MESURÉS À LA STATION DE LONGUEUIL LE 19 MAI 1999



3.3.6 Contrôle de qualité

Les trente caractérisations d'effluents municipaux ont donné lieu à la production de plus de 10 000 analyses physico-chimiques. Toutes ces analyses ont été assujetties aux exigences de qualité du programme contenu dans le *Guide général de caractérisation SLV 2000* (SLV 2000, 1995) et dans le Guide SCA-01 du Service d'accréditation du CEAEQ. Elles ont été réalisées par différents laboratoires privés et gouvernementaux accrédités par le MENV.

L'évaluation de la qualité des résultats des analyses confiées à l'entreprise privée pour les paramètres physico-chimiques génériques (PPC), les métaux lors de la campagne 96-97, les SOV et les SOBN a fait l'objet de publications spécifiques (un rapport par station d'épuration et par saison). Pour tous les détails à leur sujet, il est possible de consulter l'un ou l'autre des 30 rapports scientifiques et techniques publiés par le Centre Saint-Laurent d'Environnement Canada (Roberge, S, 1996 à 1999).

Pour les autres analyses qui ont été confiées au CEAEQ, soit les métaux lors de la campagne 98-99, les substances organiques à l'état de traces (BPC, HAP et dioxines et furanes chlorés), les surfactants et les pesticides, les résultats ont tous été acceptés, exception faite pour les résultats du pesticide dichlorvos à la CUM et des surfactants non ioniques à Sawyerville en hiver, puisque les analyses étaient reprises jusqu'à satisfaction des exigences de qualité lorsqu'un résultat était jugé douteux.

Tous les résultats qui ne respectaient pas les normes de qualité ont été rejetés (identifiés par un astérisque dans les tableaux de résultats ou par la mention de prudence dans l'utilisation de la donnée).

4 INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS

Pour évaluer la qualité des eaux usées se déversant en milieu aquatique, deux outils sont habituellement utilisés de façon complémentaire : les critères de toxicité globale définis pour les tests de toxicité et les critères de qualité de l'eau de surface définis pour les substances physico-chimiques.

Les tests de toxicité confèrent certains avantages à l'évaluation de la qualité des effluents. Entre autres, ils tiennent compte de la biodisponibilité des contaminants, des interactions chimiques entre contaminants et de la toxicité des substances non analysées ou non soupçonnées.

Les critères de qualité de l'eau définis pour la protection de la vie aquatique sont basés sur de nombreuses études (éco)toxicologiques et couvrent une plus grande variété de paramètres d'effets et d'espèces aquatiques. De plus, les critères de qualité ne sont pas définis uniquement pour la vie aquatique, mais aussi en vue de prévenir la contamination d'organismes aquatiques consommés par l'humain et par la faune terrestre.

Ces deux outils possèdent chacun leurs limites d'interprétation, mais leur utilisation conjointe permet une évaluation plus complète des effets potentiels des effluents rejetés dans le milieu aquatique (MEF, 1998).

Les résultats des tests de toxicité et des analyses physico-chimiques présentés au chapitre précédent sont interprétés à l'intérieur de ce chapitre de façon à évaluer le potentiel toxique des effluents avant leur mélange dans le milieu aquatique. Pour ce faire, les résultats des tests de toxicité sont d'abord comparés aux critères de toxicité globale, exprimés en unités toxiques (UT), puis les résultats des analyses physico-chimiques sont ensuite comparés aux critères de qualité de l'eau, exprimés en unités de concentration pour les substances chimiques.

Enfin, une analyse est faite pour vérifier si une ou plusieurs substances peuvent être responsables de la toxicité mesurée et pour évaluer l'effet des saisons, des types de traitement, de la présence d'industries et de la déphosphatation chimique sur la toxicité des effluents.

4.1 Comparaison des résultats des tests de toxicité aux critères de toxicité globale

4.1.1 Les tests de toxicité de l'approche de protection du milieu aquatique

Pour les tests de toxicité de l'approche de protection du milieu aquatique du MENV, les valeurs de référence permettant d'évaluer le potentiel toxique d'un effluent pour la vie aquatique sont les critères de toxicité globale présentés dans le document *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec* (MEF, 1998), soit :

- 1 UTa pour la toxicité aiguë (*O. mykiss* et *D. magna*);
- 1 UTc pour la toxicité chronique (*P. promelas*, *C. dubia* et *S. capricornutum*).

Les tests de toxicité sont de bons indicateurs des effets probables d'un effluent sur le milieu (U.S. EPA, 1991). Tout résultat d'un test de toxicité dépassant la valeur de 1 UTa signifie que l'effluent peut nuire sévèrement et rapidement aux organismes aquatiques qui y sont exposés. Par ailleurs, le dépassement de 1 UTc à l'effluent donne une indication de son potentiel toxique pour les organismes aquatiques, si cette concentration se retrouvait telle quelle dans le milieu. Cet exercice fournit une appréciation de la toxicité potentielle d'un effluent sur le milieu récepteur.

Le tableau 4.1 présente le nombre et le pourcentage de stations et d'échantillons ayant obtenu un résultat qui dépasse les critères de toxicité globale de 1 UTa et 1 UTc. Comme les critères sont d'une unité, il s'agit simplement de la compilation des résultats de toxicité supérieurs à 1 UT présentés aux tableaux 3.2-H, 3.2-E, 3.3 H et 3.3-E

4.1.1.1 Toxicité aiguë

TRUITE ARC-EN-CIEL (*O. mykiss*)

Sur les résultats valides obtenus avec les échantillons prélevés en conditions d'opération hivernales, 4 stations d'épuration sur 14 (29 %) ont montré une toxicité aiguë (> 50 % de mortalité) pour la Truite arc-en-ciel sur au moins un des trois échantillons journaliers (Cookshire, Saint-Gédéon, Saint-Joseph-de-Beauce et Warwick) (tableaux 3.2-H et 4.1). Parmi les 10 autres stations d'épuration, 8 ne montrent aucun signal de toxicité aiguë et 2 présentent un signal qui est inférieur à 50 % de mortalité (Sawyerville et CUQ).

En conditions estivales, les effluents de 3 stations sur 13 (23 %) ont montré une toxicité aiguë (Châteauguay, La Prairie et Longueuil [1998 et 1999]) et 3 stations ont eu au moins un signal inférieur à 50 % de mortalité (CUM [1998 et 1999], Jonquière et Saint-Gédéon) (tableaux 3.2-E et 4.1). Les 7 autres stations ne montrent aucun signal de toxicité aiguë.

CLADOCÈRE (*D. magna*)

Seule la station d'épuration de Cookshire a démontré une toxicité aiguë (au-delà de 50 % de mortalité) chez *D. magna* en hiver. Pour les échantillons prélevés en été, 23 % des stations (3 stations sur 13) ont démontré une toxicité (Cookshire, Longueuil (1998) et Saint-Joseph-de-Beauce).

TABLEAU 4.1 : NOMBRE ET POURCENTAGE DE STATIONS ET D'ÉCHANTILLONS MONTRANT UN DÉPASSEMENT DES CRITÈRES DE TOXICITÉ GLOBALE POUR LES TESTS DE L'APPROCHE DE PROTECTION DU MILIEU AQUATIQUE (HIVER ET ÉTÉ)

Test de toxicité	Nombre et pourcentage de stations ⁽¹⁾						Nombre et pourcentage d'échantillons ⁽²⁾					
	Hiver		Été		Total		Hiver		Été		Total	
	Nombre	%	Nombre	%	Nombre	%	Nombre	%	Nombre	%	Nombre	%
Toxicité aiguë (dépassement du critère de 1 UTa)												
1. Truite arc-en-ciel (<i>O. mykiss</i>)	4/14	29 %	3/13	23 %	7/15	47 %	10/37	27 %	8/44	18 %	18/81	22 %
2. <i>Daphnia magna</i>	1/15	7 %	3/13	23 %	3/15	20 %	3/45	7 %	7/46	15 %	10/91	11 %
Total (1 et 2 combinés)	4/15	27 %	5/13	38 %	7/15	47 %	13/82	16 %	15/90	17 %	28/172	16 %
Toxicité chronique (dépassement du critère de 1 UTc)												
1. <i>Selenastrum capricornutum</i>	2/15	13 %	0/13	0 %	2/15	13 %	2/15	13 %	0/15	0 %	2/30	7 %
2. Tête-de-boule (<i>P. promelas</i>)	14/15	93 %	9/13	69 %	14/15	93 %	14/15	93 %	9/13	69 %	23/28	82 %
3. <i>Ceriodaphnia dubia</i>	7/15	47 %	9/13	69 %	12/15	80 %	7/15	47 %	11/15	73 %	18/30	60 %
Total (1 à 3 combinés) : > 1 UTc	14/15	93 %	11/13	85 %	14/15	93 %	23/45	51 %	20/43	47 %	43/88	49 %
> 10 UTc	5/15	33 %	6/13	46 %	7/15	47 %	5/45	11 %	7/43	16 %	12/88	14 %
> 30 UTc	1/15	7 %	1/13	8 %	1/15	7 %	1/45	2 %	1/43	2 %	2/88	2 %

(1) : Une station est comptée parmi les stations avec dépassement du critère lorsque au moins un résultat dépasse le critère et une station n'est pas comptée lorsque tous les échantillons testés pour une espèce sont invalidés à cette station.

(2) : Un échantillon n'est pas compté lorsque son résultat est rejeté.

En résumé, 7 stations sur 15 (47 %) ont obtenu au moins un signal de toxicité aiguë supérieur à 50 % de mortalité avec l'un ou l'autre des échantillons d'effluent non dilué analysés pour chaque station (toutes saisons et espèces confondues). En conditions d'opérations hivernales, 4 stations sur 15 (27 %) seulement ne respectent pas le critère aigu de toxicité globale de 1 UTa et ce, pour au moins un des deux tests de toxicité (*D. magna* et *O. mykiss*). En été, ce sont 5 sur 13 stations (38 %) qui ont obtenu des résultats supérieurs à 1 UTa. En pourcentage du nombre d'échantillons, 22 % ont été toxiques pour la Truite arc-en-ciel et 11% l'ont été pour *Daphnia magna*.

Ces résultats, ainsi que les faibles amplitudes des dépassements par rapport au critère de qualité de 1 UTa, semblent indiquer que les stations d'épuration municipales au Québec présentent une faible toxicité létale aiguë pour les organismes aquatiques. Seules deux stations – Cookshire (hiver et été) et Longueuil (été) – présentent des valeurs nettement au-dessus de 1 UTa, ce qui peut se traduire par une toxicité pour les organismes qui vivent immédiatement en aval de l'émissaire des stations.

À titre comparatif, dans une évaluation de la toxicité de 10 effluents municipaux en Ontario (Orr *et al.*, 1992), 56 % des échantillons étaient toxiques pour la Truite arc-en-ciel et 27 % l'étaient pour *Daphnia magna*, alors que la présente étude montre des pourcentages de 22 % et 11 % respectivement. Ces différences sont principalement liées au fait que les stations d'épuration du Québec n'appliquent pas un traitement au chlore pour désinfecter leurs eaux usées, alors que c'était le cas en Ontario en 1992.

4.1.1.2 Toxicité chronique

ALGUE *S. capricornutum*

Sur l'ensemble des 30 caractérisations (hiver et été), 2 stations d'épuration en conditions hivernales seulement ont montré une toxicité chronique sur les algues (Cookshire et Sawyerville). Tous les autres échantillons d'effluents ont plutôt eu un effet stimulateur sur la croissance algale, probablement dû à la présence d'éléments nutritifs abondants dans les effluents municipaux (voir tableaux 3.3-H, 3.3-E et 4.1). Une étude récente réalisée sur les effluents de 18 stations d'épuration municipales en Australie montre des résultats similaires avec l'absence de toxicité chez l'algue *S. capricornutum* (Bailey *et al.*, 1999).

La stimulation de la croissance algale observée dans les échantillons d'hiver est cependant amplifiée par rapport à celle qui pourrait être observée réellement dans le milieu aquatique puisque la température du test est de 24 °C tandis que celle du cours d'eau en hiver est ≥ 4 °C.

Une augmentation de croissance algale ne correspond pas nécessairement à un effet bénéfique dans le milieu aquatique. Par exemple, une prolifération excessive d'algues et de plantes aquatiques peut entraîner une baisse importante d'oxygène dissous la nuit (respiration des végétaux) et nuire ainsi à la vie aquatique.

TÊTE-DE-BOULE (*P. promelas*)

En hiver, l'effluent de 93 % des stations (14 stations sur 15) révélait une toxicité chronique significative lors des essais avec le Tête-de-boule (> 1 UTc). Pour les tests conduits avec les échantillons prélevés en été, l'effluent de 9 stations sur 13 (69 %) a affecté la survie ou la croissance des larves de *P. promelas*. Martinville est la seule station qui n'a enregistré aucune toxicité tant avec les échantillons prélevés en hiver qu'en été. Mis à part la CUM à l'hiver avec un résultat supérieur à 100 UTc (résultat à utiliser avec prudence), 6 stations ont montré des résultats > 10 UTc : CUQ, Longueuil et Saint-Joseph-de-Beauce en hiver ainsi que Cookshire, CUM et Jonquière lors de la caractérisation effectuée en été. Le résultat de la CUM à l'hiver est jugé douteux en raison de la grande variabilité des résultats bruts obtenue d'un réplicat à l'autre.

CLADOCÈRE (*C. dubia*)

L'effluent de 7 stations sur 15 (47 %) en hiver et de 9 sur 13 (69 %) en été a entraîné des effets chroniques significatifs chez *C. dubia*. Les stations de la CUO et de Martinville sont les seules dont l'effluent n'a causé aucun effet en hiver et en été. Les réponses les plus fortes (> 10 UTc) ont été enregistrées à Cookshire en hiver puis à Jonquière, Longueuil (1998), Saint-Gédéon et Saint-Joseph-de-Beauce en été.

En résumé, à l'exception d'une seule station – celle de Martinville –, les effluents de toutes les autres stations d'épuration ont présenté un dépassement du critère de toxicité chronique de 1 UTc dans au moins un des trois tests. Tous les effluents caractérisés autant en hiver qu'en été ont entraîné un ou plusieurs effets sur la survie, la croissance ou la reproduction chez *S. capricornutum*, *P. promelas* et *C. dubia*. Toutefois, les dépassements sont de faible amplitude dans la majorité des cas puisque seulement 14 % des échantillons (12 sur 88) ont montré un résultat supérieur à 10 UTc.

En nombre de stations, cela représente 7 stations sur 15 (47 %) ayant obtenu au moins un résultat supérieur à 10 UTc (toute saison et tout test confondus). Ces stations ont le potentiel d'être nuisibles là où le milieu récepteur aurait un faible débit par rapport à celui de l'effluent. Un seul des effluents a présenté une valeur supérieure à 30 UTc.

Presque tous les échantillons ont provoqué une stimulation de la croissance algale. Cette réponse positive chez *S. capricornutum* n'est pas quantifiée en terme d'unité toxique, mais indique tout de même un potentiel de nuisance tel que discuté ci-dessus.

À titre de comparaison, le suivi de la toxicité de 39 échantillons d'effluents municipaux depuis 1987 au Maryland indique que 54 % des effluents présentaient une toxicité chronique avant dilution. En tenant compte du facteur de dilution alloué à chacun des rejets, seuls six effluents présentaient encore une toxicité chronique potentielle et ce parce que ces effluents se rejetaient dans de très petits cours d'eau ou dans des cours d'eau intermittents (Fisher *et al.*, 1998).

Une autre étude, celle de Orr *et al.* (1992), indique que sur les 80 échantillons prélevés dans les effluents de 10 stations d'épuration municipales en Ontario, 69 % étaient toxiques chroniques pour le Tête-de-boule et 56 % l'étaient pour *C. dubia*, comparativement à 82 % et 60 %

respectivement obtenus dans la présente étude. Toutefois, les échantillons de l'étude ontarienne étaient traités afin de réduire la toxicité due au chlore et à l'azote ammoniacal.

4.1.2 Toximesure de l'indice BEEP

Aucun seuil ou critère n'a encore été fixé pour indiquer un niveau de préoccupation ou de nuisance en regard de la toximesure ou de l'indice BEEP.

Cependant, les résultats indiquent que les effluents en provenance de Saint-Joseph-de-Beauce (hiver et été), Sawyerville (hiver) et Martinville (hiver) se démarquent des autres par leurs toximesures élevées (voir tableau 3.5). Celles-ci dépassent la limite de détection (i.e. 0,1 UTA.uvb⁻¹) par un facteur approximatif variant de 550 à 900. Viennent ensuite les effluents de Cookshire (hiver et été) et de Farnham (hiver) avec des toximesures respectives de 34,1, 17,0 et 15,8 UTA.uvb⁻¹, soit 340 à 160 fois environ la limite de détection. Pour les autres stations, les dépassements vont de 1 (i.e. toxicité non détectable) à 80.

Les toximesures de Sawyerville et Martinville en hiver sont surprenantes compte tenu du très faible apport industriel à ces stations d'épuration. Les résultats des tests de toxicité obtenus à ces deux endroits montrent que c'est uniquement la génotoxicité à *E. coli* qui a contribué à la toximesure.

Les réponses génotoxiques chez *E. coli* ont également contribué à des toximesures élevées à plusieurs autres stations, notamment à Saint-Joseph-de-Beauce, Cookshire et Farnham (hiver et été dans tous les cas). D'ailleurs, le test avec *E. coli* semble avoir été le test le plus sensible aux effluents municipaux puisque des réponses positives ont été notées à 11 des 15 stations échantillonnées en conditions hivernales et à 6 des 13 stations en été (tableau 3.4). Tous les échantillons positifs contenaient des génotoxiques à action directe, c'est-à-dire des contaminants ne nécessitant aucune activation métabolique pour exercer leurs effets, sauf à Farnham en été. Plusieurs stations parmi celles-ci ont aussi montré des effets après une période d'aération de cinq jours de l'échantillon, suggérant que les agents capables d'altérer l'ADN bactérien sont persistants, du moins à court terme, dans les eaux usées municipales.

Le test avec *C. dubia* s'est montré le deuxième plus sensible de la batterie, particulièrement en été avec plus de la moitié des effluents qui ont causé des inhibitions significatives de la reproduction. Cinq échantillons ont toutefois été létaux pour ce cladocère; ils provenaient de Cookshire en hiver ainsi que de La Prairie, Saint-Joseph-de-Beauce, CUM et Longueuil en été.

Quant aux deux autres tests, il y a eu pour quelques échantillons seulement des réponses phytotoxiques avec le test de croissance chez l'algue *S. capricornutum* ou des réponses d'inhibition de la bioluminescence chez la bactérie *V. fischeri*. Comme il a déjà été mentionné à la section 4.1.1.2 ci-dessus, les tests avec *S. capricornutum*, et dans une moindre mesure avec *V. fischeri*, ont plutôt montré des stimulations importantes avec l'ensemble des échantillons testés, suggérant la présence de substances nutritives dans les eaux usées municipales.

Les échantillons prélevés à Cookshire ont révélé des réponses positives dans l'ensemble des tests, à l'exception du test avec *V. fischeri* en hiver et avec *S. capricornutum* en été. Les réponses observées traduisent un potentiel (géo)toxique variant entre des niveaux marginal et modéré. Ces résultats indiquent que les eaux usées de cette station peuvent affecter plus d'un niveau trophique de la chaîne alimentaire, soit les décomposeurs, les producteurs et les consommateurs primaires.

4.2 Comparaison des résultats des analyses physico-chimiques aux critères de qualité de l'eau

Cette section présente une comparaison des résultats des analyses physico-chimiques aux critères de qualité de l'eau de surface tirés de MEF (1998).

Les critères de qualité de l'eau constituent une intégration de l'information disponible sur les concentrations potentiellement toxiques pour les différents usages de l'eau. Il peut exister plusieurs critères de qualité pour une même substance et chacun d'eux est défini dans le but de protéger un usage particulier (MEF, 1998).

En regard des objectifs de l'étude, trois usages ont été retenus pour interpréter les résultats analytiques : la vie aquatique, la consommation de poisson, mollusques et crustacés et la faune piscivore. Ces trois usages sont présents ou potentiellement présents dans tous les cours d'eau du Québec. Ils sont représentés respectivement par les critères de qualité pour la protection de la vie aquatique, chroniques (CVAC), les critères de qualité pour la prévention de la contamination des organismes aquatiques (CPCO) et les critères de qualité pour la protection de la faune piscivore (CFP).

Les dépassements des critères de qualité pour toutes les substances analysées sont présentés aux sections 4.2.1 et 4.2.2 ci-dessous. Le rapport *concentration moyenne/critère de toxicité* (CVAC, CPCO et CFP) a été calculé pour toutes les substances à chaque station et à chaque saison. Seuls les rapports ≥ 1 sont présentés dans les tableaux.

La valeur du rapport obtenu pour une substance donnée indique avec quelle ampleur la concentration mesurée dans l'effluent non dilué dépasse le critère de qualité. Un rapport supérieur à 1 fournit une appréciation du potentiel toxique de l'effluent si cette concentration se retrouvait telle quelle dans le milieu. Toutefois, comme l'effluent se mélange avec les eaux du milieu récepteur, la valeur du dépassement du critère de qualité dans le milieu naturel sera moindre, voire nulle selon les cas, en fonction des caractéristiques spécifiques de chaque milieu récepteur. Par conséquent, toute amplitude de dépassement des critères de qualité inférieure à 10 indique, de façon générale, un niveau de préoccupation moindre.

4.2.1 Protection de la vie aquatique

Les critères de qualité de vie aquatique, chroniques (CVAC) sont définis pour assurer la protection à long terme de tous les organismes aquatiques. Ils représentent la concentration tolérable la plus élevée d'une substance qui ne produira aucun effet néfaste sur les organismes aquatiques (et leur progéniture) lorsqu'ils y sont exposés quotidiennement pendant toute leur vie. Le dépassement d'un CVAC à l'effluent donne une indication de la dilution minimale nécessaire pour que le mélange effluent/milieu aquatique atteigne une concentration en-deçà du seuil d'effet potentiel.

Il existe un CVAC pour un grand nombre de substances et, pour une majorité de celles-ci, il s'agit de l'usage le plus sensible.

4.2.1.1 Paramètres physico-chimiques génériques

Les tableaux 4.2-H et 4.2-E présentent les amplitudes de dépassement des CVAC obtenues aux différentes stations d'épuration pour les paramètres physico-chimiques génériques (PPC).

Les trois premiers paramètres (DBO_5 , MES et P_{total}) font partie des principaux contaminants des eaux usées d'origine domestique ou d'industries agroalimentaires et servent à la conception des stations d'épuration municipales. Ils sont présents en grande quantité dans les eaux usées municipales et leur niveau d'enlèvement varie en fonction du système de traitement mis en place. Il est donc possible d'observer des dépassements fréquents des CVAC pour ces substances. Cependant, les effets toxiques de ces trois paramètres sur le milieu récepteur ne sont pas directs.

DBO_5

Les résultats obtenus en hiver à sept stations ont du être rejetés en raison d'un problème de contamination des échantillons. Les dépassements qui ont pu être calculés pour ce paramètre sont généralement de faible amplitude (1,3 à 14) et indiquent dans l'ensemble une bonne performance des stations d'épuration. Les deux valeurs > 10 sont obtenues en été aux stations qui appliquent un traitement physico-chimique, ce qui s'explique par l'absence de traitement biologique dans ce cas. Dans le cas des étangs aérés, les dépassements sont plus élevés en hiver qu'en été particulièrement aux trois stations avec fortes charges industrielles (Cookshire, Saint-Joseph-de-Beauce et Warwick). Ces résultats sont représentatifs du rendement attendu des étangs aérés reconnu pour être meilleur en été. Les dépassements les plus faibles sont obtenus aux stations de boues activées.

