

INRS- Institut Armand-Frappier

Enlèvement des microorganismes indicateurs et pathogènes en étangs aérés

Par

Véra Martinez

Mémoire présenté

Pour l'obtention du grade de Maître ès sciences (M.Sc.)

Virologie et immunologie

Président du Jury et examinateur Réjean Beaudet

interne

Examineur externe Yves Comeau

Directeur de recherche Pierre Payment

© Droits réservés de Véra Martinez, 2004

Résumé

L'instauration du programme d'assainissement des eaux du Québec et la construction de stations d'épuration a permis d'améliorer et de conserver la qualité des eaux des cours d'eau pour satisfaire les besoins de la population, notamment l'approvisionnement en eau potable, les usages et les activités récréo-touristiques. L'élimination des microorganismes pathogènes par les stations d'épuration québécoises a été peu étudiée et plusieurs interrogations sur la protection de la santé publique persistent.

Plusieurs municipalités utilisent la technologie des étangs aérés, un procédé simple et efficace. Il s'agit de la technologie la plus répandue dans le domaine du traitement des eaux usées domestiques municipales. Le nombre de stations de type étangs aérés devrait être de plus de 400 à la fin du Programme d'Assainissement des Eaux du Québec. Cette technologie, favorise d'abord la sédimentation des particules par le lent écoulement de l'eau dans des bassins successifs, et d'autre part s'appuie sur une activité biologique couvrant toute une chaîne alimentaire, à savoir : les bactéries aérobies vivant en présence d'oxygène dissous, les bactéries anaérobies, les algues ou phytoplancton et le zooplancton dans certains cas. Dans ces conditions, il est possible d'obtenir une excellente dépollution organique et une très bonne décontamination microbienne mesurée par les indicateurs fécaux traditionnels, les coliformes thermotolérants. Toutefois peu de choses sont connues sur l'impact des étangs aérés sur l'enlèvement des virus entériques humains des eaux usées municipales.

La rivière des Mille-Iles fait partie intégrante du patrimoine collectif et représente une source de prédilection d'approvisionnement en eau pour les collectivités qui la jalonnent. Des échantillons d'eau provenant de deux stations d'épuration de type étangs aérés, situées sur la rivière des Milles Iles, ont été analysés afin d'évaluer l'efficacité d'enlèvement des microorganismes indicateurs et pathogènes en conditions printanières et estivales.

Les résultats obtenus nous permettent de constater que la formule du lagunage permet de supprimer presque totalement les indicateurs de pollution d'origine fécale et d'atteindre

une apparente qualité sanitaire de l'eau proche de celle des eaux de baignade avant dilution. Tous les microorganismes analysés (coliformes thermotolérants, entérocoques, *Clostridium perfringens*, coliphages somatiques et mâles-spécifiques) diminuent en nombre indépendamment de la saison à l'exception des coliphages somatiques, dont le nombre demeure stable en hiver à la station de Terrebonne. La formule des étangs aérés permet l'élimination à 89% (environ 1 log) des virus entériques humains cultivables en été mais le traitement ne permet pas l'élimination de virus en hiver.

Les résultats montrent que l'enlèvement des coliformes thermotolérants, un indicateur usuel de traitement, ne reflète pas l'enlèvement des virus en étangs aérés. La sélection d'indicateurs plus représentatifs devient donc impérative afin de bien illustrer la réalité de l'enlèvement des pathogènes. On pourrait considérer les clostridies et les coliphages comme indicateurs alternatifs.

Les étangs sont sujets à des variations considérables en terme de qualité des effluents rejetés, particulièrement au niveau de la qualité microbiologique, reflétant la forte influence des facteurs environnementaux. En période hivernale, l'efficacité du traitement est considérablement réduite, c'est pourquoi une désinfection des rejets en hiver permettrait d'assurer la protection des prises d'eau potable en aval.



Sommaire

| | | |
|---------|---|----|
| 1 | Introduction | 1 |
| 1.1 | Revue de la littérature | 3 |
| 1.2 | Généralités..... | 3 |
| 1.3 | Composition des eaux usées..... | 3 |
| 1.4 | Le contrôle de la qualité microbiologique | 4 |
| 1.5 | Paramètres microbiologiques | 6 |
| 1.5.1 | Microorganismes indicateurs..... | 6 |
| 1.5.1.1 | Coliformes thermotolérants | 6 |
| 1.5.1.2 | Entérocoques..... | 7 |
| 1.5.1.3 | Clostridium perfringens..... | 7 |
| 1.5.2 | Phages..... | 8 |
| 1.5.2.1 | Coliphage mâle-spécifique | 9 |
| 1.5.2.2 | Coliphage somatique | 10 |
| 1.5.3 | Virus | 10 |
| 1.6 | Le lagunage | 13 |
| 1.6.1 | Historique | 13 |
| 1.6.2 | Principe du lagunage | 14 |
| 1.6.3 | Avantages/inconvénients..... | 15 |

| | | |
|---------|---|----|
| 1.7 | Biologie des étangs | 16 |
| 1.7.1 | Bactéries | 16 |
| 1.7.2 | Phytoplancton | 16 |
| 1.7.3 | Zooplancton | 17 |
| 1.8 | Les différents types de lagunage | 17 |
| 1.8.1 | Lagunage naturel | 18 |
| 1.8.1.1 | Lagunage à microphytes | 18 |
| 1.8.1.2 | Lagunage à macrophytes | 18 |
| 1.8.2 | Étangs aérés | 19 |
| 1.8.3 | Étangs anaérobies | 20 |
| 1.8.4 | Étangs facultatifs | 20 |
| 1.9 | Critères de conception | 21 |
| 1.9.1 | Nombre d'étangs | 22 |
| 1.9.2 | Temps de rétention hydraulique | 22 |
| 1.9.3 | Système d'aération | 23 |
| 1.9.4 | Profondeur des étangs | 24 |
| 1.10 | Mécanisme d'enlèvement des pathogènes par lagunage | 24 |
| 1.10.1 | Photooxydation | 26 |
| 2 | Matériel et méthodes | 30 |
| 2.1 | Choix et description des stations d'épuration à étudier | 30 |

| | | |
|---------|--|----|
| 2.2 | Échantillonnage et durée de l'étude..... | 31 |
| 2.3 | Analyses bactériologiques..... | 31