TABLEAU 4.2-H : AMPLITUDES DE DÉPASSEMENT DES CRITÈRES DE VIE AQUATIQUE CHRONIQUES (CVAC) POUR LES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES GÉNÉRIQUES (HIVER)

Station (hiver)	Caractéristiques			Dépassements du CVAC pour les paramètres physico-chimiques génériques										
	TT	CI	Déph.	DBO ₅	MES	P tot.	NH ₃ - NH ₄ ⁺ (1)	NO ₂ ⁻ (2)	NO ₃ ⁻	H ₂ S (3)	Cl ⁻	CN ⁻	F ⁻	Subst. phénol.
Farnham	BA	TI	Sans	*	1,1	*	1,6	—	—		—	LDM	2,3	—
La Prairie	BA	TI	Sans	*	4,8	*	4,5	—	—		—	LDM	1,4	—
Magog	BA	TI	Avec	*	—	*	—	—	—		—	LDM	—	—
CUO	BA	PI	Avec	*	11	*	7,2	—	—		—	LDM	—	—
Jonquière	BA	PI	Sans	1,3	—	10	2,7				—	LDM	—	
Châteauguay	BF	PI	Sans	*	1,1	*	9,7	—	—		1,1	LDM	3,7	
CUQ (station Est)	BF	PI	Sans	10	2,2	53	14				1,4	LDM	4,0	—
Cookshire	EA	TI	Sans	8,3	1,2	50	12				1,6	LDM	—	—
Saint-J.-de-Beauce	EA	TI	Sans	6,0	1,9	53	29				—	LDM	—	—
Warwick	EA	TI	Sans	5,7	2,2	87	15				—	LDM	—	—
Saint-Gédéon	EA	PI	Sans	2,0	—	58	12				—	LDM	—	—
Sawyerville	EA	PI	Sans	2,0	—	50	12				—	LDM	—	—
Martinville	ENA	PI	Avec	7,7	1,8	40	4,3	—	—	20	—	—	—	1,2
CUM	PC	TI	Avec	*	3,5	*	7,7	—	—		—	LDM	1,2	—
Longueuil	PC	PI	Avec	*	2,9	*	11				—	LDM	—	—

Types de traitement (TT) :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle (CI) :

PI : peu importante
 TI : très importante
 Déph : déphosphatation

Légende :

LDM : la limite de détection de la méthode ne permet pas de vérifier le critère
 — : pas de dépassement du critère de qualité (i.e. dépassement < 1)
 * : résultat rejeté
 Case vide : paramètre non mesuré
 () : résultat à utiliser avec prudence (contrôle de la qualité)

(1) : Le critère de qualité pour le NH₃-NH₄⁺ est déterminé à partir des valeurs moyennes mesurées de température et de pH lors des tests de toxicité chronique.

(2) : Le critère de qualité pour le NO₂⁻ est déterminé à partir de la concentration moyenne en chlorures mesurés dans l'effluent.

(3) : La concentration en H₂S non ionisé est obtenue par calcul à partir de la concentration moyenne en sulfures dissous mesurés dans l'effluent (voir texte).

TABLEAU 4.2-E : AMPLITUDES DE DÉPASSEMENT DES CRITÈRES DE VIE AQUATIQUE CHRONIQUES (CVAC) POUR LES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES GÉNÉRIQUES (ÉTÉ)

Station (été)	Caractéristiques			Dépassements du CVAC pour les paramètres physico-chimiques génériques										
	TT	CI	Déph.	DBO ₅	MES	P tot.	NH ₃ - NH ₄ ⁺ (1)	NO ₂ ⁻ (2)	NO ₃ ⁻	H ₂ S (3)	Cl ⁻	CN ⁻	F ⁻	Subst. phénol.
Farnham	BA	TI	Avec	1,3	1,0	6,7	—	—	—	LDM	—	—	3,1	—
La Prairie	BA	TI	Sans	1,7	—	19	28	1,0	—	LDM	—	—	1,5	—
Magog	BA	TI	Avec											
CUO	BA	PI	Avec	—	—	15	5,7	1,0	—	LDM	—	—	—	—
Jonquière	BA	PI	Sans	—	—	6,4	(2,2)	—	—	LDM	—	LDM	(—)	—
Châteauguay	BF	PI	Avec	3,0	1,0	22	11	—	—	2,1	—	—	4,6	—
CUQ (station Est)	BF	PI	Sans	3,7	1,1	42	11	—	—	LDM	—	—	3,8	—
Cookshire	EA	TI	Sans	3,3	1,0	37	7,9	3,0	—	LDM	—	—	—	2,0
Saint-J.-de-Beauce	EA	TI	Avec	2,0	3,7	24	(1,3)	100	—	—	—	26	(—)	—
Warwick	EA	TI	Avec											
Saint-Gédéon	EA	PI	Sans	—	—	73	(9,5)	2,9	—	—	—	10	(1,0)	—
Sawyerville	EA	PI	Avec	LDM	—	14	2,1	—	—	—	—	4,0	—	—
Martinville	ENA	PI	Sans	6,0	4,6	29	LDM	—	—	—	—	LDM	—	—
CUM (98)	PC	TI	Avec	7,0	1,8	19	5,7	—	—	4,3	—	4,0	(1,6)	1,0
CUM (99)	PC	TI	Avec	14	2,0	15	7,1	—	—	30	—	4,0	—	1,8
Longueuil (98)	PC	PI	Avec	12	2,9	28	11	(—)	—	26	—	LDM	(—)	2,0
Longueuil (99)	PC	PI	Avec	7,7	1,7	19	12	—	—	39	—	—	—	2,0

Types de traitement (TT) :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle (CI) :

PI : peu importante
 TI : très importante
 Déph : déphosphatation

Légende :

LDM : la limite de détection de la méthode ne permet pas de vérifier le critère
 — : pas de dépassement du critère de qualité (i.e. dépassement < 1)
 * : résultat rejeté
 Case vide : paramètre non mesuré
 () : résultat à utiliser avec prudence (contrôle de la qualité)

(1) : Le critère de qualité pour le NH₃-NH₄⁺ est déterminé à partir des valeurs moyennes mesurées de température et de pH lors des tests de toxicité chronique.

(2) : Le critère de qualité pour le NO₂⁻ est déterminé à partir de la concentration moyenne en chlorures mesurés à l'effluent.

(3) : La concentration en H₂S non ionisé est obtenue par calcul à partir de la concentration moyenne en sulfures dissous mesurés à l'effluent (voir texte).

MES

Les dépassements pour les MES sont de faible amplitude (1,1 à 11) et indiquent ici aussi une bonne performance des stations. La valeur la plus élevée est obtenue en hiver à la station de la CUO (traitement par boues activées), résultats cependant mis en doute (voir annexe 2). Le dépassement de 4,8 obtenu en hiver à la station de La Prairie (boues activées) s'explique par un résultat journalier particulièrement élevé (112 mg/L), probablement causé par une perte de boues. Un dépassement similaire est obtenu en été à Martinville et peut être attribué au mode d'évacuation lors de la vidange qui peut entraîner des algues et parfois des boues. Dans le cas des étangs aérés, les seuls dépassements se rapportent aux trois stations avec forte charge industrielle.

PHOSPHORE TOTAL

Les résultats pour le phosphore total ont dû être rejetés à sept stations en hiver car les exigences du contrôle de la qualité analytique n'ont pas été respectées. Les dépassements obtenus pour ce paramètre varient de 6,4 à 87. Les dépassements les plus élevés (> 40) proviennent tous de stations n'effectuant pas de déphosphatation chimique en hiver ou à l'année. Les dépassements obtenus aux stations avec déphosphatation chimique semi-annuelle sont plus faibles lors de la saison où l'on procède à la déphosphatation, sauf aux étangs non aérés de Martinville. Dans ce cas, le dépassement est plus élevé lors de la vidange printanière avec déphosphatation (conditions d'hiver) que lors de la vidange automnale sans déphosphatation (conditions d'été). Ce résultat peut s'expliquer par l'accumulation du phosphore dans les boues au fil des années. En effet, la caractérisation avec déphosphatation (mai 1999) a eu lieu plus de deux années et demie après celle sans déphosphatation (octobre 1996). D'ailleurs, Martinville a dû procéder pour la première fois en 1999 à l'ajout d'alun dans ses étangs non aérés puisque son exigence de rejet en phosphore total n'était plus respectée.

La déphosphatation chimique est exigée seulement aux stations où le milieu récepteur est sensible à l'enrichissement (eutrophisation). Cette exigence s'applique en période estivale (15 mai au 15 octobre/15 novembre) ou à l'année lorsque le rejet se situe en amont d'une zone importante de sédimentation, tels un lac ou un réservoir.

AZOTE

Le CVAC de l'azote ammoniacal ($\text{NH}_3\text{-NH}_4^+$) varie en fonction de la température et du pH. Pour faire le rapport concentration moyenne/CVAC, un critère de qualité a été calculé pour chaque effluent en fonction de la température maintenue lors des tests de toxicité chronique avec renouvellement (25°C) et du pH moyen mesuré lors du test (annexe 7).

Les dépassements les plus élevés sont obtenus aux étangs aérés de Saint-Joseph-de-Beauce (29) et de Warwick (15) en hiver, ainsi qu'au traitement par boues activées à la station de La Prairie en été (28). Dans les trois cas, les fortes charges organiques proviennent vraisemblablement d'industries agroalimentaires. Aux stations avec étangs aérés, les dépassements sont tous supérieurs en hiver, ce qui confirme que la nitrification (transformation de l'azote ammoniacal en nitrites puis en nitrates par les bactéries nitrifiantes) est meilleure en été pour les étangs aérés.

Les nitrites (NO_2^-) et les nitrates (NO_3^-) ont été analysés à sept stations seulement en hiver. Dans le cas des NO_2^- , le CVAC varie en fonction de la concentration de chlorures. Pour faire le rapport

concentration moyenne/critère, le CVAC a été choisi en fonction de la concentration moyenne de chlorures mesurés à chaque effluent. Il n'y a aucun dépassement des NO_2^- en hiver et des NO_3^- aux deux saisons. Seuls deux faibles dépassements des NO_2^- sont enregistrés en été ainsi qu'un dépassement important obtenu à la station de Saint-Joseph-de-Beauce (100). Ce dernier résultat peut s'expliquer par une nitrification incomplète de l'azote ammoniacal suite à une augmentation de la charge organique acheminée aux étangs.

SULFURE D'HYDROGÈNE

Le sulfure d'hydrogène (H_2S) non ionisé ne peut être mesuré directement mais il peut être calculé à partir de la concentration de sulfures dissous, du pH, de la conductivité et de la température. Or, les sulfures dissous ont été mesurés uniquement à la campagne de 98-99. De plus, la limite de détection de la méthode (LDM) ne permet pas de vérifier le respect du critère à plusieurs stations.

Les quelques dépassements obtenus varient de 2,1 à 39. Les valeurs les plus élevées sont notées en été aux stations de la CUM et de Longueuil qui appliquent un traitement physico-chimique ainsi qu'en hiver aux étangs non aérés de Martinville. Ces deux types de traitement ne sont pas dotés d'équipement d'aération et en absence d'oxygène (conditions anaérobies) il y a formation de sulfure d'hydrogène.

CHLORURES

Il n'y a aucun dépassement du CVAC pour les chlorures en été et les dépassements obtenus en hiver sont exceptionnels et de très faible amplitude (de 1,1 à 1,6). Toutefois, il est intéressant de constater que les concentrations mesurées en hiver semblent significativement supérieures à celles mesurées en été pour la majorité des stations (tableaux 3.6-H et 3.6-E). Cette variation saisonnière sera discutée plus en détails à la section 4.4.1.

CYANURES

Pour les cyanures, lors de la campagne 96-97 (résultats d'hiver majoritairement), les concentrations moyennes obtenues ont presque toutes été sous la limite de détection analytique, laquelle est plus élevée que le critère de qualité (CVAC = 0,005 mg/L). Lors de la campagne 98-99, la limite de détection de la méthode d'analyse retenue était d'un ordre de grandeur plus basse pour la majorité des stations et cinq dépassements seulement sont notés. Les dépassements du CVAC les plus élevés sont obtenus aux stations de Saint-Joseph-de-Beauce (26) et de Saint-Gédéon (10).

FLUORURES

Pour les fluorures, il y a quelques dépassements de faible amplitude du CVAC. Aux stations de Farnham, de Châteauguay et de la CUQ, les concentrations mesurées pourraient s'expliquer en partie par la fluoruration de l'eau potable qui est effectuée par les municipalités desservies par ces trois stations.

SUBSTANCES PHÉNOLIQUES

Lors de la campagne 96-97, une série de substances phénoliques a été analysée par balayage à sept stations d'épuration municipales en conditions hivernales. Plusieurs résultats ont dû être rejetés en regard du contrôle de la qualité analytique et aucune substance phénolique n'a été

détectée par cette méthode. Lors de la campagne 98-99, une méthode colorimétrique a été employée et seuls cinq très faibles dépassements du CVAC variant de 1,2 à 2,0 sont notés (Martinville en hiver ainsi que Cookshire, CUM [1999] et Longueuil [1998 et 1999] en été).

CHLORE RÉSIDUEL TOTAL

Il n'y a pas de dépassement du CVAC pour le chlore résiduel total (CRT) analysé à la station de Magog. Ce paramètre n'apparaît pas aux tableaux 4.2-H et 4.2-E puisque Magog est la seule station où le CRT a été analysé et elle n'a été caractérisée qu'en hiver. Les concentrations de CRT mesurées à l'effluent de cette station ont toutes été inférieures à la limite de détection de la méthode de 0,10 mg/L (annexe 3).

HUILES ET GRAISSES MINÉRALES

Les huiles et graisses minérales n'apparaissent pas aux tableaux 4.2-H et 4.2-E parce qu'il n'y a pas de critère de qualité spécifique pour ce groupe de substances. Néanmoins, ces substances permettent de mieux définir la qualité d'un effluent.

Des huiles et graisses minérales ont été détectées à la majorité des stations (voir tableaux 3.6-H et 3.6-E), mais les concentrations moyennes sont toutes inférieures à 1,0 mg/L, mis à part Cookshire en hiver où la concentration moyenne est beaucoup plus élevée (16 mg/L). Cependant, ce dernier résultat doit être utilisé avec prudence en regard du contrôle de la qualité des résultats analytiques.

AUTRES PARAMÈTRES

Pour les autres paramètres physico-chimiques génériques analysés (DCO, sulfates, dureté, etc.) il n'existe pas de CVAC. Ces paramètres n'apparaissent donc pas aux tableaux 4.2-H et 4.2-E.

4.2.1.2 Métaux

Les CVAC pour certains métaux (baryum, béryllium, cadmium, cuivre, nickel, plomb et zinc) augmentent avec la dureté de l'eau. La dureté moyenne mesurée dans les effluents de chaque station lors de la campagne 98-99 a servi à calculer les CVAC pour ces métaux. Pour les trois stations qui n'ont pas été échantillonnées en 98-99, une dureté moyenne mesurée au cours de l'été 2000 a été employée pour Magog (152 mg/L obtenu avec 4 échantillons) et une valeur par défaut de 100 mg/L a été retenue pour les deux autres stations (Sawyerville et Warwick). Il est probable que dans ce dernier cas, les dépassements des critères de qualité pour ces métaux soient surestimés car la dureté réelle est probablement plus élevée.

Les amplitudes de dépassement des CVAC pour les métaux sont présentés aux tableaux 4.3-H et 4.3-E.

TABLEAU 4.3-H : AMPLITUDES DE DÉPASSEMENT DES CRITÈRES DE VIE AQUATIQUE CHRONIQUES (CVAC) POUR LES MÉTAUX (HIVER)

Station (hiver)	Caractéristiques			Dépassements du CVAC pour les métaux ⁽¹⁾																		
	TT	CI	Déph.	Al	Sb	Ag	As	Ba	Be	B	Cd	Cr	Co	Cu	Fe	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	V	Zn
Farnham	BA	TI	Sans	9,0		LDM					—	(8,0)		12	4,2	—		—	—	—		—
La Prairie	BA	TI	Sans	1,0		LDM					—	14		1,2	—	—		—	—	—		—
Magog	BA	TI	Avec	4,0		LDM					—	(7,5)		(6,5)	3,9	—		—	—	—		—
CUO	BA	PI	Avec	31		20					—	(6,0)		18	11	—		—	(1,1)	—		—
Jonquière	BA	PI	Sans	2,3		LDM					—	—		4,0	—	—		—	—	—		—
Châteauguay	BF	PI	Sans	—		LDM					—	(8,5)		8,7	4,3	—		—	—	—		—
CUQ (station Est)	BF	PI	Sans	3,4		80					—	2,5		6,7	2,9	—		—	—	—		—
Cookshire	EA	TI	Sans	2,3		50					—	6,0		14	—	—		—	—	—		1,5
Saint-J.-de-Beauce	EA	TI	Sans	—		50					—	1,0		3,5	4,1	—		—	—	—		—
Warwick	EA	TI	Sans	2,3		40					—	—		2,1	1,2	—		—	—	—		—
Saint-Gédéon	EA	PI	Sans	1,1		30					—	1,0		5,3	—	—		—	—	—		—
Sawyerville	EA	PI	Sans	—		20					—	—		12	1,6	—		—	—	—		—
Martinville	ENA	PI	Avec	2,9	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1,1	—	—	—	—	—	—	—	—
CUM	PC	TI	Avec	1,6		LDM					—	13		5,6	5,8	—		—	—	(—)		—
Longueuil	PC	PI	Avec	11		LDM					—	13		2,9	—	—		—	—	—		—

Types de traitement (TT) :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle (CI) :

PI : peu importante
 TI : très importante
 Déph : déphosphatation

Légende :

LDM : la limite de détection de la méthode ne permet pas de vérifier le critère
 — : pas de dépassement du critère de qualité (i.e. dépassement < 1)
 * : résultat rejeté
 Case vide : paramètre non mesuré
 () : résultat à utiliser avec prudence (contrôle de la qualité)

(1) : Les CVAC pour le Ba, Be, Cd, Cu, Ni, Pb et Zn ont été calculés avec la dureté moyenne mesurée à chaque station.

TABLEAU 4.3-E : AMPLITUDES DE DÉPASSEMENT DES CRITÈRES DE VIE AQUATIQUE CHRONIQUES (CVAC) POUR LES MÉTAUX (ÉTÉ)

Station (été)	Caractéristiques			Dépassements du CVAC pour les métaux ⁽¹⁾																		
	TT	CI	Déph.	Al	Sb	Ag	As	Ba	Be	B	Cd	Cr	Co	Cu	Fe	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	V	Zn
Farnham	BA	TI	Avec	7,9	—	—	—	—	—	—	—	—	—	4,1	1,1	—	—	—	—	—	—	—
La Prairie	BA	TI	Sans	1,3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1,6	—	—	—	—	—	—	—	—
Magog	BA	TI	Avec																			
CUO	BA	PI	Avec	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	2,2	—	—	—	—	—	—	—	—
Jonquière	BA	PI	Sans	1,4	—	—	—	—	—	—	—	4,0	—	3,6	—	—	—	—	—	—	—	—
Châteauguay	BF	PI	Avec	6,7	—	4,0	—	—	—	—	—	1,2	—	3,1	—	—	—	—	—	—	—	—
CUQ (station Est)	BF	PI	Sans	1,7	—	22	—	—	—	—	—	—	—	5,7	2,6	—	—	—	—	—	—	—
Cookshire	EA	TI	Sans	—	—	—	—	—	—	—	—	10	—	9,9	1,3	—	—	—	—	—	—	—
Saint-J.-de-Beauce	EA	TI	Avec	—	—	—	—	—	—	—	—	2,0	—	2,9	1,7	—	—	—	—	—	—	—
Warwick	EA	TI	Avec																			
Saint-Gédéon	EA	PI	Sans	—	—	—	—	—	—	—	—	2,5	—	4,7	—	—	—	—	—	—	—	—
Sawyerville	EA	PI	Avec	—		(LDM)						7,1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Martinville	ENA	PI	Sans	—		LDM						11	—	—	1,3	—	—	—	—	—	—	—
CUM (98)	PC	TI	Avec	11	—	11	—	—	—	—	—	4,0	—	7,0	—	—	—	—	—	1,8	—	—
CUM (99)	PC	TI	Avec	8,8	—	7,0	—	—	—	—	—	2,7	—	5,6	—	—	—	—	—	—	—	—
Longueuil (98)	PC	PI	Avec	30	—	7,0	—	—	—	—	—	13	—	3,6	—	—	—	—	—	—	—	—
Longueuil (99)	PC	PI	Avec	11	—	—	—	—	—	—	—	2,4	—	1,9	—	—	—	—	—	—	—	—

Types de traitement (TT) :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle (CI) :

PI : peu importante
 TI : très importante
 Déph : déphosphatation

Légende :

LDM : la limite de détection de la méthode ne permet pas de vérifier le critère
 — : pas de dépassement du critère de qualité (i.e. dépassement < 1)
 * : résultat rejeté
 Case vide : paramètre non mesuré
 () : résultat à utiliser avec prudence (contrôle de la qualité)

(1) : Les CVAC pour le Ba, Be, Cd, Cu, Ni, Pb et Zn ont été calculés avec la dureté moyenne mesurée à chaque station.

Sur les 11 métaux qui ont été analysés lors de la campagne 96-97, aucun dépassement des CVAC n'est observé pour 3 d'entre eux – cadmium (Cd), mercure (Hg) et nickel (Ni) –, et ce autant en hiver qu'en été. Aucun dépassement des CVAC n'est observé également pour les 8 métaux qui ont été ajoutés au programme de caractérisation de la campagne de 98-99 : antimoine (Sb), arsenic (As), baryum (Ba), béryllium (Be), bore (B), cobalt (Co), molybdène (Mo) et vanadium (V). Les 8 métaux pour lesquels il y a des dépassements sont présentés ci-dessous.

ALUMINIUM

Des dépassements du CVAC pour l'aluminium (Al) sont notés à une majorité de stations et ce, pour tous les types de traitement. Parmi les 10 dépassements dont l'amplitude est plus élevée (variant de 4,0 à 31), 8 proviennent de stations qui durant l'échantillonnage utilisaient du sulfate d'aluminium (alun) pour la déphosphatation. Ces résultats tendent à démontrer un lien entre les teneurs mesurées en aluminium dans les effluents et la déphosphatation à l'alun. Toutefois, deux stations où l'on utilisait de l'alun pour la déphosphatation en période estivale ne montrent aucun dépassement du CVAC (Saint-Joseph-de-Beauce et Sawyerville). Une analyse plus approfondie des effets de la déphosphatation chimique est faite à la section 4.4.3.

Pour les autres stations qui ne font pas la déphosphatation à l'alun, les teneurs en aluminium mesurées ne permettent pas de faire de liens avec les charges industrielles ou le type de traitement.

ARGENT

Lors de la campagne 96-97, la limite de détection de la méthode pour l'argent (Ag) ne permettait pas de vérifier le CVAC. Cela implique que dès qu'une concentration est mesurée, elle dépasse le critère de qualité. C'est le cas pour sept stations en conditions d'opération hivernales, et les dépassements sont importants. Toutefois, nous émettons un doute pour les cinq résultats dont les amplitudes sont les plus élevées – CUQ (80), Cookshire (50), Saint-Gédéon (30), Saint-Joseph-de-Beauce (50) et Warwick (40) – puisqu'ils proviennent tous du même laboratoire, qu'aucune source de contamination à l'argent n'a pu être identifiée à ces stations et que ces résultats ne sont pas confirmés par ceux obtenus en été à l'aide d'une méthode d'analyse différente et plus sensible. De plus, aucune comparaison n'a pu être établie avec d'autres études portant sur des stations d'épuration municipales, puisque : i) soit que le métal n'ait pas été analysé; ii) soit que la limite de détection était nettement plus élevée que le critère; iii) soit que la présence de ce métal soit signalée sans qu'il soit quantifié (U.S.EPA, 1981; Orr *et al.*, 1992; Burgess *et al.*, 1995).

Aucun lien ne peut être établi entre les concentrations d'argent mesurées et la charge industrielle vu que les dépassements les plus élevés se retrouvent autant aux stations ayant un fort apport qu'un faible apport industriel.

CHROME

Pour le chrome (Cr), les dépassements du CVAC sont présents pour tous les types de traitement quelle que soit la charge industrielle. En effet, les dépassements les plus importants se retrouvent autant aux stations dont la charge industrielle est importante, soit La Prairie (14) et la CUM (13) en hiver, qu'aux stations dont la charge industrielle est peu importante, soit Longueuil en hiver (13) et Martinville en été (11).

CUIVRE

À l'instar du chrome, les dépassements du critère de qualité pour le cuivre (Cu) sont fréquents. Seules les stations de Martinville et de Sawyerville en été ne présentent pas de dépassements. Les dépassements les plus élevés se retrouvent autant aux stations ayant une faible qu'une forte charge industrielle.

FER

Les concentrations de fer (Fe) dépassent le critère dans toutes les catégories (type de traitement - charges industrielles). Les deux stations qui ont ajouté un produit contenant du fer pour la déphosphatation, soit la CUO en hiver et en été (sulfate ferrique) et la CUM en hiver (chlorure ferrique), présentent les dépassements les plus élevés en hiver soit 11 et 5,8 respectivement. Cependant, aucun dépassement n'est observé en été à la CUO. Des dépassements similaires à ceux de la CUM sont toutefois présents à des stations en conditions hivernales (Farnham, Magog, Châteauguay et Saint-Joseph-de-Beauce) qui n'utilisent pas ces produits.

PLOMB

Un seul dépassement du CVAC de très faible amplitude (1,1) à la CUO est noté pour le plomb (Pb) et ce résultat est jugé incertain en regard du contrôle de la qualité analytique.

SÉLÉNIUM

Comme pour le plomb, il y a un seul faible dépassement du CVAC (1,8) pour le sélénium (Se) enregistré à la station de la CUM au cours de l'été 1998.

ZINC

Ici aussi, un seul dépassement du CVAC de très faible amplitude (1,5) est observé en hiver à la station de Cookshire.

4.2.1.3 Substances organiques

Les tableaux 4.4-H et 4.4-E présentent les amplitudes de dépassement des CVAC pour les substances organiques analysées (sauf les pesticides présentés à la section suivante) et pour lesquelles il existe un critère de qualité. Dans le cas des SOV et SOBN, seules les substances ayant obtenu des valeurs ≥ 1 sont présentées dans les tableaux.

TABLEAU 4.4-H : AMPLITUDES DE DÉPASSEMENT DES CRITÈRES DE VIE AQUATIQUE CHRONIQUES (CVAC) POUR LES SUBSTANCES ORGANIQUES (HIVER)

Station (hiver)	Caractéristiques			Dépassements du CVAC pour les substances organiques								
	TT	CI	Déph.	SOV - SOBN			Surfactants		HAP			
				Toluène	1,2-Dichlorobenzène	Nitrobenzène	Non ioniques	Anioniques	Acénaphène	Fluoranthène	Naphtalène	Phénanthrène
Farnham	BA	TI	Sans	*	—		67	14	—	—	—	—
La Prairie	BA	TI	Sans	—	—				—	—	—	—
Magog	BA	TI	Avec									
CUO	BA	PI	Avec									
Jonquière	BA	PI	Sans									
Châteauguay	BF	PI	Sans									
CUQ (station Est)	BF	PI	Sans	15	LDM				—	—	—	—
Cookshire	EA	TI	Sans	—	LDM	—	190	53				
Saint-J.-de-Beauce	EA	TI	Sans									
Warwick	EA	TI	Sans				38	4,5				
Saint-Gédéon	EA	PI	Sans									
Sawyerville	EA	PI	Sans				*	LDM				
Martinville	ENA	PI	Avec	2,8	LDM	—	LDM	4,3	—	—	—	—
CUM	PC	TI	Avec	5,4	1,0		48	53				
Longueuil	PC	PI	Avec	—	—				—	—	—	—

Types de traitement (TT) :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle (CI) :

PI : peu importante
 TI : très importante
 Déph : déphosphatation

Légende :

LDM : la limite de détection de la méthode ne permet pas de vérifier le critère
 — : pas de dépassement du critère de qualité (i.e. dépassement < 1)
 * : résultat rejeté
 Case vide : paramètre non mesuré
 () : résultat à utiliser avec prudence (contrôle de la qualité)

TABLEAU 4.4-E : AMPLITUDES DE DÉPASSEMENT DES CRITÈRES DE VIE AQUATIQUE CHRONIQUES (CVAC) POUR LES SUBSTANCES ORGANIQUES (ÉTÉ)

Station (été)	Caractéristiques			Dépassements du CVAC pour les substances organiques								
	TT	CI	Déph.	SOV - SOBN			Surfactants		HAP			
				Toluène	1,2-Dichlorobenzène	Nitrobenzène	Non ioniques	Anioniques	Acénaphène	Fluoranthène	Naphtalène	Phénanthrène
Farnham	BA	TI	Avec	—	LDM	—	LDM	13	—	—	—	—
La Prairie	BA	TI	Sans	—	LDM	—	LDM	5,9	—	—	—	—
Magog	BA	TI	Avec	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CUO	BA	PI	Avec	—	LDM	—	LDM	2,9	—	—	—	—
Jonquière	BA	PI	Sans	—	—	—	LDM	3,2	—	—	—	—
Châteauguay	BF	PI	Avec	—	LDM	—	11	23	—	—	—	—
CUQ (station Est)	BF	PI	Sans	—	LDM	—	13	33	—	—	—	—
Cookshire	EA	TI	Sans	*	LDM	—	LDM	11	—	—	—	—
Saint-J.-de-Beauce	EA	TI	Avec	—	—	—	LDM	7,0	—	—	—	—
Warwick	EA	TI	Avec	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Saint-Gédéon	EA	PI	Sans	—	—	—	LDM	11	—	—	—	—
Sawyerville	EA	PI	Avec	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Martinville	ENA	PI	Sans	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CUM (98)	PC	TI	Avec	*	—	1,2	44	57	—	—	—	—
CUM (99)	PC	TI	Avec	—	—	—	81	44	—	—	—	—
Longueuil (98)	PC	PI	Avec	*	—	—	189	383	—	—	—	—
Longueuil (99)	PC	PI	Avec	—	—	—	95	79	—	—	—	—

Types de traitement (TT) :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle (CI) :

PI : peu importante
 TI : très importante
 Déph : déphosphatation

Légende :

LDM : la limite de détection de la méthode ne permet pas de vérifier le critère
 — : pas de dépassement du critère de qualité (i.e. dépassement < 1)
 * : résultat rejeté
 Case vide : paramètre non mesuré
 () : résultat à utiliser avec prudence (contrôle de la qualité)

SUBSTANCES ORGANIQUES SEMI-VOLATILES (SOBN) ET VOLATILES (SOV)

Les SOBN ont été analysées sur les échantillons de 2 stations en hiver et de 11 en été, tandis que les SOV l'ont été pour 7 stations en hiver et 11 en été. Pour ces deux familles de substances organiques, près d'une centaine de paramètres ont été analysés et plusieurs substances ont été détectées. Toutefois, pour une majorité de celles-ci, les résultats ont été rejetés car ils ne respectaient pas les exigences du contrôle de la qualité analytique. Seuls les résultats de 4 SOBN en été et de 15 SOV, tant en hiver qu'en été, ont été acceptés. Dans la majorité des cas, l'une ou l'autre de ces 19 substances n'est détectée qu'à une ou deux stations seulement (voir tableaux 3.8, 3.9-H et 3.9-E). De plus, l'examen des résultats montre qu'il y a généralement une grande variabilité dans les concentrations détectées entre les échantillons des jours 1, 3 et 5 et souvent les résultats obtenus une saison ne sont pas confirmés par ceux obtenus l'autre saison.

Bien que ces deux méthodes d'analyse par balayage soient possiblement plus appropriées dans un contexte de caractérisation d'effluents industriels, il appert que, dans le cas des effluents municipaux, ces méthodes manquent de spécificité et que le trop grand nombre de substances analysées engendre une perte significative de résolution lors du dosage.

Néanmoins, sur les 19 substances dont les résultats ont été acceptés, il existe un CVAC pour 14 d'entre elles et 2 seulement présentent des dépassements : le toluène avec trois dépassements en hiver à la CUM (5,4), à la CUQ (15) et à Martinville (2,8) et le nitrobenzène avec un dépassement de très faible amplitude en été à la CUM (1,2). Par ailleurs, le 1,2-dichlorobenzène présente un résultat équivalent à la valeur du critère de qualité obtenu en hiver à la CUM (1,0).

Cependant, pour certains composés de la famille des SOBN, les limites de détection ne permettent pas de vérifier les critères de qualité (certains chlorobenzènes et phtalates notamment). Pour les SOV, les seuils de détection de la méthode sont suffisamment bas pour permettre, dans la majorité des cas, de vérifier le respect des critères de qualité.

SURFACTANTS NON IONIQUES ET ANIONIQUES

Pour les stations où l'analyse des surfactants a été réalisée (voir tableau 2.6), les surfactants non ioniques ont été détectés dans un peu plus de la moitié des effluents municipaux, alors que les surfactants anioniques ont été détectés partout, sauf à la station de Sawyerville en été. Les limites de détection de ces deux méthodes ne permettent pas de vérifier le critère de qualité, mais partout où ils ont été détectés, les dépassements du CVAC sont très importants pour la majorité des stations. Pour les non ioniques, les dépassements les plus élevés sont à Cookshire (190) et à Farnham (67) en hiver ainsi qu'à Longueuil (189 et 95) et à la CUM (81 et 44) en été. Dans le cas des anioniques, les dépassements les plus élevés sont à Cookshire et à la CUM en hiver (dépassement de 53 dans les deux cas) de même qu'à Longueuil (383 et 79) et à la CUM (57 et 44) en été.

Les concentrations parmi les plus importantes de surfactants non ioniques semblent liées à la présence d'industries textiles (Farnham et Cookshire), ce qui n'est pas surprenant puisque ce secteur est reconnu comme un utilisateur important de tels produits (Correia *et al.*, 1994; Environnement Canada, 1989; Malo, 1977). L'utilisation de surfactants n'est toutefois pas exclusive à ce secteur industriel. Des concentrations très élevées de surfactants se trouvent

également dans les effluents des stations de la CUM et de Longueuil, qui reçoivent les eaux de nombreuses industries et commerces. Le secteur domestique en est une autre source importante.

HAP

Il existe des critères de vie aquatique chroniques définis pour quatre HAP spécifiques seulement : l'acénaphthène, le fluoranthène, le naphthalène et le phénanthrène. Aucun dépassement du CVAC n'est observé pour ces substances.

BPC ET LES DIOXINES ET FURANES CHLORÉS

Comme aucun critère de vie aquatique chronique n'est défini pour les BPC ainsi que les dioxines et furanes chlorés, ces substances n'apparaissent pas aux tableaux 4.4-H et 4.4-E.

4.2.1.4 Pesticides

Sur les 15 pesticides détectés aux stations de la CUM et de Longueuil lors de la caractérisation effectuée au cours de l'été de 1999 (tableaux 3.17 et 3.18), il y a dépassement des CVAC pour 3 insecticides seulement : le diazinon, le malathion et le chlorpyrifos. Le tableau 4.5 présente l'amplitude des dépassements du CVAC pour les concentrations moyennes de ces trois insecticides mesurés aux deux stations.

Dans le cas des herbicides, aucun dépassement du critère de vie aquatique chronique n'est observé pour les neuf qui ont été détectés.

Le malathion dépasse le CVAC dans deux des quatre échantillons composés prélevés le 19 mai 1999 à la station de Longueuil. Cela se traduit par une concentration moyenne équivalente à la valeur du critère de qualité.

Le diazinon et le chlorpyrifos ont des limites de détection qui sont environ 10 fois plus élevées que le CVAC, ce qui ne permet pas de vérifier le respect de ce critère de qualité lorsque non détectés. Par conséquent, cela implique qu'à chaque fois où ces substances sont détectées, les concentrations dépassent le critère de qualité. C'est le cas pour 23 % et 37 % des échantillons de la CUM pour le diazinon et le chlorpyrifos respectivement ainsi que pour 67 % et 33 % des échantillons de Longueuil. Les concentrations moyennes mesurées dépassent le CVAC par un facteur de 10 à 55 fois pour le diazinon et de 2,8 à 20 fois pour le chlorpyrifos (tableau 4.5).

La présence de diazinon dans des effluents municipaux est aussi rapportée dans d'autres études (Amato *et al.*, 1992; Burkhard et Jenson, 1993). À noter que les concentrations de diazinon détectées dans le cadre de la présente étude sont généralement plus faibles que celles mesurées dans l'étude de Burkhard et Jenson (1993).

TABLEAU 4.5 : AMPLITUDES DE DÉPASSEMENT DES CRITÈRES DE VIE AQUATIQUE CHRONIQUES (CVAC) POUR LES PESTICIDES MESURÉS AUX STATIONS DE LA CUM ET DE LONGUEUIL EN 1999

Échantillon	Dépassements du CVAC pour les pesticides		
	Diazinon	Malathion	Chlorpyrifos
<i>Station de la CUM</i> ⁽¹⁾			
17-19 mai	LDM	—	LDM
25-27 mai	10	—	8,6
31-2 juin	10	—	5,7
7-9 juin	25	—	2,8
14-16 juin	LDM	—	LDM
21-22 juin	LDM	—	2,8
28-29 juin	15	—	LDM
5-7 juillet	LDM	—	5,7
12-14 juillet	LDM	—	LDM
20-22 juillet	10	—	LDM
26-27 juillet	LDM	—	2,8
<i>Station de Longueuil</i> ⁽²⁾			
19 mai	55	1,0	11
28 juin	20	—	20
7 septembre	LDM	—	LDM

(1) : Pour la CUM, les concentrations moyennes ont été calculées avec les résultats obtenus sur les échantillons prélevés 2 ou 3 jours consécutifs.

(2) : Pour Longueuil, les concentrations moyennes ont été calculées avec les résultats de 4 échantillons prélevés le même jour au cours de 3 événements de pluie.

LDM : La limite de détection de la méthode ne permet pas de vérifier le critère.

— : Pas de dépassement du critère de qualité (i.e. dépassement < 1).

4.2.1.5 *Interprétation des dépassements des critères de qualité pour la protection de la vie aquatique*

Des dépassements des CVAC sont observés à toutes les stations et au total pour 11 paramètres physico-chimiques, 8 métaux et 4 familles de substances organiques (SOBN, SOV, surfactants et pesticides). Les dépassements sont, pour la majorité, peu fréquents et de faible amplitude. Cependant, quelques substances présentent des dépassements réguliers à plusieurs stations, tant en hiver qu'en été, et pour l'azote ammoniacal, le phosphore, le sulfure d'hydrogène, l'aluminium, l'argent, le chrome, le cuivre et deux insecticides (le diazinon et le chlorpyrifos), les amplitudes sont supérieures à 10. C'est le cas également pour les surfactants dont les dépassements atteignent des amplitudes jusqu'à près de 400 fois le CVAC. Par ailleurs, les nitrites et les cyanures présentent un dépassement ponctuel de forte amplitude (> 20).

La présence de ces substances à de telles concentrations, conjuguée aux effets combinés possibles de plusieurs contaminants, suggère que les eaux usées municipales présentent un potentiel toxique nuisible à long terme pour la vie aquatique, plus particulièrement dans les cours d'eau à faible capacité assimilatrice.

4.2.2 Prévention de la contamination des organismes aquatiques

Des critères de qualité pour la prévention de la contamination des organismes aquatiques sont définis en vue de la protection de deux usages : consommation de ces organismes par l'humain et par la faune piscivore. Les deux sections ci-dessous comparent les résultats des analyses physico-chimiques à ces critères de qualité.

4.2.2.1 Consommation d'organismes aquatiques par l'humain

Les critères de qualité de l'eau pour la prévention de la contamination des organismes aquatiques (CPCO) sont définis de manière à protéger un individu qui consommerait durant toute sa vie des organismes aquatiques exposés à cette concentration. Cela permet de prévenir la contamination des organismes aquatiques jusqu'à des concentrations pouvant nuire à la consommation humaine présente ou potentielle. Par conséquent, il s'agit d'un usage dont les critères de qualité sont définis pour des substances qui ont tendance à s'accumuler dans la chaîne alimentaire et qui sont reconnues pour leurs effets délétères. Le dépassement d'un CPCO à l'effluent ne signifie pas que la population qui consomme du poisson soit présentement à risque, mais que l'effluent contient des substances ayant le potentiel d'être accumulées par les organismes aquatiques et conséquemment de dégrader la qualité de la chair des organismes qui y seraient exposés.

Il existe des CPCO pour les substances toxiques ayant le potentiel d'être bioaccumulées dans les organismes aquatiques. Les tableaux 4.6-H et 4.6-E donnent l'amplitude des dépassements de toutes les substances analysées pour lesquelles il existe un tel critère de qualité.

PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES

Pour les paramètres physico-chimiques (PPC), un CPCO est défini pour les cyanures. Aucun dépassement n'est observé pour ce paramètre.

MÉTAUX

Dans le cas des métaux, il existe un CPCO pour l'antimoine (Sb), l'arsenic (As), le mercure (Hg) et le nickel (Ni). Des dépassements ne sont observés que pour l'arsenic et le mercure.

Toutes saisons confondues, trois dépassements du CPCO sont enregistrés pour le mercure et il y en a presque partout où l'arsenic a été mesuré. Pour l'un et l'autre, les dépassements sont généralement de faible amplitude. Pour le mercure, les dépassements sont enregistrés à trois stations avec un fort apport industriel. Dans le cas de l'arsenic, les dépassements les plus élevés sont aussi enregistrés là où les apports industriels sont importants, sauf à Martinville.

TABLEAU 4.6-H : AMPLITUDES DE DÉPASSEMENT DES CRITÈRES DE PRÉVENTION DE LA CONTAMINATION D'ORGANISMES AQUATIQUES (CPCO) POUR LES SUBSTANCES ANALYSÉES (HIVER)

Station (hiver)	Caractéristiques			Dépassements du CPCO pour toutes les substances analysées												
	TT	CI	Déph.	PPC	Métaux				SOBN SOV	BPC	HAP					Dioxines et furanes chlorés
				CN	Sb	As	Hg	Ni			Groupe 1	Anthra- cène	Fluoran- thène	Fluorène	Pyrène	
Farnham	BA	TI	Sans	—			LDM	—	—	46	—	—	—	—	—	—
La Prairie	BA	TI	Sans	—			LDM	—	—	42	—	—	—	—	—	—
Magog	BA	TI	Avec	—			5,9	—								
CUO	BA	PI	Avec	—			LDM	—								
Jonquière	BA	PI	Sans	—			LDM	—								
Châteauguay	BF	PI	Sans	—			LDM	—								
CUQ (station Est)	BF	PI	Sans	—			LDM	—	—	53	—	—	—	—	—	2,7
Cookshire	EA	TI	Sans	—			LDM	—	—	197						
Saint-J.-de-Beauce	EA	TI	Sans	—			LDM	—								
Warwick	EA	TI	Sans	—			LDM	—								
Saint-Gédéon	EA	PI	Sans	—			LDM	—								
Sawyerville	EA	PI	Sans	—			LDM	—								
Martinville	ENA	PI	Avec	—	—	13	—	—	—	12	—	—	—	—	—	1,3
CUM	PC	TI	Avec	—			LDM	—	—							
Longueuil	PC	PI	Avec	—			LDM	—	—	40	—	—	—	—	—	2,7

Types de traitement (TT) :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle (CI) :

PI : peu importante
 TI : très importante
 Déph : déphosphatation

Légende :

LDM : la limite de détection de la méthode ne permet pas de vérifier le critère
 — : pas de dépassement du critère de qualité (i.e. dépassement < 1)
 * : résultat rejeté
 Case vide : paramètre non mesuré
 () : résultat à utiliser avec prudence (contrôle de la qualité)

TABLEAU 4.6-E : AMPLITUDES DE DÉPASSEMENT DES CRITÈRES DE PRÉVENTION DE LA CONTAMINATION D'ORGANISMES AQUATIQUES (CPCO) POUR LES SUBSTANCES ANALYSÉES (ÉTÉ)

Station (été)	Caractéristiques			Dépassements du CPCO pour toutes les substances analysées												
	TT	CI	Déph.	PPC	Métaux				SOBN SOV	BPC	HAP					Dioxines et furanes chlorés
				CN	Sb	As	Hg	Ni			Groupe 1	Anthra-cène	Fluoran-thène	Fluorène	Pyrène	
Farnham	BA	TI	Avec	—	—	3,6	2,0	—	—	24	—	—	—	—	—	11
La Prairie	BA	TI	Sans	—	—	4,3	—	—	—	14	—	—	—	—	—	1,0
Magog	BA	TI	Avec	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CUO	BA	PI	Avec	—	—	2,9	—	—	—	7,9	—	—	—	—	—	—
Jonquière	BA	PI	Sans	—	—	—	—	—	—	6,6	—	—	—	—	—	2,1
Châteauguay	BF	PI	Avec	—	—	3,6	—	—	—	23	—	—	—	—	—	3,5
CUQ (station Est)	BF	PI	Sans	—	—	4,3	—	—	—	51	—	—	—	—	—	9,3
Cookshire	EA	TI	Sans	—	—	7,1	2,1	—	—	(1)	—	—	—	—	—	188
Saint-J.-de-Beauce	EA	TI	Avec	—	—	1,4	—	—	—	8,1	—	—	—	—	—	5,8
Warwick	EA	TI	Avec	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Saint-Gédéon	EA	PI	Sans	—	—	—	—	—	—	7,1	—	—	—	—	—	34
Sawyerville	EA	PI	Avec	—	—	—	LDM	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Martinville	ENA	PI	Sans	—	—	—	LDM	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CUM (98)	PC	TI	Avec	—	—	2,9	—	—	—	35	1,7	—	—	—	—	19
CUM (99)	PC	TI	Avec	—	—	6,4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Longueuil (98)	PC	PI	Avec	—	—	5,0	—	—	—	50	—	—	—	—	—	23
Longueuil (99)	PC	PI	Avec	—	—	4,3	LDM	—	—	—	—	—	—	—	—	—

Types de traitement (TT) :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle (CI) :

PI : peu importante
 TI : très importante
 Déph : déphosphatation

Légende :

LDM : la limite de détection de la méthode ne permet pas de vérifier le critère
 — : pas de dépassement du critère de qualité (i.e. dépassement < 1)
 * : résultat rejeté
 Case vide : paramètre non mesuré
 () : résultat à utiliser avec prudence (contrôle de la qualité)

(1) : Le dosage des BPC à Cookshire a été impossible parce que les échantillons étaient trop chargés en matière organique.

Il n'est pas possible d'apprécier la variabilité entre les deux campagnes de caractérisation. D'une part parce que l'arsenic n'a pas été analysé en 96-97 et d'autre part parce que la méthode d'analyse utilisée lors de cette campagne n'était pas assez précise pour estimer les teneurs en mercure. Pour cette raison, les résultats pour le mercure sont toujours sous la LDM en 96-97, sauf à la station de Magog. Dans ce dernier cas, il est à souligner que des analyses ont été effectuées au cours de l'été 2000 avec une méthode d'analyse plus sensible que celle utilisée en hiver 1997. Sur les trois échantillons analysés, il n'y a eu aucune détection de mercure, ce qui laisse un doute à l'égard du résultat particulièrement élevé obtenu à cette station en 1997.

SUBSTANCES ORGANIQUES SEMI-VOLATILES (SOBN) ET VOLATILES (SOV)

Il existe plusieurs CPCO pour ces deux familles de substances, particulièrement pour plusieurs benzènes chlorés, les phtalates et les substances organiques volatiles. Aucun dépassement des CPCO n'est signalé pour les SOBN et les SOV.

SURFACTANTS

Il n'y a pas de CPCO défini pour les surfactants non ioniques et anioniques.

BPC

Des dépassements du CPCO sont enregistrés à toutes les stations où des analyses de BPC ont été effectuées, et ils sont de forte amplitude dans la majorité des cas. Le dépassement de loin le plus important est enregistré à Cookshire (197), station où l'apport industriel est très important. Les autres dépassements les plus importants sont enregistrés à Farnham (46 en hiver), La Prairie (42 en hiver) et la CUM (35 en été), dont les apports industriels sont importants, de même qu'à la CUQ (53 en hiver et 51 en été) et Longueuil (40 et 50), deux stations où l'apport industriel est considéré peu important. Ces stations reçoivent tout de même des eaux usées d'origine industrielle et pour Longueuil plus particulièrement, ces apports sont sans doute non négligeables.

Les sources industrielles ne sont pas les seuls facteurs en cause pour expliquer les teneurs présentes aux effluents. En effet, comme il a été mentionné au chapitre 2, les sources de BPC sont multiples et ces substances sont déjà présentes dans l'environnement en raison de leur stabilité et de leur caractère persistant. Les teneurs mesurées dans les cours d'eau au Québec témoignent de cela et sont souvent significatives en regard des critères de qualité de l'eau (Quémerais *et al.*, 1994a et 1994b; Pham et Proulx, 1996; Cossa *et al.*, 1998). Dans certains cas, elles peuvent même les dépasser. Par conséquent, les concentrations présentes dans les eaux usées municipales sont en partie imputables à la qualité de l'eau d'approvisionnement et aux eaux de ruissellement.

Pour être en mesure de vérifier l'apport net des stations, il faudrait comparer les teneurs à celles du milieu récepteur. Les informations disponibles ne permettent pas de faire l'exercice pour la grande majorité des stations d'épuration au Québec. Cette comparaison ne peut être réalisée que partiellement aux stations de la CUM, de La Prairie, de Longueuil et de la CUQ. En effet, l'étude de Pham et Proulx (1996) fournit une teneur moyenne de 0,12 ng/L avec la somme de 13 congénères dans le fleuve en amont de l'effluent de la CUM. Par ailleurs, le *Bilan massique des contaminants chimiques dans le fleuve Saint-Laurent* (Cossa *et al.*, 1998) permet de calculer une

concentration moyenne de 0,41 ng/L par la sommation de 18 congénères communs à notre étude dans le fleuve à la hauteur de Québec.

Afin de rendre ces moyennes comparables, le total des mêmes 13 congénères de l'étude de Pham et Proulx (1996) a été calculé pour les effluents de la CUM, de La Prairie et de Longueuil. De la même façon pour la CUQ, le total des 18 congénères de Cossa *et al.* (1998) a aussi été calculé. Le tableau 4.7 présente les dépassements de ces concentrations calculées par rapport aux teneurs moyennes du milieu ambiant rapportées dans les études citées.

TABLEAU 4.7 : COMPARAISON ENTRE LES CONCENTRATIONS MOYENNES EN BPC À CERTAINES STATIONS D'ÉPURATION ET LES TENEURS DÉJÀ PRÉSENTES DANS LE MILIEU

Station d'épuration	Concentration moyenne mesurée à l'effluent (ng/L)		Concentration du milieu ambiant ⁽¹⁾ (ng/L)	Rapport concentration à l'effluent / concentration du milieu	
	Hiver	Été		Hiver	Été
<i>Sommation de 13 congénères</i>					
CUM		1,78	0,12		15
La Prairie	1,52	0,39	0,12	13	3,3
Longueuil	2,34	3,33	0,12	20	28
<i>Sommation de 18 congénères</i>					
CUQ (station Est)	3,96	3,73	0,41	10	9

(1) La valeur de 0,12 ng/L représente la concentration moyenne du milieu ambiant mesurée en amont de l'effluent de la CUM pour 13 congénères (Pham et Proulx, 1996) et la valeur de 0,41 ng/L est celle obtenue à Québec par la sommation de 18 congénères communs à la présente étude (Cossa *et al.*, 1998).

Ces résultats montrent qu'il y a des dépassements par rapport aux teneurs mesurées dans le milieu aquatique, mais ceux-ci sont moins importants que les dépassements par rapport aux critères de qualité. Bien que les stations d'épuration municipales ne soient pas l'unique source, ces résultats indiquent qu'il semble y avoir tout de même un apport net de BPC dans le milieu récepteur provenant de ces stations.

HAP

Il existe un CPCO défini pour le total des 16 HAP du groupe 1 qui présentent une évidence suffisante de cancérogénicité (voir annexe 12). Dans le cas des HAP du groupe 2, un CPCO a été défini pour l'anthracène, le fluoranthène, le fluorène et le pyrène.

Toutes stations et saisons confondues, il n'y a aucun dépassement des CPCO à l'exception d'un très faible dépassement (1,7) obtenu à la station de la CUM en été pour les HAP du groupe 1 uniquement.

Bien que les HAP ne dépassent pas à toute fin pratique les critères de qualité, les concentrations de HAP les plus élevées ont été rencontrées en milieux fortement urbanisés, avec réseaux

d'égouts unitaires. Les retombées atmosphériques et le ruissellement urbain pourraient en partie en être la cause.

LES DIOXINES ET FURANES CHLORÉS

Des dioxines et furanes chlorés ont été détectés à toutes les stations où ils ont été analysés. Exception faite des stations de la CUO et de La Prairie, les concentrations mesurées et exprimées en équivalent toxique (voir 3.3.4.3) dépassent le CPCO par des facteurs variant entre 1,3 et 188.

Tout comme pour les BPC, Cookshire présente de loin le dépassement le plus important (188). Comme mentionné au chapitre 2, plusieurs procédés industriels, dont la fabrication de colorants et pigments, peuvent générer des dioxines et furanes. Il est donc plausible que les industries qui sont de grands utilisateurs de colorants, comme celles du textile présentes à Cookshire, puissent en rejeter en quantité substantielle dans leurs eaux usées.

Les autres dépassements les plus significatifs se retrouvent autant à des stations ayant une faible qu'une forte charge industrielle, soit la CUM (19), Farnham (11), Longueuil (23) et Saint-Gédéon (34). Ces résultats peuvent s'expliquer en partie par le fait que les plus importantes sources de dioxines et furanes semblent liées à l'incinération de résidus et à la combustion du bois (voir 2.4.3.2). Les retombées atmosphériques et le ruissellement urbain pourraient donc en acheminer des quantités non négligeables aux stations d'épuration municipales.

D'ailleurs des concentrations significatives de dioxines et furanes chlorés ont été mesurées dans certains cours d'eau au Québec. En effet, selon l'état actuel des connaissances, il est estimé que les concentrations de dioxines et furanes dans les cours d'eau en région urbanisée sont souvent proches ou supérieures à leur critère de qualité de l'eau. À titre d'exemple, la valeur médiane (en équivalent toxique) estimée dans le fleuve près de Québec est de 0,012 pg/L soit une teneur proche du CPCO égale à 0,014 pg/L.

4.2.2.2 Consommation d'organismes aquatiques par la faune piscivore

Les critères de qualité pour la faune piscivore (CFP) correspondent à la concentration d'une substance dans l'eau qui ne causera pas, sur plusieurs générations, d'effets délétères pour la survie des oiseaux ou des mammifères exposés par leur consommation d'organismes aquatiques contaminés. Ils sont définis de manière à protéger même les plus grands consommateurs de poissons tels le Vison, la Loutre et le Martin-pêcheur. Le dépassement d'un CFP à l'effluent signifie que celui-ci contient des substances toxiques hautement bioaccumulables pouvant nuire à la faune piscivore qui consomme des organismes qui y seraient exposés.

Il existe actuellement trois substances ou familles de substances pour lesquelles un CFP est défini : le mercure, les BPC et les dioxines et furanes chlorés. Le tableau 4.8 présente les amplitudes de dépassement des CFP pour ces trois paramètres. Partout où ils ont été analysés et détectés, ces paramètres dépassent les CFP, et les dépassements sont de très forte amplitude dans la majorité des cas.

TABLEAU 4.8 : AMPLITUDES DE DÉPASSEMENT DES CRITÈRES DE FAUNE PISCIVORE (CFP) POUR LES SUBSTANCES ANALYSÉES (HIVER ET ÉTÉ)

Station	Caractéristiques			Dépassements du CFP pour toutes les substances analysées						
	TT	CI	Déph. H / E	Hiver			Été			
				Hg	BPC	Dioxines et furanes chlorés	Hg	BPC	Dioxines et furanes chlorés	
Farnham	BA	TI	s / a	LDM	65			77	34	47
La Prairie	BA	TI	s / s	LDM	59	4,0		12	20	4,4
Magog	BA	TI	a / a	231						
CUO	BA	PI	a / a	LDM				25	11	3,5
Jonquière	BA	PI	s / s	LDM				6,2	9,4	9,5
Châteauguay	BF	PI	s / a	LDM				30	32	16
CUQ (station Est)	BF	PI	s / s	LDM	75	12		38	73	42
Cookshire	EA	TI	s / s	LDM	280			85	(1)	847
Saint-Joseph-de-Beauce	EA	TI	s / a	LDM				17	12	26
Warwick	EA	TI	s / a	LDM						
Saint-Gédéon	EA	PI	s / s	LDM				8,5	10	151
Sawyerville	EA	PI	s / a	LDM				LDM		
Martinville	ENA	PI	a / s	20	18	5,8		LDM		
CUM (E-98)	PC	TI	a / a	LDM				10	50	87
CUM (E-99)	PC	TI	a / a					13		
Longueuil (E-98)	PC	PI	a / a	LDM	57	12		15	71	103
Longueuil (E-99)	PC	PI	a / a					LDM		

Types de traitement (TT) :

BA : boues activées
 BF : biofiltration
 EA : étangs aérés
 ENA : étangs non aérés
 PC : physico-chimique

Charge industrielle (CI) :

PI : peu importante
 TI : très importante
 Déph : déphosphatation

Légende :

LDM : la limite de détection de la méthode ne permet pas de vérifier le critère
 — : pas de dépassement du critère de qualité (i.e. dépassement < 1)
 * : résultat rejeté
 Case vide : paramètre non mesuré
 () : résultat à utiliser avec prudence (contrôle de la qualité)

(1) : Le dosage des BPC à Cookshire a été impossible parce que les échantillons étaient trop chargés en matière organique.

Les dépassements des CFP sont plus élevés que ceux observés avec les CPCO puisque la faune terrestre piscivore est plus susceptible d'être affectée par la contamination des organismes aquatiques. D'une part, cette faune consomme beaucoup plus de poissons que l'humain et, d'autre part, comme elle les consomme en entier, crus, elle se trouve plus exposée par le fait que les teneurs dans les viscères et le gras sont plus élevées que celles dans la chair seule. Les seuils de protection pour ces consommateurs sont par conséquent plus bas.

Le cas du mercure est semblable à celui des BPC et des dioxines et furanes, tel que discuté à la section précédente. Le mercure est bioaccumulable, persistant dans l'environnement et des teneurs élevées et significatives en regard des critères de qualité de l'eau ont été mesurées dans certains cours d'eau du Québec en région urbanisée. Les concentrations mesurées dans les eaux usées municipales proviennent donc de sources multiples, incluant l'eau d'approvisionnement, les eaux de ruissellement urbain et les apports industriels.

Comme les CFP et les CPCO sont tous deux définis pour un usage similaire, la discussion concernant les dépassements des CPCO pour le mercure, les BPC et les dioxines et furanes chlorés s'applique ici (voir section précédente 4.2.2.1).

4.2.2.3 Interprétation des dépassements des critères de prévention de la contamination des organismes aquatiques

L'étude de l'amplitude des dépassements des critères de prévention de la contamination des organismes aquatiques (CPCO et CFP) montre que la présence de certaines substances toxiques hautement bioaccumulables est significative dans les effluents municipaux. Les concentrations mesurées de BPC et de dioxines et furanes chlorés ont le potentiel de nuire à la consommation humaine d'organismes aquatiques exposés à ces substances, justement en raison de leur propension à s'accumuler dans la chaîne alimentaire. S'ajoute également le mercure pour la faune terrestre piscivore. Pour cette faune, le potentiel toxique de ces trois paramètres peut être plus dommageable puisque leur consommation d'organismes aquatiques est plus grande et qu'elle les consomme en entier, incluant les tissus où la bioaccumulation est plus élevée que dans la chair.

Les sources de ces substances dans les eaux usées municipales semblent multiples et complexes. Selon les cas, elles peuvent provenir entre autres des eaux d'approvisionnement, des retombées atmosphériques, des eaux du ruissellement urbain et des charges industrielles que reçoit la station. Afin de connaître l'apport réel des stations d'épuration municipales, il faudrait avoir de meilleures connaissances des sources potentielles ainsi que des teneurs déjà présentes dans les milieux récepteurs des stations.

4.3 Liens entre la toxicité mesurée et les dépassements des critères de qualité de l'eau

Cette section tente d'identifier des liens possibles entre les résultats des tests de toxicité et les dépassements de critères de qualité de l'eau dans le but d'identifier les substances susceptibles d'être à l'origine de la toxicité mesurée. Toutefois, l'identification d'un lien entre ces deux types de paramètres n'est pas une indication de causalité étant donné, d'une part, que les critères de qualité tiennent compte d'un plus large éventail d'effets et d'espèces aquatiques et, d'autre part, que les réponses toxiques peuvent être attribuées à d'autres substances chimiques non considérées dans les analyses ou encore à des interactions entre les contaminants. Cet exercice permet plutôt de déterminer les contaminants pouvant être associés à des effets toxiques chez les organismes exposés. Aucune analyse statistique n'a été employée compte tenu du faible échantillonnage.

Pour réaliser cet exercice de comparaison, les critères de qualité correspondant au même seuil d'effet mesuré par les tests de toxicité sont utilisés. Par conséquent, pour les résultats des tests de toxicité chronique, ce sont les critères de vie aquatique chronique (CVAC) qui sont appliqués. Dans le cas de la létalité aiguë, dont les résultats sont déterminés à partir de la CL_{50} , c'est la valeur aiguë finale (VAF) qui est employée. Celle-ci correspond à la concentration pouvant tuer 50 % des organismes sensibles qui y sont exposés (MEF, 1998)⁷.

Les résultats de cette comparaison sont donnés dans les deux sections qui suivent. La DBO_5 , les MES et le phosphore total ont été exclus de l'analyse puisque ces paramètres ne causent pas une toxicité directe sur les espèces testées.

4.3.1 Toxicité aiguë

Les tableaux 4.9-H et 4.9-E présentent les rapports de la *concentration journalière mesurée/valeur aiguë finale (VAF)* en relation avec les résultats journaliers des tests de toxicité aiguë (i.e. résultat des échantillons du jour 1–jour 3–jour 5). Seules les substances pour lesquelles il y a un ratio ≥ 1 apparaissent dans les tableaux.

⁷ La valeur aiguë finale (VAF) correspond à deux fois le critère de vie aquatique aigu (CVAA) (MEF, 1998). Le CVAA représente la concentration d'un contaminant à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés pour une courte période de temps sans subir de mortalité.

TABLEAU 4.9-H : LIEN ENTRE LES TESTS DE TOXICITÉ AIGUË ET LES DÉPASSEMENTS DE LA VALEUR AIGUË FINALE (VAF) POUR LES PARAMÈTRES ANALYSÉS (HIVER)

Station (hiver)	Résultats des tests de toxicité (unités toxiques aiguës : UTa) (J1 – J3 – J5)		Dépassements de la valeur aiguë finale pour les paramètres analysés (concentration journalière / VAF ≥1) (J1 – J3 – J5)					
	<i>D. magna</i>	<i>O. mykiss</i>	Paramètres physico-chimiques			Métaux		Surfactants non ioniques
			NH ₃ – NH ₄ ⁺ (1)	NO ₂ ⁻	CN ⁻	Al	Cu	
Farnham	nl - nl - nl	nl - nl - nl	—	—	—	—	∅ - ∅ - 1,0	∅ - 1,7 - 2,1
La Prairie	nl - nl - nl	nl - nl - nl	—	—	—	—	—	—
Magog	nl - nl - nl	nl - nl - nl	—	—	—	—	—	—
CUO	nl - nl - nl	nl - nl - nl	—	—	—	1,1 - 2,8 - 1,5	∅ - 1,6 - 1,4	—
Jonquière	nl - nl - nl	nl - * - nl	—	—	—	—	—	—
Châteauguay	nl - nl - nl	* - nl - nl	—	—	—	—	—	—
CUQ (station Est)	nl - nl - nl	nl - <1 - nl	1,1 - 1,2 - 1,2	—	—	—	—	—
Cookshire	3,2 - 1,6 - 2	>1 - * - >1	1,0 - 1,1 - 1,1	—	—	—	—	3,9 - 4,3 - 4,7
Saint-J.-de-Beauce	nl - nl - nl	>1 - >1 - >1	2,4 - 2,5 - 2,6	—	—	—	—	—
Warwick	nl - nl - nl	>1 - >1 - *	1,3 - 1,2 - 1,4	—	—	—	—	—
Saint-Gédéon	nl - nl - nl	>1 - >1 - >1	∅ - 1,0 - 1,0	—	—	—	—	—
Sawyerville	nl - nl - <1	<1 - <1 - *	1,0 - 1,0 - 1,1	—	—	—	—	—
Martinville	nl - nl - nl	* - * - *	—	—	—	—	—	—
CUM	nl - nl - nl	nl - nl - ns	—	—	—	—	—	1,2 - ∅ - ∅
Longueuil	nl - nl - nl	ns - nl - ns	∅ - 1,1 - 1,1	—	—	—	—	—

<1 : moins de 50 % de mortalité

>1 : plus de 50 % de mortalité dans l'effluent non dilué

nl : non léthal (0 % de mortalité)

ns : non significatif

* : résultat rejeté

— : pas de dépassement de la VAF pour les trois échantillons journaliers (J1, J3 et J5)

∅ : pas de dépassement de la VAF pour cet échantillon journalier (i.e. dépassement < 1)

case vide : paramètre non mesuré

(1) : Comparaison avec le seuil de toxicité de 10 mg/L en azote ammoniacal établi par Beak et Canviro (1990) utilisé à titre de VAF.

TABLEAU 4.9-E : LIEN ENTRE LES TESTS DE TOXICITÉ AIGUË ET LES DÉPASSEMENTS DE LA VALEUR AIGUË FINALE (VAF) POUR LES PARAMÈTRES ANALYSÉS (ÉTÉ)

Station (été)	Résultats des tests de toxicité (unités toxiques aiguës : UTa) (J1 – J3 – J5)		Dépassements de la valeur aiguë finale pour les paramètres analysés (concentration journalière / VAF ≥1) (J1 – J3 – J5)					
	<i>D. magna</i>	<i>O. mykiss</i>	Paramètres physico-chimiques			Métaux		Surfactants non ioniques
			NH ₃ – NH ₄ ⁺ (1)	NO ₂ ⁻	CN ⁻	Al	Cu	
Farnham	nl - nl - nl	nl - nl - nl	—	—	—	—	—	—
La Prairie	nl - nl - nl	1,4 - 1,7 - 1,9	2,6 - 2,2 - 2,5	—	—	—	—	—
CUO	nl - nl - nl	nl - nl - nl	—	—	—	—	—	—
Jonquière	nl - nl - <1	nl - nl - <1	—	—	—	—	—	—
Châteauguay	<1 - nl - nl	<1 - 1,5 - <1	—	—	—	—	—	—
CUQ (station Est)	nl - nl - nl	nl - nl - nl	—	—	—	—	—	—
Cookshire	<1 - 2,9 - 1,4	nl - nl - nl	—	∅ - ∅ - 1,0	—	—	—	—
Saint-J.-de-Beauce	1,4 - 1,4 - <1	nl - nl - nl	—	21 - 19 - 9,2	3,1 - 2,5 - 3,4	—	—	—
Saint-Gédéon	nl - nl - <1	nl - nl - <1	—	—	∅ - 1,1 - 1,1	—	—	—
Sawyerville	<1 - nl - nl	* - nl - nl	—	—	—	—	—	* - * - *
Martinville	nl - nl - nl	* - nl - nl	—	—	—	—	—	—
CUM (98)	nl - nl - nl	nl - <1 - nl	—	—	—	—	—	∅ - ∅ - 1,1
CUM (99)	nl - nl - nl	nl - nl - ns	—	—	—	—	—	3,5 - 1,4 - ∅
Longueuil (98)	3 - 1,4 - 1,3	2,8 - 2,8 - 1,4	—	—	—	2,4 - 1,3 - 1,5	—	5,3 - 4,3 - 3,1
Longueuil (99)	nl - nl - nl	1,3 - <1 - <1	∅ - 1,1 - 1,0	—	—	—	—	1,2 - 3,5 - 1,7

<1 : moins de 50 % de mortalité

>1 : plus de 50 % de mortalité dans l'effluent non dilué

nl : non létal (0 % de mortalité)

ns : non significatif

* : résultat rejeté

— : pas de dépassement de la VAF pour les trois échantillons journaliers (J1, J3 et J5)

∅ : pas de dépassement de la VAF pour cet échantillon journalier (i.e. dépassement < 1)

case vide : paramètre non mesuré

(1) : Comparaison avec le seuil de toxicité de 10 mg/L en azote ammoniacal établi par Beak et Canviro (1990) utilisé à titre de VAF.

Dans le cas de l'azote ammoniacal, les dépassements ont d'abord été calculés avec la VAF tiré de MEF (1998), laquelle est déterminée en fonction du pH mesuré avant chaque test de toxicité et de la température maintenue lors de ces tests. Seuls des dépassements à la station de La Prairie en été sont ainsi obtenus et ces derniers coïncident avec des effets toxiques chez *O. mykiss*. Les dépassements ont ensuite été calculés avec les valeurs de 0,1 mg/L de NH₃ non ionisé et de 10 mg/L d'azote ammoniacal (NH₃-NH₄⁺). Ces valeurs sont tirées d'études ontariennes (Beak et Canviro, 1990; Orr *et al.*, 1992), lesquelles ont établi que les effluents municipaux sont habituellement toxiques pour la Truite arc-en-ciel (test de toxicité avec *O. mykiss*) lorsqu'une ou l'autre de ces valeurs est dépassée. Finalement, les dépassements retenus et présentés aux tableaux 4.9-H et 4.9-E sont ceux calculés avec la valeur de 10 mg/L d'azote ammoniacal.

L'analyse des données aux tableaux 4.9-H et 4.9-E montre qu'il n'y a pas de relation nette entre le dépassement des VAF et la toxicité aiguë mesurée par les tests de toxicité dans les effluents, sauf pour l'azote ammoniacal et, dans une moindre mesure, pour les nitrites et les surfactants non ioniques. Par exemple, à la station de la CUO en hiver, des dépassements pour plus d'une substance sont observés sans aucune toxicité mesurée, alors qu'à Châteauguay, en été, où une toxicité a été mesurée, aucun dépassement n'est noté.

Pour plusieurs stations, les dépassements en azote ammoniacal (NH₃-NH₄⁺) et l'observation d'effets toxiques dans les tests de toxicité coïncident. Parmi les 24 résultats ayant une valeur équivalente ou montrant un dépassement de la valeur de 10 mg/L utilisé à titre de VAF, 17 correspondent avec l'observation d'effets toxiques chez *O. mykiss* et ceux-ci se rapportent majoritairement aux effluents d'étangs aérés en hiver. Quatre autres de ces dépassements correspondent à des tests de toxicité dont les résultats ont été rejetés ou non significatifs et finalement trois ne correspondent pas avec des effets létaux (Longueuil jour 3 en hiver et CUQ jours 1 et 5 en hiver). Les résultats de la présente étude, tout comme ceux d'autres études (Beak et Canviro, 1990; Orr *et al.*, 1992), suggèrent un lien entre la toxicité mesurée chez *O. mykiss* et le dépassement de la valeur de 10 mg/L d'azote ammoniacal à l'effluent.

Les dépassements les plus importants de la VAF ont été obtenus avec les nitrites à la station de Saint-Joseph-de-Beauce en été. Des valeurs de dépassement de 21 et 19 sont notées avec les échantillons des jours 1 et 3, ce qui concorde avec des réponses toxiques de 1,4 UTa chez *D. magna* pour ces deux journées d'échantillonnage. Ces concentrations élevées en nitrites pourraient donc expliquer une partie de la toxicité mesurée chez *D. magna* à cette station.

En ce qui a trait aux surfactants, aucune VAF n'existe pour les anioniques, mais une valeur de 0,94 mg/L a été définie pour les surfactants non ioniques. Par conséquent, les ratios concentration/VAF ont pu être calculés uniquement pour ces derniers. Parmi les stations ayant fait l'objet d'analyses pour les surfactants, celles de Cookshire en hiver et de Longueuil en été présentent les dépassements les plus élevés de la VAF (dépassements > 3,5), qui par ailleurs coïncident avec des valeurs élevées de toxicité aiguë chez la daphnie (*D. magna*). Ces résultats sont intéressants en ce sens que la daphnie pourrait être particulièrement sensible aux surfactants, qui attaqueraient sa carapace.

Tel que mentionné plus haut, il est intéressant de constater qu'à certaines stations, il y a des dépassements significatifs des VAF sans qu'il y ait de toxicité mesurée avec les tests de toxicité. Ces résultats pourraient s'expliquer par le fait que les contaminants ne sont pas biodisponibles dans l'effluent ou que les espèces utilisées dans les tests de toxicité sont moins sensibles que celles qui ont servi à définir les critères de qualité. Inversement, de la toxicité est mesurée dans certains échantillons sans que des dépassements de la VAF soient observés. Dans ce cas-ci, ces résultats peuvent s'expliquer, à tout le moins, par l'effet combiné de plusieurs substances ou par des substances présentes dans l'effluent qui n'ont pas fait l'objet d'analyses.

En résumé, l'azote ammoniacal semble être le principal contaminant responsable de la toxicité aiguë mesurée chez *O. mykiss* alors que les nitrites et les surfactants pourraient contribuer à la toxicité aiguë mesurée chez *D. magna*.

4.3.2 Toxicité chronique

Les tableaux 4.10-H et 4.10-E présentent les rapports de la *concentration moyenne mesurée/CVAC* pour chacun des contaminants qui ont montré un dépassement du critère de qualité et ce, en relation avec les résultats des tests de toxicité chronique. Seuls les dépassements des CVAC > 2 apparaissent dans les tableaux afin de faire ressortir les paramètres les plus significativement liés à la toxicité mesurée.

Toutes saisons confondues, il y a des réponses toxiques chroniques positives à toutes les stations, exception faite de Martinville. Il y a également des dépassements des CVAC à toutes les stations, dont la majorité présentent des dépassements pour plusieurs substances simultanément. Il semble donc y avoir un lien entre la présence simultanée de plusieurs contaminants à des concentrations supérieures aux seuils sécuritaires et la toxicité mesurée chez *P. promelas* et *C. dubia*.

Comme cela a été le cas avec les résultats de toxicité aiguë présentés à la section précédente, il n'est cependant pas possible d'associer distinctement le dépassement des CVAC d'une ou de plusieurs substances à la toxicité chronique mesurée. Toutefois, la présence d'azote ammoniacal, de chrome, de cuivre et de surfactants anioniques à des concentrations supérieures aux seuils sécuritaires correspondent souvent avec des réponses toxiques élevées. Par exemple, chez *C. dubia*, 80 % des réponses toxiques ≥ 4 UTc coïncident avec des dépassements simultanés (>2) du CVAC de ces quatre paramètres.

De plus, des dépassements importants pour plusieurs substances concordent avec des réponses toxiques élevées. C'est le cas des nitrites (dépassement de 100) et des cyanures (26) qui pourraient expliquer une partie de la toxicité mesurée à Saint-Joseph-de-Beauce en été. L'aluminium, avec des dépassements du CVAC de 31 et 30 pourrait aussi expliquer une partie de la toxicité à la CUO et à Longueuil respectivement. De la même façon, le sulfure d'hydrogène, l'argent et les surfactants non ioniques s'ajoutent à la liste.

TABLEAU 4.10-H : LIEN ENTRE LES TESTS DE TOXICITÉ CHRONIQUE ET LES DÉPASSEMENTS (≥ 2) DES CRITÈRES DE VIE AQUATIQUE CHRONIQUE (CVAC) (HIVER)

Station (hiver)	Résultats des tests de toxicité chronique (UTc)		Dépassements du critère de vie aquatique chronique (concentration moyenne / CVAC ≥ 2)													
			Paramètres physico-chimiques						Métaux					SOV	Surfactants	
	<i>P. promelas</i>	<i>C. dubia</i>	NH_3^- NH_4^+ (1)	NO_2^- (2)	H_2S (3)	CN^-	F^-	Subst. phénol.	Al	Ag	Cr	Cu (4)	Fe	Toluène	Non ioniques	Anioniques
Farnham	4	2	—	—		LDM	2,3	—	9,0	LDM	(8,0)	12	4,2	*	67	14
La Prairie	5,9	1	4,5	—		LDM	—	—	—	LDM	14	—	—	—		
Magog	2	1	—	—		LDM	—	—	4,0	LDM	(7,5)	(6,5)	3,9			
CUO	8	1	7,2	—		LDM	—	—	31	20	(6,0)	18	11			
Jonquière	2	1	2,7	—		LDM	—	—	2,3	LDM	—	4,0	—			
Châteauguay	2	1	9,7	—		LDM	3,7	—	—	LDM	(8,5)	8,7	4,3			
CUQ (station Est)	>17	2	14	—		LDM	4,0	—	3,4	80	2,5	6,7	2,9	15		
Cookshire	8	16	12	—		LDM	—	—	2,3	50	6,0	14	—	—	190	53
Saint-J.-de-Beauce	17	2	29	—		LDM	—	—	—	50	—	3,5	4,1			
Warwick	7,7	2	15	—		LDM	—	—	2,3	40	—	2,1	—		38	4,5
Saint-Gédéon	2	1	12	—		LDM	—	—	—	30	—	5,3	—			
Sawyerville	2	1	12	—		LDM	—	—	—	20	—	12	—		*	LDM
Martinville	1	1	4,3	—	20	—	—	—	2,9	—	—	—	—	2,8	LDM	4,3
CUM	(>100)	4	7,7	—		LDM	—	—	—	LDM	13	5,6	5,8	5,4	48	53
Longueuil	11	2	11	—		LDM	—	—	11	LDM	13	2,9	—	—		

UTc : unité de toxicité chronique

CVAC : critère de vie aquatique chronique

LDM : la limite de détection de la méthode ne permet pas de vérifier le critère

— : pas de dépassement du critère de qualité ou dépassement inférieur à 2 (i.e. < 2)

* : résultat rejeté

Case vide : paramètre non mesuré

() : résultat à utiliser avec prudence (contrôle de la qualité)

(1) : Le CVAC pour $\text{NH}_3\text{-NH}_4^+$ est déterminé à partir des valeurs moyennes mesurées de température et de pH lors des tests de toxicité chronique.

(2) : Le CVAC pour le NO_2^- est déterminé à partir de la concentration moyenne en chlorures mesurés dans l'effluent.

(3) : La concentration en H_2S non ionisé est obtenue par calcul à partir de la concentration moyenne en sulfures dissous.

(4) : Le CVAC du cuivre est calculé avec la dureté moyenne mesurée à chaque station.

TABLEAU 4.10-E : LIEN ENTRE LES TESTS DE TOXICITÉ CHRONIQUE ET LES DÉPASSEMENTS (≥ 2) DES CRITÈRES DE VIE AQUATIQUE CHRONIQUE (CVAC) (ÉTÉ)

Station (été)	Résultats des tests de toxicité chronique (UTc)		Dépassements du critère de vie aquatique chronique (concentration moyenne / CVAC ≥ 2)													
			Paramètres physico-chimiques						Métaux					SOV	Surfactants	
	<i>P. promelas</i>	<i>C. dubia</i>	$\frac{\text{NH}_3^-}{\text{NH}_4^+}$ (1)	NO_2^- (2)	H_2S (3)	CN^-	F^-	Subst. phénol.	Al	Ag	Cr	Cu (4)	Fe	Toluène	Non ioniques	Anioniques
Farnham	1	1	—	—	LDM	—	3,1	—	7,9	—	—	4,1	—	—	LDM	13
La Prairie	4	4	28	—	LDM	—	—	—	—	—	—	—	—	—	LDM	5,9
CUO	4	1	5,7	—	LDM	—	—	—	—	—	—	2,2	—	—	LDM	2,9
Jonquière	16	16	(2,2)	—	LDM	LDM	(—)	—	—	—	4,0	3,6	—	—	LDM	3,2
Châteauguay	2	2	11	—	2,1	—	4,6	—	6,7	4,0	—	3,1	—	—	11	23
CUQ (station Est)	4	1	11	—	LDM	—	3,8	—	—	22	—	5,7	2,6	—	13	33
Cookshire	17	4	7,9	3,0	LDM	—	—	2,0	—	—	10	9,9	—	*	LDM	11
Saint-J.-de-Beauce	1	16	(—)	100	—	—	26	(—)	—	—	2,0	2,9	—	—	LDM	7,0
Saint-Gédéon	4	16	(9,5)	2,9	—	—	10	(—)	—	—	2,5	4,7	—	—	LDM	11
Sawyerville	1	2	2,1	—	—	—	4,0	—	—	(LDM)	7,1	—	—	—	—	—
Martinville	1	1	LDM	—	—	—	LDM	—	—	LDM	11	—	—	—	—	—
CUM (98)	—	4	5,7	—	4,3	4,0	(—)	—	11	11	4,0	7,0	—	*	44	57
CUM (99)	33	4	7,1	—	30	4,0	—	—	8,8	7,0	2,7	5,6	—	—	81	44
Longueuil (98)	—	16	11	(—)	26	LDM	(—)	2,0	30	7,0	13	3,6	—	*	189	383
Longueuil (99)	2	2	12	—	39	—	—	2,0	11	—	2,4	—	—	—	95	79

UTc : unité de toxicité chronique

CVAC : critère de vie aquatique chronique

LDM : la limite de détection de la méthode ne permet pas de vérifier le critère

— : pas de dépassement du critère de qualité ou dépassement inférieur à 2 (i.e. < 2)

* : résultat rejeté

Case vide : paramètre non mesuré

() : résultat à utiliser avec prudence (contrôle de la qualité)

(1) : Le CVAC pour $\text{NH}_3\text{-NH}_4^+$ est déterminé à partir des valeurs moyennes mesurées de température et de pH lors des tests de toxicité chronique.

(2) : Le CVAC pour le NO_2^- est déterminé à partir de la concentration moyenne en chlorures mesurés dans l'effluent.

(3) : La concentration en H_2S non ionisé est obtenue par calcul à partir de la concentration moyenne en sulfures dissous.

(4) : Le CVAC du cuivre est calculé avec la dureté moyenne mesurée à chaque station.

Enfin, certains pesticides sont aussi soupçonnés car leur présence à des concentrations supérieures aux CVAC a été confirmée aux stations de la CUM et de Longueuil (section 4.2.1.4). Bien que leur présence puisse expliquer une partie de la toxicité mesurée, aucun parallèle ne peut être fait ici puisque les pesticides ont été analysés dans des échantillons différents.

En résumé, parmi les substances analysées, celles soupçonnées d'avoir contribué de façon significative à l'expression de la toxicité chronique chez *P. promelas* et *C. dubia* sont l'azote ammoniacal, certains métaux et les surfactants. Par ailleurs, la présence simultanée de plusieurs substances peut aussi expliquer en partie la toxicité mesurée.

4.3.3 Substances responsables de la toxicité mesurée

L'analyse présentée dans les deux sections précédentes montre que l'azote ammoniacal semble être le principal responsable de la toxicité aiguë et chronique mesurée. Les surfactants pourraient être le deuxième contaminant le plus généralisé alors que certains métaux (cuivre, chrome et aluminium principalement) sont à suspecter dans l'expression d'effets chroniques. Dans certains cas spécifiques, les nitrites, les cyanures et le sulfure d'hydrogène ont également pu jouer un rôle. Enfin, la présence de pesticides en été – diazinon et chlorpyrifos plus particulièrement – pourrait être une autre source de toxicité.

Seules des études orientées vers l'identification de la toxicité, telle que décrite dans le *Guide d'évaluation et de réduction des toxiques* (MEF, 1996c), permettraient de vérifier cela et de déterminer, au cas par cas, les substances réellement responsables de la toxicité aiguë et chronique.

À noter que de telles études ont été menées aux États-Unis et ailleurs au Canada et qu'elles corroborent plusieurs des observations faites ici. À l'aide de tests de toxicité aiguë et parfois d'analyses chimiques, elles ont permis de mettre en évidence les substances à l'origine de la toxicité de certains effluents municipaux. Tour à tour sont ressortis l'azote ammoniacal, le chlore, certains métaux, les surfactants et des pesticides. Ces études mettent aussi en évidence la variabilité de ces effluents compte tenu des multiples sources de contaminants qui les constituent (eaux usées domestiques, eaux de ruissellement, eaux usées industrielles). En effet, pour un même effluent, la toxicité était parfois liée à la présence d'azote ammoniacal alors qu'à une autre période elle était liée à la présence de pesticides ou de métaux (Burgess *et al.*, 1995).

L'azote ammoniacal est probablement le composé toxique le plus commun des effluents municipaux identifié dans ces études (Burgess *et al.*, 1995; Environnement Canada, 1997; Fisher *et al.*, 1998; Bailey *et al.*, 1999).

Le chlore, lorsqu'il est présent, est presque toujours la cause première de la toxicité (Orr *et al.*, 1992; Burgess *et al.*, 1995; Asami *et al.*, 1996). L'absence de chloration des effluents au Québec peut expliquer les bons résultats généraux que nous avons obtenus en regard de la toxicité aiguë et chronique.

Les principaux métaux identifiés dans quelques-unes de ces études sont le cuivre, le plomb et le zinc (Burgess *et al.*, 1995; Environnement Canada, 1997).

Les composés organiques identifiés comme étant parfois responsables de la toxicité sont souvent ceux liés à l'industrie du textile, particulièrement les surfactants. Les techniques analytiques plus spécifiques utilisées dans ces études ont permis d'identifier entre autres les nonyl-octyl phénols éthoxylés et carboxylés qui sont parmi les plus recherchés pour leurs effets de perturbation du système endocrinien sur les organismes exposés. Ils sont effectivement généralement retrouvés dans les effluents municipaux et dans les effluents des industries du textile. Leur présence a été confirmée dans l'eau et dans les sédiments en aval de ces rejets (Purdom *et al.*, 1994; Jobling *et al.*, 1998; Servos, 1998; Sekela *et al.*, 1999).

Finalement, certains pesticides sont également identifiés de façon intermittente dans ces études. Dans deux études, le diazinon (Burkhard et Jenson, 1993), et le diazinon et le chlorfenvinphos (Bailey *et al.*, 1999) sont identifiés comme agents responsables de la toxicité. Par ailleurs, le diazinon et le chlorpyrifos sont aussi reconnus pour être présents dans les eaux traitées et non traitées (débordements) et pour l'additivité de leur toxicité (Jones-Lee et Lee, 1999).

4.4 Effets des conditions d'opération et de conception des stations d'épuration sur la toxicité

Dans cette section, une évaluation des effets suivants sur la toxicité mesurée est présentée sur la base des données obtenues durant l'étude :

- le type de procédé de traitement des eaux usées;
- les saisons;
- l'importance de la charge industrielle en DBO₅;
- la déphosphatation chimique.

Les effets du type de procédé de traitement et des saisons étant étroitement liés, ils sont analysés ensemble dans une même section.

4.4.1 Effets du type de procédé de traitement et des saisons

Le tableau 4.11 présente la toxicité aiguë maximale mesurée chez *D. magna* ou *O. mykiss* en fonction du type de traitement et des saisons. D'emblée, l'analyse des résultats indique que les étangs aérés sont le type de traitement dont la toxicité aiguë maximale est le plus souvent au-dessus de 1 UTa (6 résultats sur 9) et dont la récurrence survient le plus souvent en hiver (4 résultats sur 5) qu'en été (2 résultats sur 4).

TABEAU 4.11 : TOXICITÉ AIGUË MAXIMALE MESURÉE EN FONCTION DU TYPE DE TRAITEMENT ET DES SAISONS

Type de traitement	Station d'épuration	UTa maximale ⁽¹⁾ en fonction des saisons		Nombre de résultats ayant UTa > 1
		Hiver	Été	
Boues activées	Farnham	nl	nl	1/9 (11 %)
	La Prairie	nl	1,9	
	Magog	nl		
	CUO	nl	nl	
	Jonquière	nl	<1	
Biofiltration	Châteauguay	nl	1,5	1/4 (25 %)
	CUQ (station Est)	<1	nl	
Étangs aérés	Cookshire	3,2	2,9	6/9 (67 %)
	Saint-Joseph-de-Beauce	>1	1,4	
	Warwick	>1		
	Saint-Gédéon	>1	<1	
	Sawyerville	<1	<1	
Étangs non aérés	Martinville	nl ⁽²⁾	nl	0/2 (0 %)
Physico-chimique	CUM	nl	<1	1/4 (25 %)
	Longueuil	nl	3	
Nombre de résultats ayant UTa > 1		4/15 (27 %)	5/13 (38 %)	9/28 (32 %)

(1) : Unité de toxicité aiguë (UTa) la plus élevée parmi les 3 échantillons journaliers et les tests de toxicité aiguë réalisés.

(2) : Non léthal pour *D. magna*, résultats non valides pour *O. mykiss*.

nl : non léthal.

En effet, avec les échantillons prélevés en conditions d'opération hivernales, les seuls résultats de toxicité aiguë au-delà de 1 UTa proviennent des stations de type étangs aérés, avec 13 résultats sur 27 au-dessus de 1 UTa (voir tableau 3.2-H). La Truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) a été particulièrement sensible aux échantillons d'effluents provenant d'étangs aérés en hiver puisque 10 de ces 13 résultats supérieurs à 1 UTa sont notés chez cette espèce.

En conditions d'été, les effluents des étangs aérés se sont avérés moins toxiques qu'en hiver puisque le nombre de réponses supérieures à 1 UTa est de 4 résultats sur 23 (tableau 3.2-E). Dans ce cas-ci, il n'y a aucun résultat au-delà de 1 UTa chez *O. mykiss* vu que ces quatre résultats sont observés chez la daphnie *D. magna*. Cependant, un phénomène inverse est noté pour les stations appliquant un traitement par boues activées, biofiltration et physico-chimique car certains résultats au-delà de 1 UTa sont obtenus en été (3 résultats sur 24, 1 résultat sur 12 et 7 résultats sur 24 respectivement) comparativement à aucun en hiver.

La plus grande proportion de résultats supérieurs à 1 UTa en été est obtenue aux stations physico-chimiques. Toutefois, six des sept résultats supérieurs à 1 UTa proviennent d'échantillons prélevés à Longueuil durant l'été de 1998 (tableau 3.2-E). Un ouvrage rapporte que plusieurs études mettent en évidence des résultats supérieurs à 1 UTa pour de tels effluents de traitement primaire avec des tests de toxicité aiguë utilisant des poissons et des daphnies (UMA, 1993).

Aucun résultat au-delà de 1 UTa n'a été enregistré pour la station avec étangs non aérés durant les deux échantillonnages d'hiver et d'été. Il faut toutefois noter que les tests de toxicité avec la truite effectués avec l'effluent de la vidange printanière (conditions d'hiver) se sont révélés non valides.

Tout comme pour les résultats de toxicité aiguë, le tableau 4.12 présente la toxicité chronique maximale mesurée chez *S. capricornutum*, *P. promelas* ou *C. dubia* en fonction du type de traitement et des saisons. Les résultats révèlent que tous les types de procédés de traitement, sauf pour les étangs non aérés, ont démontré une toxicité chronique pour une des espèces. À l'examen de ces résultats, il ne semble pas y avoir de tendances significatives entre la toxicité chronique des effluents et les différents procédés, sauf peut-être pour les stations recourant au traitement physico-chimique. Les résultats obtenus aux deux stations qui appliquent ce type de traitement sont tous supérieurs à 2 UTc (4 résultats sur 4), lesquels sont les plus élevés, avec des valeurs toujours au-dessus de 10 UTc. Aucune tendance significative ne peut être mise en évidence en regard des saisons.

TABLEAU 4.12 : TOXICITÉ CHRONIQUE MAXIMALE MESURÉE EN FONCTION DU TYPE DE TRAITEMENT ET DES SAISONS

Type de traitement	Station d'épuration	UTc maximale ⁽¹⁾ en fonction des saisons		Nombre de résultats ayant UTc > 2
		Hiver	Été	
Boues activées	Farnham	4	1	6/9 (67 %)
	La Prairie	5,9	4	
	Magog	2		
	CUO	8	4	
	Jonquière	2	16	
Biofiltration	Châteauguay	2	2	2/4 (50 %)
	CUQ (station Est)	>17	4	
Étangs aérés	Cookshire	16	17	7/9 (78 %)
	Saint-Joseph-de-Beauce	17	16	
	Warwick	7,7		
	Saint-Gédéon	2	16	
	Sawyerville	2,2	2	
Étangs non aérés	Martinville	1	1	0/2 (0 %)
Physico-chimique	CUM	(>100)	33	4/4 (100 %)
	Longueuil	11	16	
UTc moyen : - avec la CUM		13,2	10,2	-
- sans la CUM		7,0	8,3	
Nombre de résultats ayant UTc > 2		10/15 (67 %)	9/13 (69 %)	19/28 (68 %)

(1) : Unité de toxicité chronique (UTc) la plus élevée parmi les tests de toxicité chronique réalisés.

Le lien entre la toxicité, le type de traitement et les saisons a aussi été évalué à l'aide de la toximesure de l'indice BEEP. Ces résultats, présentés au tableau 4.13, montrent que les effluents provenant d'étangs aérés et non aérés ont été près de 10 et 20 fois plus toxiques respectivement

(toximesures moyennes de 41,9 et de 72,4 UTA.uvb⁻¹) que ceux des stations qui appliquent un traitement physico-chimique, par biofiltration ou boues activées. De plus, une différence importante est notée en regard de l'effet des saisons sur les effluents d'étangs aérés et non aérés. La toximesure moyenne pour les étangs aérés a été plus du double en hiver qu'en été et celle mesurée pour la station d'étangs non aérés a montré une toximesure relativement élevée en hiver (72,4) et une toximesure nulle en été.

TABLEAU 4.13 : ÉVALUATION DE L'INFLUENCE DU TYPE DE TRAITEMENT ET DES SAISONS SUR LA TOXIMESURE

Type de traitement	Nombre de stations		Toximesure moyenne (UTA/uvb)		Min - Max (UTA/uvb)	
	Hiver	Été	Hiver	Été	Hiver	Été
Boues activées	5	4	3,4	3,0	0,0 - 15,8	0,3 - 6,8
Biofiltration	2	2	3,4	1,3	0,0 - 6,8	0,0 - 2,6
Étangs aérés	5	4	41,9	18,3	0,0 - 91,2	0,3 - 54,3
Étangs non aérés	1	1	72,4	0,0	72,4	0,0
Physico-chimique	2	2	4,6	3,2	1,4 - 7,8	3,1 - 3,4

L'ensemble des résultats des tests de toxicité suggère que les étangs aérés sont plus susceptibles de contenir des concentrations de contaminants suffisantes pour causer une toxicité durant la période hivernale, plus particulièrement des effets aigus chez *O. mykiss*. Par ailleurs, des réponses toxiques plus élevées semblent être observées aux stations physico-chimiques en été et aux étangs non aérés en hiver. Les stations qui appliquent un traitement par boues activées et biofiltration obtiennent dans l'ensemble les meilleurs résultats.

Afin de comprendre ces observations, les valeurs moyennes de certains paramètres physico-chimiques qui dépendent du type de traitement ou de l'activité biologique ont été calculées. Ces valeurs sont présentées au tableau 4.14 par type de traitement et par saisons. D'abord, les concentrations élevées d'azote ammoniacal dans les effluents d'étangs aérés en hiver tendent à confirmer les observations faites précédemment et le rôle de l'azote ammoniacal dans l'expression de la toxicité à ces stations (voir sections 4.2.1.1 et 4.3.1). En effet, la moyenne d'hiver est la plus élevée de tous les types de traitement, alors que la moyenne d'été est une des plus faibles. Par ailleurs, des concentrations relativement élevées d'azote ammoniacal sont également notées avec les effluents de stations qui procèdent à la biofiltration et ce, pour les deux saisons.

Les procédés de traitement sans équipement d'aération (étangs non aérés et physico-chimiques) sont ceux qui obtiennent les concentrations de sulfures les plus élevées, ce qui représente un bon indice de la présence de concentrations élevées de sulfure d'hydrogène (H₂S). Une concentration de sulfures totaux de 0,56 mg/L a été mesurée lors de la vidange printanière (conditions d'hiver) des étangs non aérés de Martinville. Des concentrations de sulfures totaux relativement élevées ont aussi été mesurées dans les échantillons d'effluents prélevés en été aux deux stations avec procédé d'épuration physico-chimiques (moyenne de 0,19 mg/L).

TABLEAU 4.14 : VALEURS MOYENNES DE CERTAINS PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES GÉNÉRIQUES SELON LE TYPE DE TRAITEMENT ET LES SAISONS

Type de traitement	NH ₃ -NH ₄ ⁺ (mg/L-N)		DBO ₅ (mg/L)		DCO (mg/L)		Sulfures totaux (mg/L)	
	Hiver	Été	Hiver	Été	Hiver	Été	Hiver	Été
Boues activées	2,8	7,9	*	2,5	*	32,3	0,05	0,01
Biofiltration	10,0	9,2	30	5	85	49	0,03	0,05
Étangs aérés	13,8	4,5	14,4	4,5	78,2	59,5	<	0,04
Étangs non aérés	3,7	<	23	18	47	130	0,56	0,09
Physico-chimique	8,2	7,6	*	30,3	*	104,5	0,05	0,19

* : Trop de résultats rejetés pour permettre le calcul d'une moyenne représentative.

< : Tous les résultats de la moyenne sont inférieurs à la limite de détection.

Les concentrations d'azote ammoniacal et de sulfures dans les étangs non aérés au Québec avec vidange en continu durant l'hiver⁸ dépassent souvent 10 mg/L et 2 mg/L respectivement à la fin de l'hiver. Une étude ontarienne montre des résultats similaires (Beak et Canviro, 1990). Également, les données de 1993 à 1995 du suivi des étangs non aérés qui vidangent de façon périodique montrent des valeurs élevées en azote ammoniacal, mais rarement au-dessus de 10 mg/L lors des vidanges de printemps (MEF et MAM, 1996). Dans le cas de Martinville, les concentrations d'azote ammoniacal ont été plus faibles que celles observées habituellement aux stations avec étangs non aérés. La présence de H₂S pourrait donc expliquer, en partie tout au moins, la toximesure élevée obtenue à cette station en hiver.

Dans les stations avec procédé d'épuration physico-chimique, les concentrations de sulfures sont plus élevées en été en raison des températures plus élevées des eaux usées. De plus, dans les réseaux d'égouts de la CUM et de Longueuil, les temps de parcours des eaux usées sont particulièrement longs, ce qui favorise la production du sulfure d'hydrogène. Ces résultats et ces éléments de conception pour ces deux stations pourraient donc expliquer une partie de la toxicité mesurée en été. Les stations avec procédé physico-chimiques ont également obtenu des moyennes relativement élevées pour la DBO₅ et la DCO, ce qui s'explique par l'absence d'un traitement biologique pour ce type de procédé.

Plusieurs études corroborent les observations faites ici. Dans une étude ontarienne (Orr *et al.*, 1992), bien qu'aucune différence significative n'ait été notée entre les stations d'épuration de type boues activées (avec et sans filtration tertiaire) et de type étangs non aérés avec rejet en continu, il y a eu tout de même moins de réponses toxiques chez *O. mykiss* avec les boues activées. Par ailleurs, les résultats obtenus avec les effluents prélevés en hiver dans les étangs non aérés ont été plus toxiques pour *O. mykiss* (toxicité aiguë) et pour *C. dubia* (toxicité chronique) que les effluents prélevés en été. Selon les auteurs, ceci pouvait s'expliquer par des concentrations plus élevées d'azote ammoniacal et de sulfures dans les effluents des étangs non aérés avec rejet en continu l'hiver.

⁸ Il y a au Québec encore huit stations municipales avec étangs non aérés qui effectuent le rejet en continu plutôt que la vidange périodique.

Dans une autre étude (Canviro Consultants, 1989), il a été observé que les stations d'épuration secondaires de type boues activées étaient plus performantes pour enlever certains métaux et substances organiques que les stations primaires. L'analyse de l'ensemble des résultats de la présente étude indique que la qualité des effluents des stations de types boues activées et biofiltration est généralement meilleure.

Enfin, certaines autres observations liées au type de traitement ou aux saisons sont à mentionner. D'abord, l'ajout de chlore avant la filtration tertiaire à la station de Magog ne semble pas avoir contribué de façon significative à l'expression de la toxicité. En effet, sur l'ensemble des tests de toxicité (aiguë, chronique et indice BEEP) réalisés à cette station, peu d'effets toxiques ont été observés chez les organismes testés. Cependant, cette station est la seule à effectuer une filtration tertiaire, ce qui a probablement contribué à l'obtention de bons résultats.

Bien qu'il ne soit pas possible de conclure sur l'efficacité des stations avec procédés physico-chimiques pour l'enlèvement des surfactants, c'est ce type de traitement qui a obtenu les concentrations les plus élevées de surfactants, avec des valeurs toujours de l'ordre de 2 mg/L de surfactants anioniques et de 1 mg/L de surfactants non ioniques dans le cas de la CUM et toujours supérieures à ces valeurs dans le cas de Longueuil (voir tableau 3.10). À l'exception des stations de Cookshire et Farnham en hiver, les concentrations de surfactants dans les autres stations sont toujours bien inférieures à celles mesurées dans les stations qui appliquent un traitement physico-chimique.

Il ne semble pas y avoir de variation saisonnière avec les résultats des analyses physico-chimiques, sauf pour quelques substances. En fait, les concentrations mesurées pour la majorité des paramètres varient significativement d'une journée d'échantillonnage à l'autre, mais ne montrent pas une variation plus prononcée d'une saison à l'autre. Les seules variations saisonnières significatives sont obtenues avec les substances qui dépendent de l'activité biologique lors du traitement des eaux usées, tels l'azote ammoniacal et le sulfure d'hydrogène (voir discussion ci-dessus et tableau 4.14), et avec les substances utilisées de façon saisonnière. C'est le cas des chlorures utilisés dans les fondants pour le déglacage des routes (chlorure de sodium et chlorure de calcium). Les concentrations de chlorures présentées aux tableaux 3.6-H et 3.6-E indiquent une augmentation importante en hiver, de l'ordre de 75 % plus élevées qu'en été en moyenne pour l'ensemble des stations. L'augmentation est encore plus significative aux stations qui desservent des municipalités ayant des réseaux d'égouts unitaires et où les sels de déglacage sont utilisés en grandes quantités (CUO, CUQ, CUM, etc.). Enfin, bien que nos résultats ne puissent appuyer cette affirmation, une variation saisonnière avec les pesticides est présumée.

En résumé, il semble qu'en hiver les stations avec étangs aérés présentent un potentiel de toxicité plus élevé comparativement aux autres types de traitement. La raison serait notamment des concentrations d'azote ammoniacal plus élevées en eau froide dues probablement à la baisse de l'activité des bactéries nitrifiantes. Les procédés sans équipement d'aération (étangs non aérés et traitement physico-chimique) pourraient pour leur part présenter un potentiel toxique plus élevé certaines périodes de l'année (durant la vidange de printemps pour les étangs non aérés et durant l'été pour les stations avec procédé physico-chimique) en raison de la production biologique de

sulfure d'hydrogène en conditions anaérobies. L'analyse de l'ensemble des résultats de la présente étude indique que les effluents des stations d'épuration par boues activées et biofiltration sont généralement de meilleure qualité. Finalement, une variation saisonnière est notée pour certaines substances, soit celles qui dépendent de l'activité biologique lors du traitement des eaux usées, tels l'azote ammoniacal et le sulfure d'hydrogène, et celles dont l'utilisation est saisonnière, tels les chlorures utilisés dans les fondants pour le déglacage des routes.

4.4.2 Effets de la présence d'industries sur le réseau d'égouts

L'analyse de l'impact du type de traitement et des saisons sur la toxicité des effluents doit être complétée à la lumière de ce que représente la charge industrielle en DBO₅ liée à chacune des stations. Les données étant partielles, il est difficile de tirer des conclusions claires. Cet exercice permet néanmoins de noter si les stations dont les charges industrielles en DBO₅ sont peu ou pas importantes présentent des différences notables de la toxicité.

Le tableau 4.15 montre que toutes saisons confondues, 50 % des résultats (6 résultats sur 12) de toxicité maximale aiguë sont supérieurs à 1 UTa pour les stations avec fort apport industriel, par rapport à 19 % (3 résultats sur 16) pour les stations avec faible apport.

Par ailleurs, les résultats de toxicité aiguë (tableaux 3.2-H et 3.2-E) indiquent que les seuls effluents qui se sont avérés toxiques (pourcentage de mortalité significatif chez *O. mykiss* ou *D. magna* pour les trois échantillons journaliers), hiver comme été, proviennent de deux stations ayant une forte charge industrielle (Cookshire et Saint-Joseph-de-Beauce). L'effluent de la station de Warwick, qui reçoit aussi une forte charge industrielle, s'est également avéré exercer une toxicité aiguë en conditions hivernales, mais n'a pas été caractérisé en conditions estivales.

TABLEAU 4.15 : TOXICITÉ AIGUË MAXIMALE MESURÉE EN FONCTION DE LA CHARGE INDUSTRIELLE EN DBO₅

Type de traitement	Station d'épuration	UTa maximale ⁽¹⁾ en fonction de l'apport industriel en DBO ₅	
		Fort apport (hiver - été)	Faible apport (hiver - été)
Boues activées	Farnham	nl - nl	
	La Prairie	nl - 1,9	
	Magog	nl	
	CUO		nl - nl
	Jonquière		nl - <1
Biofiltration	Châteauguay		nl - 1,5
	CUQ (station Est)		<1 - nl
Étangs aérés	Cookshire	3,2 - 2,9	
	Saint-Joseph-de-Beauce	>1 - 1,4	
	Warwick	>1	
	Saint-Gédéon		>1 - <1
	Sawyerville		<1 - <1
Étangs non aérés	Martinville		nl ⁽²⁾ - nl
Physico-chimique	CUM	nl - <1	
	Longueuil		nl - 3
Nombre de résultats ayant UTa > 1		6/12 (50 %)	3/16 (19 %)

(1) : Unité de toxicité aiguë (UTa) la plus élevée parmi les 3 échantillons journaliers et les tests de toxicité aiguë réalisés.

(2): Non létal pour *D. magna*, résultats non valides pour *O. mykiss*.

nl : non létal.

Les résultats de toxicité chronique maximale (tableau 4.16) montrent que 83 % des résultats supérieurs à 2 UTc (10 résultats sur 12) sont associés à un fort apport industriel tandis que cette incidence chute à 56 % (9 résultats sur 16) pour les stations ayant une faible charge industrielle en DBO₅. Les UTc moyens sont aussi plus faibles pour ces dernières stations. Sur les huit stations ayant un faible apport industriel, trois présentent une toxicité chronique maximale de plus de 2 UTc pour les deux saisons : une station d'épuration par boues activées (CUO) avec 8 et 4 UTc, une station par biofiltration (CUQ) avec >17 et 4 UTc et une station avec traitement physico-chimique (Longueuil) avec 11 et 16 UTc (voir tableau 4.16). Toutefois, il faut noter que ces trois stations comptent un nombre assez important d'industries sur le réseau d'égouts, même si les charges industrielles en DBO₅ sont faibles en proportion. Les effluents des autres stations qui comptent peu d'industries raccordées au réseau d'égouts (Jonquière, Châteauguay, Sawyerville, Saint-Gédéon et Martinville), présentent tous une toxicité chronique de 2,2 UTc ou moins, à l'exception des échantillons recueillis en été aux stations de Jonquière et Saint-Gédéon, pour lesquels des résultats de 16 UTc ont été obtenus.

TABLEAU 4.16 : TOXICITÉ CHRONIQUE MAXIMALE MESURÉE EN FONCTION DE LA CHARGE INDUSTRIELLE EN DBO₅

Type de traitement	Station d'épuration	UTc maximale ⁽¹⁾ en fonction de l'apport industriel en DBO ₅	
		Fort apport (hiver - été)	Faible apport (hiver - été)
Boues activées	Farnham	4 - 1	
	La Prairie	5,9 - 4	
	Magog	2	
	CUO		8 - 4
	Jonquière		2 - 16
Biofiltration	Châteauguay		2 - 2
	CUQ (station Est)		>17 - 4
Étangs aérés	Cookshire	16 - 17	
	Saint-Joseph-de-Beauce	17 - 16	
	Warwick	7,7	
	Saint-Gédéon		2 - 16
	Sawyerville		2,2 - 2
Étangs non aérés	Martinville		1 - 1
Physico-chimique	CUM	(>100) - 33	
	Longueuil		11 - 16
UTc moyen :			
- avec la CUM		18,6	6,6
- sans la CUM		9,1	
Nombre de résultats ayant UTc > 2		10/12 (83 %)	9/16 (56 %)

(1) : Unité de toxicité chronique (UTc) la plus élevée parmi les tests de toxicité chronique réalisés.

Dans le cas de Longueuil, l'apport industriel a probablement augmenté depuis la conception de la station et semble plus important que prévu, quoique aucune donnée ne permette de vérifier cette hypothèse. La toxicité aiguë et les concentrations élevées de surfactants (15 mg/L de surfactants anioniques et 4 mg/L de surfactants non ioniques, en moyenne) mesurées durant la campagne d'été 1998 peuvent difficilement s'expliquer autrement que par une charge industrielle importante.

L'influence de la charge industrielle en DBO₅ sur le potentiel toxique des effluents municipaux a aussi été évaluée en utilisant la toximesure comme indice de (géo)toxicité. La toximesure moyenne calculée pour les stations recevant une charge industrielle importante est supérieure à celle obtenue pour celles associées à une faible charge industrielle en DBO₅ (tableau 4.17). Il est intéressant de constater également que les stations à fort apport industriel n'ont obtenu aucune toximesure nulle (la réponse la plus faible est de 0,2 UTa.uvb⁻¹ à La Prairie en hiver) alors qu'il y a 5 toximesures nulles sur les 16 mesures obtenues aux stations avec faible apport industriel.

TABLEAU 4.17 : ÉVALUATION DE L'INFLUENCE DE LA CHARGE INDUSTRIELLE EN DBO₅ SUR LA TOXIMESURE

Charge industrielle	Nombre de mesures	Toximesure moyenne (UTA/uvb)	Min - Max (UTA/uvb)
Faible	16	11,0	0,0 – 81,5
Importante	12	15,1	0,2 – 91,2

L'ensemble des résultats obtenus avec les tests de toxicité suggèrent que la charge industrielle en DBO₅ peut contribuer significativement au potentiel toxique des effluents municipaux. En ce qui concerne les étangs aérés, les trois stations classées comme ayant un fort apport industriel en DBO₅ ont toutes des résultats de toxicité chronique maximale supérieurs à 7,7 UTc et des résultats de toxicité aiguë maximale supérieurs à 1 UTA, alors qu'une seule des stations classées comme ayant un faible apport industriel affiche un résultat supérieur à 2,2 UTc et un résultat supérieur à 1 UTA. Il semble donc que l'apport industriel en DBO₅ ait eu une influence plus importante que le type de traitement sur les tests de toxicité utilisés.

Ces résultats confirment ceux obtenus par Orr *et al.* (1992), lesquels ont montré que les effluents associés à une charge industrielle importante ont été plus toxiques pour *O. mykiss*⁹ (toxicité aiguë) et *C. dubia* (toxicité chronique) que les effluents associés à une faible charge industrielle.

Certains résultats d'analyses physico-chimiques ont été traités en fonction de la charge industrielle en DBO₅. Les moyennes obtenues sont reproduites au tableau 4.18.

L'analyse des données de ce tableau montre que des valeurs plus élevées de DBO₅, DCO et huiles et graisses minérales sont obtenues lorsqu'il y a apport industriel important. La valeur moyenne de la DCO est particulièrement élevée, ce qui veut dire que des quantités importantes de substances organiques se retrouvent dans l'effluent de ces stations. Dans le cas des huiles et graisses minérales, la valeur élevée de la moyenne avec charge industrielle importante s'explique par les résultats de la seule station de Cookshire où des concentrations de 16 à 17 mg/L ont été mesurées en hiver.

En ce qui concerne les métaux, l'apport industriel ne semble pas avoir une influence marquée. Les valeurs moyennes les plus élevées se trouvent tout de même le plus souvent du côté des charges industrielles importantes en DBO₅, sauf pour l'aluminium qui est plutôt influencé par la déphosphatation (voir section 4.4.3). Mis à part les données relatives aux échantillons d'effluent recueillis à la station de Longueuil au cours de l'été 1998 qui ont peut-être été influencés par un phénomène particulier (probablement un rejet industriel important), les concentrations de surfactants sont similaires, quoique légèrement plus élevées du côté des charges industrielles importantes.

⁹ Dans le cas de la truite, cette tendance s'est toutefois avérée statistiquement non significative.

TABLEAU 4.18 : VALEURS MOYENNES DE CERTAINS PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES SELON LA CHARGE INDUSTRIELLE EN DBO₅

Paramètre	Charge industrielle en DBO ₅	
	Faible	Importante
NH ₃ -NH ₄ ⁺ (mg/L-N)	6,9	8,0
DBO ₅ (mg/L)	12	16
DCO (mg/L)	56	86
Huiles et graisses minérales (mg/L)	0,18	1,42
Aluminium (mg/L)	0,53	0,34
Argent (mg/L)	0,0011	0,0012
Chrome (mg/L)	0,009	0,011
Cuivre (mg/L)	0,015	0,020
Plomb (mg/L)	0,0006	0,0005
Zinc (mg/L)	0,021	0,050
Surfactants non ionique (mg/L)	0,81	0,98
Surfactants anioniques (mg/L)	2,36 ⁽²⁾	1,05
BPC totaux (ng/L)	4,75	8,92
HAP totaux (ng/L)	739	478
Dioxines et furanes chlorés (pg/L) ⁽¹⁾	0,122	0,524 ⁽³⁾

(1) : Exprimées en 2,3,7,8-TCDD équivalent.

(2) : En éliminant le résultat particulièrement élevé obtenu à Longueuil en 1998 (15 mg/L), la valeur devient 0,79 mg/L.

(3) : En éliminant le résultat particulièrement élevé obtenu à Cookshire en 1999 (2,6 pg/L), la valeur devient 0,104 pg/L.

Les concentrations de BPC totaux et de dioxines et furanes chlorés sont également plus élevées de côté des charges industrielles importantes. Ces résultats sont influencés par les concentrations particulièrement élevées de BPC et de dioxines et furanes chlorés notées à l'effluent de la station de Cookshire où une partie très importante des eaux usées proviennent d'une industrie textile.

Finalement, les concentrations de HAP totaux sont un peu plus élevées du côté des charges industrielles faibles. Toutefois, l'urbanisation semble jouer un rôle plus important que la charge industrielle dans ce cas-ci. En effet, les résultats présentés au tableau 3.12 montrent qu'aux stations de la CUM, de Longueuil et de la CUQ (station Est), qui desservent des bassins unitaires très urbanisés, les concentrations de HAP totaux varient de 991 à 2731 ng/L, alors que partout ailleurs les moyennes sont inférieures à 250 ng/L.

En résumé, la charge industrielle en DBO₅ ferait augmenter de façon importante le potentiel toxique des eaux usées municipales et semble être un facteur déterminant du potentiel toxique des effluents municipaux, même si ceux-ci peuvent être toxiques sans apport industriel important.

4.4.3 Effets de la déphosphatation chimique

L'influence de la déphosphatation chimique sur la toxicité mesurée est analysée en fonction de la toxicité aiguë maximale (tableau 4.19), de la toxicité chronique maximale (tableau 4.20) et de la toximesure (tableau 4.21). D'emblée, l'ensemble des résultats semble indiquer que les stations sans déphosphatation sont légèrement plus toxiques que les stations qui procèdent à la déphosphatation. Toutefois, cette tendance est probablement plus influencée par d'autres facteurs que par la déphosphatation. En effet, en éliminant seulement les résultats des trois stations avec étangs aérés à fort apport industriel caractérisées en hiver (Cookshire, Saint-Joseph-de-Beauce et Warwick), la tendance devient non significative au niveau des UTa et UTc maximales et elle est même inversée avec les toximesures moyennes. Cet exemple montre que l'apport industriel et la présence d'azote ammoniacal à des concentrations plus élevées en hiver dans les étangs aérés ont possiblement plus d'influence sur la toxicité mesurée que la déphosphatation chimique.

TABLEAU 4.19 : TOXICITÉ AIGUË MAXIMALE MESURÉE EN FONCTION DE LA DÉPHOSPHATATION

Type de traitement	Station d'épuration	UTa maximale ⁽¹⁾ en fonction de la déphosphatation	
		Avec déphosphatation	Sans déphosphatation
Boues activées	Farnham	nl	nl
	La Prairie		nl - 1,9
	Magog	nl	
	CUO	nl - nl	
	Jonquière		nl - <1
Biofiltration	Châteauguay	1,5	nl
	CUQ (station Est)		<1 - nl
Étangs aérés	Cookshire		3,2 - 2,9
	Saint-Joseph-de-Beauce	1,4	>1
	Warwick		>1
	Saint-Gédéon		>1 - <1
	Sawyerville	<1	<1
Étangs non aérés	Martinville	nl ⁽²⁾	nl
Physico-chimique	CUM	nl - <1	
	Longueuil	nl - 3	
Nombre de résultats ayant UTa > 1		3/12 (25 %)	6/16 (38 %)

(1) : Unité de toxicité aiguë (UTa) la plus élevée parmi les 3 échantillons journaliers et les tests de toxicité aiguë réalisés.

(2): Non léthal pour *D. magna*, résultats non valides pour *O. mykiss*.

nl : non léthal.

TABLEAU 4.20 : TOXICITÉ CHRONIQUE MAXIMALE MESURÉE EN FONCTION DE LA DÉPHOSPHATATION

Type de traitement	Station d'épuration	UTc maximale ⁽¹⁾ en fonction de la déphosphatation	
		Avec déphosphatation	Sans déphosphatation
Boues activées	Farnham	1	4
	La Prairie		5,9 - 4
	Magog	2	
	CUO	8 - 4	
	Jonquière		2 - 16
Biofiltration	Châteauguay	2	2
	CUQ (station Est)		>17 - 4
Étangs aérés	Cookshire		16 - 17
	Saint-Joseph-de-Beauce	16	17
	Warwick		7,7
	Saint-Gédéon		2 - 16
	Sawyerville	2	2,2
Étangs non aérés	Martinville	1	1
Physico-chimique	CUM	(>100) - 33	
	Longueuil	11 - 16	
UTc moyen : - avec la CUM		16,3	8,4
- sans la CUM		6,3	
Nombre de résultats ayant UTc > 2		7/12 (58 %)	12/16 (75 %)

(1) : Unité de toxicité chronique (UTc) la plus élevée parmi les tests de toxicité chronique réalisés.

TABLEAU 4.21 : ÉVALUATION DE L'INFLUENCE DE LA DÉPHOSPHATATION SUR LA TOXIMESURE

Déphosphatation	Nombre de mesures	Toximesure moyenne (UTA/uvb)	Min - Max (UTA/uvb)
Avec déphosphatation	12	12,9	0,0 – 72,4
Sans déphosphatation	16	15,9	0,2 – 91,2

Le tableau 4.22 présente les valeurs moyennes pour le phosphore total, les MES et les principaux métaux détectés pour les cinq stations qui ont eu recours à la déphosphatation saisonnière durant les deux campagnes de caractérisation. Dans tous les cas, le réactif utilisé était l'alun. Ce tableau permet d'apprécier l'effet de la déphosphatation, en supposant que l'effet des saisons est négligeable.

TABLEAU 4.22 : EFFET DE LA DÉPHOSPHATATION SAISONNIÈRE : VARIATION DE LA CONCENTRATION DE CERTAINS PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES ET MÉTAUX AVEC ET SANS DÉPHOSPHATATION

Station	Concentrations moyennes (mg/L) avec et sans déphosphatation à l'alun ⁽¹⁾ et variation (%) ⁽²⁾																				
	Phosphore total			MES			Aluminium			Fer			Cuivre			Chrome			Zinc		
	Sans	Avec	Var.	Sans	Avec	Var.	Sans	Avec	Var.	Sans	Avec	Var.	Sans	Avec	Var.	Sans	Avec	Var.	Sans	Avec	Var.
Farnham	*	0,2	—	11	10	- 9 %	0,78	0,690	- 12 %	1,26	0,343	- 73 %	0,048	0,016	- 67 %	(0,016)	0,0013	-108%	0,04	0,024	- 40 %
Châteauguay	*	0,66	—	11	10	- 9 %	0,06	0,587	+878%	1,30	0,250	- 81 %	0,040	0,014	- 65 %	(0,017)	0,0023	-114%	0,07	0,013	- 81 %
St-J.-de-Beauce	1,6	0,72	- 55 %	19	37	+ 95 %	<	0,057	—	1,23	0,497	- 60 %	0,012	0,010	- 17 %	0,002	0,004	+100%	<	<	—
Sawyerville	1,5	0,43	- 71 %	4	3,6	- 10 %	<	<	—	0,47	<	—	0,028	0,002	- 93 %	<	0,0142	—	0,02	<	—
Martinville	0,86	1,2	+ 40 %	46	18	- 61 %	0,040	0,253	+533%	0,40	0,193	- 52 %	<	0,003	—	0,022	0,001	- 95 %	<	0,003	—

* : résultat rejeté

< : résultat inférieur à la limite de détection

() : résultat à utiliser avec prudence (contrôle de la qualité)

(1) : Déphosphatation estivale pour toutes les stations, sauf Martinville où la déphosphatation a lieu lors de la vidange du printemps (conditions d'hiver).

(2) : Variation négative indique une diminution de la concentration moyenne lors de la déphosphatation.

L'examen des données du tableau 4.22 montre une variation négative pour 80 % des résultats (20 résultats sur 25) de variation des concentrations moyennes lors d'épisode de déphosphatation saisonnière. Ceci suggère que la déphosphatation semble avoir un effet bénéfique, particulièrement sur les concentrations de fer, de cuivre, de chrome et de zinc, en plus du phosphore. Curieusement, la déphosphatation semble avoir eu peu d'effet sur les MES. Finalement, dans le cas des stations de Châteauguay et de Martinville, la déphosphatation à l'alun (sulfate d'aluminium) semble avoir fait grimper significativement les concentrations d'aluminium dans l'effluent.

La station de la CUM, qui recourt à la déphosphatation à l'année, a changé de réactif entre les périodes d'échantillonnage de l'hiver 1996 et des étés 1998 et 1999, passant du chlorure ferrique à l'alun. Ce changement semble avoir fait augmenter les concentrations d'aluminium à l'effluent, qui ont passé de 0,140 à 0,867 mg/L, mais diminuer les concentrations de fer de 1,750 à 0,250 mg/L (voir tableau 4.23). Il faut préciser que durant la période 1995-1997, la CUM a mesuré à l'affluent de la station des concentrations d'environ 1,5 mg/L pour chacun de ces deux paramètres (Deschamps *et al.*, 1998; Purenne, 1998). Le métal utilisé comme coagulant semble donc se retrouver à l'effluent à des concentrations du même ordre de grandeur que celles présentes dans l'affluent, mais semble avoir un effet bénéfique sur l'autre métal. De plus, pour les années 1995, 1996 et 1997, la CUM a mesuré une augmentation de la concentration de fer à l'effluent de 37 %, 5 % et 19 % respectivement comparativement à la concentration à l'affluent lorsque la déphosphatation était réalisée avec le chlorure ferrique (Deschamps *et al.*, 1998; Purenne, 1998).

TABLEAU 4.23 : CONCENTRATIONS MOYENNES D'ALUMINIUM ET DE FER MESURÉES À L'EFFLUENT DE LA CUM LORS D'ÉPISODES DE DÉPHOSPHATATION AU CHLORURE FERRIQUE ET À L'ALUN

Station	Réactif au fer (hiver 96)		Réactif à l'aluminium (étés 98 et 99)	
	Aluminium (mg/L)	Fer (mg/L)	Aluminium (mg/L)	Fer (mg/L)
CUM	0,140	1,750	0,867	0,250

La même observation peut être faite en comparant la moyenne de toutes les concentrations d'aluminium et de fer qui ont été obtenues aux stations qui n'effectuaient pas la déphosphatation par rapport aux concentrations moyennes pour les stations qui ont effectué la déphosphatation à l'alun ou au fer (chlorure ou sulfate de fer). Le tableau 4.24 montre que la concentration d'aluminium augmente de 350 %, passant de 0,18 à 0,81 mg/L, pour l'ensemble des stations utilisant l'alun pour la déphosphatation comparativement aux stations n'ayant fait aucune déphosphatation. Pour ces même stations, il y a eu un effet bénéfique sur la concentration moyenne totale de fer puisque la valeur a chuté de 0,55 à 0,37 mg/L. Dans le cas des stations qui utilisaient le fer pour la déphosphatation, il y a également une augmentation de la concentration du métal utilisé comme coagulant, de l'ordre de 200 %, passant de 0,55 à 1,71 mg/L de fer.

Toutefois, il n'y a pas eu d'effet bénéfique observable sur la concentration d'aluminium, en raison notamment d'une concentration très élevée d'aluminium mesurée à la CUO au cours de la caractérisation effectuée en hiver qui fait augmenter la moyenne.

TABLEAU 4.24 : CONCENTRATIONS MOYENNES D'ALUMINIUM ET DE FER MESURÉES AUX EFFLUENTS DES STATIONS EN FONCTION DE LA DÉPHOSPHATATION

Station (saisons confondues)	Concentrations moyennes (mg/L)	
	Aluminium	Fer
Stations n'ayant fait aucune déphosphatation	0,18	0,55
Stations ayant fait la déphosphatation à l'aluminium	0,81	0,37
Stations ayant fait la déphosphatation au fer	1,42	1,71

En résumé, en plus de l'enlèvement du phosphore, la déphosphatation chimique semble avoir un effet bénéfique sur l'enlèvement des métaux. Par contre, elle semble entraîner une augmentation de la concentration du métal utilisé comme coagulant. Enfin, il est possible que la déphosphatation chimique ait également un effet bénéfique sur le potentiel toxique des effluents municipaux. Cependant, sur la base de l'analyse faite ici, il est impossible de l'affirmer en toute certitude puisque les résultats de toxicité obtenus semblent beaucoup plus influencés par le type de traitement, les saisons et la charge industrielle que par la déphosphatation chimique.

5 DISCUSSION, CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

OBJECTIFS ET LIMITES D'INTERPRÉTATION DE L'ÉTUDE

L'objectif de l'étude était d'obtenir un portrait global et représentatif du potentiel toxique des rejets des stations d'épuration municipales, c'est-à-dire évaluer la toxicité des effluents non dilués sans tenir compte des particularités des milieux récepteurs ou de la charge rejetée. L'approche utilisée permet de comparer les effluents municipaux sur une base commune de façon à :

- évaluer la toxicité (aiguë et chronique) des rejets d'eaux usées traitées des stations d'épuration municipales à l'effluent (en bout de tuyau);
- mettre en évidence les substances susceptibles d'être à l'origine de la toxicité mesurée;
- identifier les causes communes de la toxicité et l'effet de certains facteurs pouvant influencer la toxicité à l'effluent.

Cette approche ne permet toutefois pas de faire un lien de cause à effet entre la toxicité mesurée et les effets potentiels sur le milieu. En effet, la toxicité de divers contaminants peut être modifiée en raison de certaines caractéristiques environnementales du milieu récepteur telles que la dureté, le pH, la température, la présence d'autres substances, la dégradation de produits parents en produits plus ou moins toxiques, la santé des populations présentes, etc. Pour évaluer l'impact appréhendé d'un effluent sur son milieu récepteur, il faut considérer, en plus des concentrations, les charges rejetées ainsi que les caractéristiques physiques (débit, hydrodynamisme, zones de déposition) et chimiques du milieu récepteur spécifique.

L'étude s'est limitée à l'aspect toxicité des effluents sans tenir compte des autres impacts possibles occasionnés par le rejet d'eaux usées municipales dans un cours d'eau. Les impacts physiques des effluents et des eaux de débordement¹⁰ sur les habitats ainsi que les impacts thermiques, esthétiques et microbiologiques n'ont pas été évalués. L'aspect toxique des eaux de débordement n'a pas non plus été abordé.

Finalement, le faible échantillonnage ne permet pas de faire un traitement statistique des résultats et de caractériser la variabilité reconnue des eaux usées municipales.

¹⁰ Par débordement, il est entendu ici les volumes d'eaux usées excédentaires rejetés dans le milieu récepteur sans traitement par les ouvrages de surverses lors d'épisodes de pluies ou de fonte printanière.

APPROCHE EXPÉRIMENTALE ET OUTILS D'ÉVALUATION DU POTENTIEL TOXIQUE

Les quinze stations d'épuration municipales sélectionnées sont représentatives des principaux procédés de traitement utilisés au Québec. Elles ont été caractérisées sur une période s'échelonnant de 1996 à 1999, au cours de deux saisons pour la plupart, soit en hiver et en été. Durant les échantillonnages, toutes les stations ont fonctionné normalement et ont dans l'ensemble respecté les exigences de rejet (DBO_5 , MES et P_t) pour lesquelles elles ont été conçues.

L'échantillonnage s'est déroulé sur trois jours non consécutifs à chaque saison. En tout, sept tests de toxicité ont été réalisés et jusqu'à 26 paramètres physico-chimiques génériques, 19 métaux et 8 familles de substances organiques chlorées et non chlorées ont été analysés dans les échantillons recueillis. Bien qu'il puisse y avoir un biais dans la comparaison des résultats pour certaines substances en raison des modifications qui ont été apportées au profil analytique au cours du projet, le protocole expérimental utilisé permet d'obtenir un portrait représentatif de la qualité et de la toxicité potentielle des eaux usées municipales et ce, en conditions normales d'opération des stations.

L'approche d'évaluation du potentiel toxique adoptée comporte trois outils d'évaluation complémentaires : l'étude de l'amplitude des dépassements des critères de qualité de l'eau pour les substances chimiques analysées; l'étude de l'amplitude des dépassements des critères de toxicité globale pour les tests de toxicité; puis l'étude de la compilation des toximésures, l'une des composantes de l'indice BEEP. Cette approche permet de faire ressortir les substances propres aux eaux usées des stations d'épuration municipales ainsi que la toxicité des effluents et les substances susceptibles d'en être responsables. Elle permet aussi de juger de l'importance du type de procédé de traitement, de l'effet de la charge industrielle, de la présence d'un procédé de déphosphatation chimique ou de l'efficacité des traitements en fonction des saisons.

RÉSULTATS DES ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES ET POTENTIEL TOXIQUE SELON L'AMPLITUDE DES DÉPASSEMENTS DES CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'EAU POUR LES SUBSTANCES ANALYSÉES

L'un des premiers constats qui s'impose à l'examen des résultats analytiques est la variabilité de la qualité des eaux usées municipales. Les réponses toxiques et les concentrations mesurées pour plusieurs substances varient significativement d'une journée d'échantillonnage à l'autre. Une variation saisonnière a également été observée pour certaines substances, dont celles qui dépendent de l'activité biologique lors du traitement des eaux usées, tels l'azote ammoniacal et le sulfure d'hydrogène, ou dont l'utilisation est saisonnière, tels les chlorures utilisés dans les fondants pour le déglacement des routes.

Les substances les plus fréquemment détectées dans les échantillons prélevés aux 15 stations sont présentées au tableau 5.1. Comme elles ont été détectées dans plus de 85 % des échantillons analysés, ces résultats suggèrent que ces substances sont susceptibles de se retrouver dans les eaux usées de plusieurs stations au Québec.

Bien que ces substances soient pratiquement omniprésentes dans les eaux usées des 15 stations, elles ne se retrouvent pas nécessairement dans l'effluent en concentrations jugées toxiques ou nuisibles. Plusieurs ne présentent aucun dépassement des critères de qualité de l'eau (sulfates, baryum, bore et herbicides) ou présentent quelques dépassements ponctuels de faible amplitude (chlorures, fluorures, fer et HAP).

TABLEAU 5.1 : SUBSTANCES AYANT ÉTÉ DÉTECTÉES DANS PLUS DE 85 % DES ÉCHANTILLONS ANALYSÉS

Éléments nutritifs	Ions majeurs	Métaux	Substances organiques
Azote ammoniacal Nitrites et nitrates Phosphore	Chlorures Fluorures Sulfates	Aluminium Arsenic Baryum Bore Chrome Cuivre Fer Mercure ⁽¹⁾	BPC Dioxines et furanes chlorés Herbicides ⁽²⁾ HAP Surfactants anioniques

- (1) : Fréquence supérieure à 85 % avec les échantillons prélevés en 98-99 uniquement en raison de l'utilisation d'une méthode ayant une meilleure limite de détection.
- (2) : Les pesticides (herbicides et insecticides) ont été analysés dans 42 échantillons prélevés à deux stations seulement. Seuls les herbicides 2,4-D et mécoprop ont été détectés dans plus de 85 % des échantillons.

Parmi les pesticides recherchés pour leur utilisation en milieu urbain, sept ont été détectés à l'effluent des deux stations d'épuration où ces analyses ont été effectuées. Ce sont les herbicides 2,4-D, mécoprop et dicamba, trois herbicides présents dans les mélanges commerciaux utilisés pour le traitement des pelouses, ainsi que les insecticides diazinon, carbaryl, malathion et chlorpyrifos. D'autres pesticides utilisés en grande culture ont également été détectés. La détection de ces derniers dans les effluents municipaux est probablement attribuable au transport atmosphérique depuis la zone agricole ceinturant la région urbaine. En été, les concentrations de pesticides, et plus particulièrement celles d'herbicides, semblent augmenter lors d'événements pluvieux en raison du ruissellement urbain. Ces résultats sont corroborés par d'autres études effectuées en Ontario et aux États-Unis.

L'étude de l'amplitude des dépassements des critères de qualité pour la protection de la vie aquatique montre qu'il y a pour quelques substances des dépassements fréquents des critères de qualité dont certains atteignent de fortes amplitudes (> 10). C'est le cas notamment pour l'azote ammoniacal, le phosphore, le sulfure d'hydrogène, l'aluminium, l'argent, le chrome, le cuivre, deux insecticides (le diazinon et le chlorpyrifos) et plus particulièrement pour les surfactants. Dans ce dernier cas, partout où les surfactants non ioniques et anioniques ont été détectés, ils dépassaient les critères de qualité de l'eau, et les dépassements sont importants dans la majorité des cas. La présence de ces substances à de telles concentrations suggère que les eaux usées municipales présentent un potentiel toxique nuisible à long terme pour la vie aquatique et ce, plus particulièrement dans les cours d'eau qui n'auraient pas une grande capacité assimilatrice.

D'autres substances, reconnues pour être toxiques et hautement bioaccumulables, semblent être omniprésentes et ont été détectées à des concentrations significatives par rapport aux critères de qualité pour la prévention de la contamination des organismes aquatiques. C'est le cas pour les BPC et les dioxines et furanes chlorés, et dans une moindre mesure, pour le mercure. Ces substances peuvent contaminer la chair ou les tissus des poissons, mollusques et crustacés, les rendant impropres à une consommation sans restriction. Pour la faune terrestre piscivore, ces substances peuvent être plus dommageables puisque la quantité de poissons consommée par cette faune est plus élevée que celle consommée par les humains et qu'elle consomme les organismes en entier, incluant les tissus où la bioaccumulation est plus élevée que dans la chair.

Les sources de ces substances bioaccumulables dans les eaux usées municipales, BPC et dioxines et furanes chlorés plus particulièrement, sont multiples et complexes. Outre les rejets industriels, ces substances peuvent provenir de sources atmosphériques plus ou moins éloignées et contaminer les eaux de ruissellement urbain de même que les milieux aquatiques récepteurs desquels les municipalités puisent leur eau d'approvisionnement. Seules des études de bilan massique sur le réseau municipal permettraient de déterminer l'apport des différentes sources acheminées aux stations d'épuration.

POTENTIEL TOXIQUE POUR LA VIE AQUATIQUE SELON LES TESTS DE TOXICITÉ DE L'APPROCHE DE PROTECTION DU MILIEU AQUATIQUE DU MENV

Avec les tests de toxicité aiguë, il y a peu de dépassements du critère de toxicité globale de 1 UTa et ceux-ci sont de très faibles amplitudes dans la majorité des cas. Plus de la moitié des stations (53 %) n'ont obtenu aucun résultat supérieur à 1 UTa. 22 % des échantillons ont été toxiques pour la Truite arc-en-ciel et 11 % l'ont été pour *Daphnia magna*. À titre de comparaison, une étude ontarienne similaire réalisée en 1992 montre des pourcentages de 56 % et 27 % respectivement. Ces différences sont principalement liées au fait que les stations d'épuration du Québec n'appliquent pas un traitement au chlore pour désinfecter leurs eaux usées, contrairement à plusieurs stations en Ontario.

L'azote ammoniacal, à des concentrations supérieures à 10 mg/L, semble être le principal responsable de la toxicité aiguë mesurée. Les surfactants pourraient être le deuxième contaminant le plus généralisé alors que les nitrites sont à suspecter à une station. La présence de pesticides en été peut être une autre cause de toxicité.

Des effets de toxicité chronique ont été mesurés sur les effluents non dilués de presque toutes les stations, mais dans l'ensemble les dépassements du critère de toxicité globale de 1 UTc sont de faible amplitude (réponses de 1 à 2 UTc), ce qui suggère qu'il n'y aura pas ou peu d'effets sur le milieu une fois l'effluent mélangé dans le cours d'eau. Toutes saisons confondues, un peu plus du tiers des stations ont obtenu des résultats au-dessus de 10 UTc, ce qui confère à ces effluents le potentiel de nuire à la vie aquatique là où les cours d'eau ont une faible capacité assimilatrice. Une seule station a obtenu des résultats supérieurs à 30 UTc.

Presque tous les échantillons ont provoqué une stimulation de la croissance algale. Cette réponse positive chez l'algue *S. capricornutum* n'est pas quantifiée en terme d'unité toxique, mais indique tout de même un potentiel de nuisance pour la vie aquatique par le processus d'eutrophisation.

Les substances les plus susceptibles d'avoir contribué à la toxicité chronique mesurée sont l'azote ammoniacal, quelques métaux (cuivre, chrome et aluminium principalement), les surfactants et, de façon probable, certains pesticides dont le diazinon et le chlorpyrifos. Dans certains cas spécifiques, les nitrites, les cyanures ou le sulfure d'hydrogène ont pu jouer un rôle. Dans tous les cas, l'expression d'effets chroniques coïncide avec la présence simultanée de plusieurs substances à des concentrations supérieures aux seuils sécuritaires.

Seules des études d'identification de la toxicité permettraient de déterminer, au cas par cas, les substances responsables de la toxicité chronique et aiguë.

POTENTIEL TOXIQUE SELON LES TOXIMESURES DE L'INDICE BEEP

Aucun seuil ou critère n'a encore été fixé pour indiquer un niveau de préoccupation ou de nuisance en regard de la toximesure de l'indice BEEP (Barème d'effets écotoxiques potentiels). Bien qu'il ne soit pas possible de conclure sur le potentiel toxique des effluents municipaux à l'égard des toximesures, cet outil permet de mieux définir la qualité des eaux usées et il s'est avéré utile dans l'interprétation des résultats.

Le test de génotoxicité a été particulièrement sensible aux eaux usées municipales puisque des réponses toxiques ont été observées à plus de deux stations sur trois. Ces résultats suggèrent que les effluents municipaux non dilués peuvent contenir des substances en concentrations capables d'altérer l'ADN bactérien.

INFLUENCE DES SAISONS, DU TYPE DE TRAITEMENT, DE LA CHARGE INDUSTRIELLE ET DE LA DÉPHOSPHATATION SUR LE POTENTIEL TOXIQUE

Les résultats de l'étude indiquent que le potentiel toxique des effluents des stations d'épuration municipales du Québec est variable d'une station à l'autre. Les effluents des étangs aérés caractérisés en conditions d'opération hivernales sont souvent toxiques aigus pour la Truite arc-en-ciel en raison de concentrations élevées d'azote ammoniacal. Les procédés de traitement sans équipement d'aération (étangs non aérés et procédés physico-chimiques) pourraient présenter un potentiel toxique plus élevé certaines périodes de l'année (durant la vidange de printemps pour les étangs non aérés et durant l'été pour le traitement physico-chimique) en raison de la production biologique de sulfure d'hydrogène en conditions anaérobies.

Les effluents des stations ayant une importante charge industrielle ont été, dans l'ensemble, plus toxiques que ceux des stations avec une faible charge industrielle. L'examen des résultats indique

que l'apport industriel semble être un facteur déterminant du potentiel toxique des effluents municipaux, même si ceux-ci peuvent être toxiques sans apport industriel important.

En plus de l'enlèvement du phosphore, la déphosphatation chimique aurait un effet bénéfique sur l'enlèvement des métaux. Par contre, elle semble entraîner une augmentation de la concentration du métal utilisé comme coagulant. Bien que la déphosphatation chimique semble également avoir un effet bénéfique sur le potentiel toxique des effluents municipaux, il est impossible de conclure en toute certitude puisque les résultats des tests de toxicité obtenus ici sont dans l'ensemble beaucoup plus influencés par le type de traitement, les saisons et la charge industrielle que par la déphosphatation.

CONCLUSION À L'ÉGARD DES MÉTHODES D'ANALYSE ET D'ÉCHANTILLONNAGE UTILISÉES

L'utilisation de meilleures techniques analytiques a permis d'abaisser les limites de détection et ainsi d'obtenir un meilleur portrait de la qualité des eaux usées municipales, en plus d'obtenir des résultats comparables aux seuils sécuritaires définis (les critères de qualité de l'eau) pour plusieurs substances et métaux. Ces meilleures techniques ont aussi permis de mettre en évidence la présence de substances rarement quantifiées dans ce type d'effluents (par exemple les BPC et les dioxines et furanes chlorés).

Contrairement à d'autres études réalisées ailleurs, le ciblage des pesticides susceptibles de se retrouver en milieu urbain s'est avéré utile ici dans le choix de méthodes analytiques plus appropriées pour mettre en évidence leur présence dans les eaux usées municipales.

Les méthodes d'analyse par balayage des substances organiques semi-volatiles (SOBN) et volatiles (SOV) ont montré que dans le cas des effluents municipaux ces méthodes manquaient de spécificité et de résolution. Il y aurait avantage à cibler un nombre restreint de substances, par exemple uniquement la vingtaine de SOV faisant l'objet d'une accréditation des laboratoires.

Cette étude confirme encore une fois la nécessité d'utiliser plusieurs tests de toxicité afin d'évaluer adéquatement la toxicité d'un effluent en raison de la variabilité des contaminants présents dans les échantillons qui fait parfois réagir une espèce, parfois une autre.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Les interventions en assainissement municipal réalisées au Québec depuis 1979 ont eu des effets positifs sur la qualité des cours d'eau. Les stations d'épuration construites dans le cadre de ces programmes d'assainissement ont été conçues de façon à réduire particulièrement les principaux contaminants des eaux usées municipales, soit les paramètres conventionnels (DBO₅, MES, phosphore et coliformes fécaux). Bien que ces stations puissent atteindre un certain rendement à l'égard de l'enlèvement des autres contaminants potentiellement présents dans les eaux usées municipales, elles ne peuvent les éliminer complètement.

Dans le cadre de cette étude, les effluents de 15 stations d'épuration municipales ont été caractérisés. Les résultats des tests de toxicité montrent que même si les eaux usées de presque toutes les stations étudiées présentent une toxicité après traitement, les effluents municipaux sont, à quelques exceptions près, peu toxiques pour les espèces testées.

La principale substance responsable de la toxicité mesurée semble être l'azote ammoniacal, à des concentrations supérieures à 10 mg/L. En saison froide, lorsque le processus de nitrification est réduit, les concentrations d'azote ammoniacal sont plus élevées, particulièrement dans les étangs aérés. Suivent les surfactants anioniques, puis dans une moindre mesure, les surfactants non ioniques. Les surfactants sont des molécules organiques qui entrent dans la composition de centaines de produits utilisés, entre autres, comme agents nettoyants autant à des fins domestiques qu'industrielles. Enfin, d'autres substances, telles que certains pesticides et métaux, pourraient aussi être responsables de la toxicité mesurée.

Cette étude met en évidence l'omniprésence de plusieurs substances dans les eaux usées municipales de quinze stations d'épuration, dont certaines substances organiques rarement quantifiées dans d'autres études et se retrouvant à des concentrations pouvant détériorer des usages de l'eau. Il s'agit des surfactants, des BPC et des dioxines et furanes chlorés. Il en est de même pour certains pesticides en saison estivale lors d'événements de pluie. Toutefois, pour évaluer leur impact réel, il faudrait considérer les charges rejetées et détenir dans chacun des cas de bonnes connaissances des caractéristiques biophysiques et chimiques des milieux récepteurs respectifs.

L'importance de l'apport industriel aux stations d'épuration semble être un facteur déterminant du potentiel toxique des effluents municipaux, même si ceux-ci peuvent être toxiques sans apport industriel important.

RECOMMANDATIONS

Les stations d'épuration municipales qui respectent leurs exigences de rejet pourraient difficilement réduire davantage la toxicité de leurs effluents. L'ajout d'équipements pour accomplir cette tâche risque d'être coûteux et peu efficace compte tenu de l'importance des débits et de la dilution des contaminants. *Les efforts devraient plutôt être orientés vers la réduction à la source* où les interventions risquent d'être beaucoup plus économiques et efficaces, particulièrement en ce qui a trait aux contaminants de source industrielle. Dans cette optique, des efforts de sensibilisation adressés aux citoyens devraient également être envisagés pour réduire l'usage de certains contaminants utilisés dans une large mesure à des fins domestiques (pesticides et surfactants notamment).

Toutefois, *certaines problèmes inhérents au type de traitement devront trouver d'autres avenues de solution afin de réduire la toxicité des effluents*. C'est le cas, par exemple, pour les étangs aérés avec des concentrations d'azote ammoniacal supérieures à 10 mg/L en hiver. Les critères de sélection des stations retenues ici excluaient celles ayant des concentrations élevées d'azote ammoniacal. Malgré cela, l'étude a pu établir un lien entre ce paramètre et la toxicité des

effluents municipaux. Au Québec, plusieurs stations obtiennent des concentrations élevées d'azote ammoniacal. Sur l'ensemble des résultats compilés depuis 1995, 16 stations d'épuration municipales ont obtenu au moins un résultat supérieur à 50 mg/L d'azote ammoniacal et 27 stations ont obtenu une moyenne générale supérieure à 10 mg/L, ce qui représente 5 % des stations au Québec. Les concentrations les plus élevées sont généralement dues à la présence d'industries, surtout du secteur agroalimentaire. Dans ce dernier cas, la réduction à la source demeure une solution à privilégier.

Comme d'autres études l'ont fait auparavant, l'étude démontre que les stations d'épuration municipales peuvent être une source de contaminants à des seuils parfois toxiques ou nuisibles aux usages de l'eau. La présente étude ne permet cependant pas de juger de l'impact des effluents sur leur milieu récepteur respectif. Pour ce faire, *la fréquence d'échantillonnage d'une caractérisation complète des effluents doit être plus élevée pour en apprécier la variabilité et les résultats devraient être analysés à la lumière d'objectifs environnementaux de rejet (OER)*. Les OER sont basés sur les critères de qualité pour les différents usages de l'eau et ils tiennent compte de la spécificité de l'effluent (le débit notamment) et des caractéristiques des milieux récepteurs.

L'établissement d'OER pour l'ensemble des substances présentes à l'effluent et pour la toxicité globale mesurée à l'aide des tests de toxicité s'avère donc essentiel pour préciser au cas par cas les problèmes appréhendés dans un milieu précis et pour identifier les substances qui en sont responsables. Toutefois, *les effluents municipaux ne sont pas les seules sources de contamination des milieux récepteurs. Leur apport devrait être évalué en fonction des autres sources* telles que les débordements d'eaux usées non traitées via les ouvrages de surverses, les eaux de ruissellement urbain, la pollution d'origine agricole, les industries hors réseau d'égouts municipal, les retombées atmosphériques, les eaux de résurgence des terrains contaminés et des lieux d'enfouissement sanitaire.

Enfin, *des données de base sur la qualité de l'eau des milieux récepteurs sont aussi nécessaires dans cette démarche*. Pour la majorité des substances toxiques, les données actuelles sont partielles, voire inexistantes, pour la plupart des plans d'eau. *Le MENV devrait continuer à favoriser ce gain d'information et cibler en priorité les substances problématiques.*

BIBLIOGRAPHIE

Amato, J.R., D.I. Mount, E.J. Durhan, M.T. Lukasewycz, G.T. Ankley, E.D. Robert (1992). «An example of the identification of diazinon as a primary toxicant in an effluent». *Environ. Toxicol. Chem.*, 11 : 209-216.

Ankley, G.T., G.S. Peterson, J.R. Amato et J.J. Jenson (1990). «Evaluation of sucrose as an alternative to sodium chloride in the Microtox assay: Comparison to fish and cladocerans tests with freshwater effluents». *Environ. Toxicol. Chem.*, 9 : 1305-1310.

APHA, AWWA et WEF (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19th ed., American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington, D.C.

APHA, AWWA et WEF (1992). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 18th ed., American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington, D.C.

Asami, M., N. Suzuki et J. Nakanishi (1996). «Aquatic toxicity emission from Tokyo : Wastewater measured using marine luminescent bacterium, *Photobacterium phosphoreum*». *Wat. sci. Tech.*, 33 (6) : 121-128.

Bailey, H.C., J. Elphick, L. Gidding, R. Krassoi, A.M. Mulhall, L. Todhunter, P. Hunt, Bickford et A. Lovell (1999). *Results of whole effluent toxicity tests and toxicity identification evaluations conducted on sewage treatment plant effluent discharged into the Hawkesbury-Nepean river system, New South Wales, Australia*. Proceedings of the 25th annual aquatic toxicity workshop : october 18-21 1998, Québec(Québec). Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques n° 2260. Pêches et Océans, Canada.

Beak Consultants Limited and Canviro Consultants (1990). *Review of Aquatic Toxicity and Environmental Impact of Ontario Sewage Treatment Plant Effluents*. Rapport préparé pour Environnement Canada et le ministère de l'Environnement de l'Ontario. ISBN 0-7729-6284-7.

Bermingham, N. et D. Boudreau (1994). *Synthèse de l'application du barème d'effets écotoxiques potentiels (BEEP) et recommandations d'orientation pour son développement*. Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport technique et scientifique, 30 pages.

Berryman, D. (1996a). *Le bassin versant de la rivière Saint-François : contamination de l'eau par les métaux et certaines substances organiques toxiques*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques. 43 pages + annexes. Envirodoq EN960252, ISBN 2-550-30434-9.

Berryman, D. (1996b). *Le bassin de la rivière Châteauguay : contamination de l'eau par les métaux et certaines substances organiques toxiques*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques. 34 pages + annexes. Envirodoq EN960453, ISBN 2-550-30756-9.

Berryman, D. et A. Nadeau (1999). «Le bassin de la rivière Yamaska : contamination de l'eau par des métaux et certaines substances organiques toxiques» dans : *Le bassin de la rivière Yamaska : l'état de l'écosystème aquatique – 1998*. Ministère de l'Environnement, Direction des écosystèmes aquatiques. Pages 3.1 à 3.44 + annexes. Envirodoq EN990224, ISBN 2-550-34488-X.

Berryman, D. et A. Nadeau (1996). «La rivière Chaudière : contamination de l'eau par les métaux et certaines substances organiques toxiques» dans : *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique – 1996*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques. Pages 3.1 à 3.37 + annexes. Envirodoq EN98-3900-04, ISBN 2-550-33079-X.

Berryman, D. et A. Nadeau (1995). «Le bassin de la rivière Richelieu : contamination de l'eau par des métaux et certaines substances organiques toxiques» dans : *Le bassin versant de la rivière Richelieu : l'état de l'écosystème aquatique – 1995*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques. Pages 2.1 à 2.44 + annexes. Envirodoq EN980604, ISBN 2-550-33225-3.

Blaise, C., G. Sergy, P. Wells, N. Bermingham et R. van Coillie (1988). «Biological testing-development, application, and trends in Canadian Environmental Protection Laboratories». *Tox. Assess.*, 3 : 385-406.

Blaise, C., R. Van Coillie, N. Bermingham et G. Lacombe (1987). «Comparaison des réponses toxiques de trois indicateurs biologiques (bactéries, algues, poissons) exposés à des effluents de fabriques de pâtes et papiers». *Rev. Int. Sci. Eau*, 3 (1) : 9-17.

Bombardier M. et/ou M. Harwood (1996 à 1999). *Caractérisation bioanalytique des eaux usées municipales : Station d'épuration de ... (Québec)*. Environnement Canada - Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent (série de 30 rapports se rapportant aux 30 caractérisations bioanalytiques des effluents de stations d'épuration municipales de la présente étude).

Brochu, C. (1997). *Note technique*, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 25 juillet 1997, 4 pages.

BEST – Bureau d'étude sur les substances toxiques (1980). *Vue d'ensemble sur les substances toxiques. Biphényles polychlorés*. Ministère de l'Environnement du Québec. Rapport n° BEST-15. 55 pages.

Burgess, R.M., K.T. Ho, M.D. Tagliabue, A. Kuhn, R. Comeleo, P. Comeleo, G. Modica et G.E. Morrison (1995). «Toxicity characterization of an industrial and a municipal effluent discharging to the marine environment». *Mar. Poll. Bull.*, 30 (8) : 524-535.

Burkhard, L.P. et J.J. Jenson (1993). «Identification of ammonia, chlorine, and diazinon as toxicants in a municipal effluent». *Arch. Environ. Toxicol.*, 25 : 506-515.

Canviro Consultants (1989). *Thirty Seven Municipal Water Pollution Control Plants - Pilot Monitoring Study*. Rapport préparé pour le ministère de l'Environnement de l'Ontario, Water Resources Branch, Mississauga, Ontario. Canviro ref. K123590.A0.

Carrier, G. (1991). *Réponse de l'organisme humain aux BPC, dioxines et furannes et analyse des risques toxiques*. Centre de Diffusion du livre spécialisé, Montréal. 484 p.

CEAEQ – Centre d'Expertise en Analyses Environnementales du Québec (1997). *Détermination des Polychloro Dibenzo-p-dioxines et Polychloro Dibenzofuranes (PCDD/PCDF)*. Méthode MA-400-DF 1.0.

CNACE – Commission nord-américaine de coopération environnementale (2000). *Long-range air transport of dioxin from north american source to ecologically vulnerable receptors in Nunavut, Arctic Canada*. Référence en ligne disponible à www.cec.org. 85 pages + annexes.

CCME – Conseil canadien des ministres de l'environnement (1999). *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. Winnipeg. ISBN 1-896997-34-1.

CCMRE – Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement (1994). *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Division des objectifs de qualité des eaux, Ottawa, Ontario. 6 chapitres et 17 annexes.

Correia, V.M. *et al.* (1994). *Characterization of Textile Wastewaters - A Review*. Publications Division Selper Ltd.

Cossa, D., T. Pham, B. Rondeau, B. Quémerais, S. Proulx, C. Surette (1998). *Bilan massique des contaminants chimiques dans le fleuve Saint-Laurent*. Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-163, 258 pages.

Cossa, D., B. Rondeau, T.T. Pham, S. Proulx et B. Quémerais (1996). *Principes et pratiques d'échantillonnage d'eaux naturelles en vue du dosage de substances et d'éléments présents à l'état de traces et ultra-traces*. Environnement Canada - Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Document de travail DT-5, 28 pages.

Costan, G., N. Bermingham, C. Blaise et J.-F. Férard (1993). «Potential ecotoxic effects probe: A novel index to assess and compare the toxic potential of industrial effluents». *Environmental Toxicology and Water Quality*, 8 (2) : 115-140.

Deschamps, G., C. Juteau et P.J. Cejka (1998). *Évolution des contaminants toxiques dans les eaux usées à la station d'épuration de la Communauté urbaine de Montréal en 1995 et 1996*. Communauté urbaine de Montréal, Service de l'environnement, Réseau de suivi écologique. RSÉ 98-01, 50 pages.

Dy, N. (1985). *La problématique des dioxines et des furannes au Québec*. Ministère de l'Environnement, Direction de l'assainissement de l'air. 73 pages. Envirodoq 850797, ISBN 2-550-12664-5.

Environnement Canada (1997). *Review of the impacts of municipal wastewater effluents on canadian waters and human health*. Final Draft. Ecosystem Science Directorate, Environmental Conservation Service (ECS). 84 pages.

Environnement Canada (1996a). *Manuel des procédures d'opérations normalisées : Filtration de grands volumes d'échantillons d'eau de surface*. Écotoxicologie et chimie environnementale, Centre Saint-Laurent, LO-FIL-960920.

Environnement Canada (1996b). *Manuel des procédures d'opérations normalisées : Extraction à grand volume (EGVA) avec le dispositif Goulden*. Écotoxicologie et chimie environnementale, Centre Saint-Laurent, LO-GOU-960331.

Environnement Canada (1996c). *Manuel des procédures d'opérations normalisées : Concentration d'extraits organiques*. Écotoxicologie et chimie environnementale, Centre Saint-Laurent, LO-COC-960331.

Environnement Canada (1996d). *Guide de caractérisation des eaux usées industrielles*. Écotoxicologie et chimie environnementale, Centre Saint-Laurent.

Environnement Canada (1995). *Préparation et exécution des essais de toxicité sur la bactérie luminescente Vibrio fischeri - phase liquide*. Conservation et Protection, Région du Québec Centre Saint-Laurent. LB-MIL-931007-1, 21 pages (édition de mars 1995).

Environnement Canada (1993). *Test de génotoxicité avec la bactérie Escherichia coli PQ37 (SOS Chromotest) : protocole pour échantillons aqueux*. Version 1.2, Conservation et Protection, Région du Québec, Centre Saint-Laurent. 20 pages.

Environnement Canada (1992a). *Méthode d'essai biologique : essai de toxicité sur la bactérie luminescente Photobacterium phosphoreum*. Conservation et Protection, Ottawa, Rapport SPE 1/RM/24. 67 pages.

Environnement Canada (1992b). *Méthode d'essai biologique: essai d'inhibition de la croissance de l'algue d'eau douce Selenastrum capricornutum*. Conservation et Protection, Ottawa, Rapport SPE 1/RM/25. 43 pages.

Environnement Canada (1992c). *Méthode d'essai biologique : essai de reproduction et de survie sur le cladocère Ceriodaphnia dubia*. Conservation et Protection, Ottawa, Rapport SPE 1/RM/21. 78 pages.

Environnement Canada (1992d). *Méthode d'essai biologique : essai de croissance et de survie sur des larves de Tête-de-boule*. Conservation et Protection, Ottawa, Rapport SPE 1/RM/22. 72 pages.

Environnement Canada (1990a). *Méthode d'essai biologique : essai de létalité aiguë sur Daphnia spp.* Conservation et Protection, Ottawa, Rapport SPE 1/RM/11. 61 pages.

Environnement Canada (1990b). *Méthode d'essai biologique : méthode de référence pour la détermination de la létalité aiguë d'effluents chez Daphnia magna*. Conservation et Protection, Ottawa, Rapport SPE 1/RM/14. 22 pages.

Environnement Canada (1990c). *Méthode d'essai biologique : méthode de référence pour la détermination de la létalité aiguë d'effluents chez la Truite arc-en-ciel*. Conservation et Protection, Ottawa, Rapport SPE 1/RM/13. 22 pages.

Environnement Canada (1990d). *Méthode d'essai biologique : essai de létalité aiguë sur la Truite arc-en-ciel*. Conservation et Protection, Ottawa, Rapport SPE 1/RM/9. 53 pages.

Environnement Canada (1990e). *Document d'orientation sur le contrôle de la précision des essais de toxicité au moyen de produits toxiques de référence*. Conservation et Protection, Ottawa, Rapport SPE 1/RM/12. 91 pages.

Environnement Canada (1989). *L'industrie textile canadienne et l'environnement - Une évaluation*. Conservation et Protection, Ottawa, Rapport SPE 5/TX/1.

Environnement Canada (1981). *Les BPC et l'équipement électrique*. Direction générale du contrôle des incidences environnementales, Service de protection de l'environnement. 56 pages.

Fisher, D.J., M.H. Knott, B.S. Turley, L.T. Yonkos et G.P. Ziegler (1998). «Acute and chronic toxicity of industrial and municipal effluents in Maryland, U.S.» *Wat. Environ. Res.*, 70 (1) : 101-107.

Fonds mondial pour la nature (WWF) (1995). *Les produits toxiques provenant des stations d'épuration des eaux usées*. L'oeil de l'aigle, Les Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent.

Goulden, P.D. et D.H.J. Anthony (1985). *Design of a large sample extractor for the determination of organics in water*. National Water research Institute, Canada Center for Inland Waters, Burlington ON. NWRI Contribution Number 85-121.

Gouvernement du Canada (2000). *Les pesticides : Un choix judicieux s'impose pour protéger la santé et l'environnement*. Rapport du comité permanent de l'environnement et du développement durable.

Horstmann, M. et M.S. McLachlan (1995). «Results of an initial survey of polychlorinated dibenzo-p-dioxin (PCDD) and dibenzofurans (PCDF) in textiles». *Chemosphere*, 31(2) : 2579-2589.

Horstmann, M. et M.S. McLachlan (1994). «Textiles as a source of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/F) in human skin and sewage sludge». *Environ. Sci. & Pollut. Res.*, 1(1) :15-20.

IARC – International Agency for Research on Cancer (1987). *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans - Overall Evaluations of Carcinogenicity : an Updating of IARC Monographs*. Volumes 1 to 42, Supplement 7, World Health Organization.

Jobling, S., M. Nolan, C.R. Tyler, G. Brighty et J.P. Sumpter (1998). «Widespread sexual disruption in wild fish». *Environ. Sci. & Technol.*, 32 (17) : 2498-2506.

Jones-Lee, A. et G.F. Lee (1999). «Devoted to stormwater-runoff water quality management issues». *Stormwater Runoff Water Quality Science/Engineering Newsletter*, 1 (5) : 21 p.

Kimbrough, R.A. et D.W. Litke (1999). «*Pesticide occurrence in a small urban and a small agricultural basin, South Platte river basin, April to december 1993*». National Water-Quality Assessment (NAWQA) Program, South Platte river basin study, USGS (référence disponible en ligne à <http://webservice.cr.usgs.gov>).

Land, L.F., J.B. Moring, P.C. Van Metre, D. C. Reutter, B.J. Mahler, A.A. Shipp, R.L. Ulery (1998). *Water-quality assessment of the Trinity River Basin, Texas-pesticides in streams draining an urban and an agricultural area, 1992-95*. U.S. Geological Survey Circular 1171. 37 pages.

Lavalin Environnement (1988). *Présence des HAP dans l'environnement québécois - Rapport final*. Rapport préparé pour Environnement Canada, Conservation et protection. Dossier n° 55526-A3. 56 pages.

Malo, D. et Denyse Gouin (1977). *Caractérisation des apports*. Rapport technique n° 14, soumis au Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent par Les Services de protection de l'environnement, décembre 1977.

Mazidji, C.N., B. Koopman, G. Bitton et G. Voiland (1990). «Use of the Microtox and Ceriodaphnia bioassays in wastewaters fractionation». *Toxicity Assessment*, 5 : 265-277.

McDonald, J. F. (1988, rév. 1989). *A Review of Pretreatment Programs in the Great Lakes Basin*. Report to the Great Lakes Water Quality Board, by the Municipal Pretreatment Task Force of the Point Source Coordinators, International Joint Commission.

MENV – Ministère de l'Environnement du Québec (2000). *Bilan annuel de conformité environnementale, secteur des pâtes et papiers 1998*. Direction des politiques du secteur industriel, Service de l'assainissement des eaux. 44 pages + annexes.

MEF – Ministère de l'Environnement et de la Faune (1998, rév. 2001 en préparation). *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec*. Direction des écosystèmes aquatiques. 375 pages (www.menv.gouv.qc.ca/eau).

MEF – Ministère de l'Environnement et de la Faune (1996a). *Qualité des eaux du bassin de la rivière des Outaouais, 1979 à 1994*. Direction des écosystèmes aquatiques.

MEF – Ministère de l'Environnement et de la Faune (1996b). *Analyses des composés organiques en ultra-traces, projet Bilan massique*. Direction des laboratoires. 48 pages.

MEF – Ministère de l'Environnement et de la Faune (1996c). *Guide d'évaluation et de réduction des toxiques (GÉRT)*. Préliminaire. 62 pages.

MEF – Ministère de l'Environnement et de la Faune (1995). *Guide de caractérisation des échantillons contaminés par des biphényles polychlorés*. Document décrivant la problématique de l'analyse des BPC au Québec et proposant des éléments de solution. Direction des laboratoires. 59 pages.

MEF – Ministère de l'Environnement et de la Faune (1991, rév. 1996). *Méthode de calcul des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique*. Service d'évaluation des rejets toxiques et Direction de la qualité des cours d'eau. 26 pages.

MEF – Ministère de l'Environnement et de la Faune et Environnement Canada (1998). *Évaluation de la toxicité des effluents des stations d'épuration municipales du Québec – Rapport d'étape*. Saint-Laurent Vision 2000 – Volet Protection. 88 pages + annexes.

MEF – Ministère de l'Environnement et de la Faune et ministère des Affaires municipales (MAM) (1996). *Évaluation de la performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux du PAEQ – Année 1995*. MEF, Direction des politiques du secteur municipal.

MENVIQ – Ministère de l'Environnement du Québec (1990, rév. 1992). *Méthodologie de calcul de critères de qualité de l'eau pour les substances toxiques*. Service d'évaluation des rejets toxiques, Direction de l'expertise scientifique. 148 pages.

Neal, R.A. (1985). «Mechanisms of biological effects of PCBs, polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in experimental animals». *Environ. Health Perspect.*, 60 :41-46.

Orr, P.L., Craig, G.R., Nutt, S.G. and Stephenson, J. (1992). *Evaluation of Acute and Chronic Toxicity of Ontario Sewage Treatment Plant Effluents*. Rapport préparé pour MISA, section municipale, ministère de l'Environnement de l'Ontario. ISBN 0-7729-9401-3.

Painchaud, J. (1997). «Tendances de la qualité de l'eau des rivières du Québec, 1979-1994». *Vecteur Environnement*, 30 (2), avril 1997.

Paxéus, N. (1996). «Organic Pollutants in the Effluents of Large Wastewater Treatment Plants». *Sweden. Wat. Res.*, 30 (5) : 1115-1122.

Pham, T.T. et S. Proulx (1996). *Caractérisation des biphényles polychlorés et des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les eaux de la station d'épuration de la Communauté urbaine de Montréal et dans le panache de son effluent dans le Saint-Laurent*. Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, Région du Québec.

Pham, T.T. (1993). *Caractérisation de l'eau traitée de la station d'épuration de la Communauté urbaine de Montréal*. Conservation et Protection, Centre Saint-Laurent, Environnement Canada. 39 pages + annexes.

Purdom, C.E., P.A. Hardiman, V.J. Bye, N.C. Eno, C.R. Tyler et J.P. Sumpter (1994). «Estrogenic effects of effluents from sewage treatment works». *Chem. & Ecol.*, 8 : 274-285.

Purenne, P. (1998). *Rapport annuel 1997 – Analyse de la qualité des eaux brutes et de l'eau traitée à la station d'épuration et évaluation du rendement des installations*. Communauté urbaine de Montréal, Station d'épuration des eaux usées, Division ingénierie de procédé. 46 pages.

Quémerais, B., C. Lemieux et K.R. Lum (1994a). «Temporal variation of PCB concentrations in the St. Lawrence River (Canada) and four of its tributaries». *Chemosphere*, 28 (5) : 947-959.

Quémerais, B., C. Lemieux et K.R. Lum (1994b). «Concentrations and sources of PCBs and organochlorine pesticides in the St. Lawrence River (Canada) and its tributaries». *Chemosphere*, 29 (3) : 591-610.

Quillardet, P., O. Huisman, R. Dari et M. Hofnung (1982). «SOS Chromotest, a direct assay of induction of SOS function in *Escherichia coli* K-12 to measure genotoxicity». *National Academy of Science*, 79 : 5971-5975.

Remmers, J., A. Dupuy, D. McDaniel, R. Harless et D. Steele (1992). «Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran contamination in chloranil and carbazole violet». *Chemosphere*, 25 (7-10) : 1505-1508.

Renner, R. (1997). «European Bans on Surfactant Trigger Transatlantic Debate». *Environmental Science & Technology News*, 31 (7).

Roberge, S. (1996 à 1999). *Évaluation de la qualité des résultats de caractérisation chimique de l'effluent de la station d'épuration de la municipalité de ... (Québec)*. Environnement Canada, Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent (série de 30 rapports se rapportant aux 30 caractérisations physico-chimiques des effluents des stations d'épuration municipales de la présente étude).

Rutherford, L.A., Doe, K.G., Wade, S.J. and Hennigar, P.A. (1993). *Aquatic Toxicity and Environmental Impact of Chlorinated Wastewater Effluent Discharges from Four Sewage Treatment Facilities in the Atlantic Region*. 20^e colloque annuel de toxicologie aquatique, Québec.

SLV-2000 – Saint-Laurent Vision 2000 (1995). *Guide général de caractérisation SLV 2000*. SLV 2000, Volet protection.

Samdani, G. et Shanley, A. (1991). «Surfactants : Super Molecules». *Chemical Engineering*, March 1991.

SAS Institute inc (1988). *SAS/STATTM User's Guide*. Release 6.03 Edition.: SAS Institute inc., Cary, N.C. 1028 pages.

Sekela, M., R. Brewer, G. Moyle et T. Tuominen (1999). «Occurrence of an environmental estrogen (4-nonylphenol) in sewage treatment plant effluent and the aquatic receiving environment». *Wat. Sci. Tech.*, 39 (10-11) : 217-220.

Servos, M. (1998). *Intersex and vitellogenin induction in fish reported downstream of municipal effluents in England*. Dans Jobling *et al.* (1998). Note du National Water Research Institute, Ontario. 3 pages.

Simard, A. et J. Painchaud (2000). «Qualité de l'eau des rivières du Québec, 1988-1998». *Vecteur Environnement*, 33 (3) : 70-74.

Stephan C.E., D.I. Mount, D.J. Hansen, J.H. Gentile, G.A. Chapman et W.A. Brungs (1985). *Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses*. Office of Water Regulations and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 98 pages.

Struger, J., D. Boyter, Z.J. Licsko, B.D. Johnson (1994). *Environmental Concentrations of Urban Pesticides*. Environnement Canada. 10 pages.

Tétreault, R, P. Bilodeau,, B. Daboval, I. Guay, C. Lachapelle et M. Laurin (1994). *Programme d'évaluation de la toxicité des effluents des stations d'épuration construites dans le cadre du PAEQ*. Rapport final, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec.

Thellen, C., Blaise, C., Roy, Y. et Hickey, C. (1989). «Round robin with the *Selenastrum capricornutum* microplate assay». *Hydrobiologia*, 188/189 : 259-268.

Trudel, L. (1991). *Les dioxines et les furanes dans les sédiments de fond près des 47 usines canadiennes de pâtes et papiers utilisant le procédé de blanchiment au chlore*. Environnement Canada, Direction générales des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux. 102 pages + annexes.

UMA Engineering Ltd (1993). *Municipal Wastewater Treatment Technologies Capable of Achieving Compliance with the Fisheries Act in the Northwest Territories*. Rapport préparé pour Environnement Canada. CP(EP) WNR 93-49-1.

U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency (1994). *Short-term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater Organisms*. 3rd ed., Environmental Monitoring Systems Laboratory, U.S. EPA/600/4-89/001. 248 pages.

U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency (1991). *Technical Support Document for Water Quality-Based Toxics Control*. Office of Water, Washington, D.C.

U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency (1989). *Short-term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater Organisms*. 2nd ed., U.S. EPA/600/4-89/001. 248 pages.

U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency (1985). *Ambient Water quality Criteria for chlorine – 1984*. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 440/5-84-030.

U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency (1981). *Treatability Manual - Volume II - Industrial Descriptions*. Office of Research and Development, Washington, D.C. 20460.

U.S. GAO – United States General Accounting Office (1991). *Water Pollution: Nonindustrial Wastewater Pollution Can Be Better Managed*. Report to the Chairman, Committee on Environment and Public Works, U.S. Senate.

Williams, D.T., G.L. LeBel et F.M. Benoit (1992). «Polychlorodibenzodioxins and polychlorodibenzofurans in dioxazine dyes and pigments». *Chemosphere*, 24(2) : 169-180.

Woodland Hastings, J., C.J. Potrikus, S.C. Gupta, M. Kurfüst et J.C. Makemson (1985). «Biochemistry and physiology of bioluminescent bacteria». *Advances in Microbial Physiology*, 26 : 235-291.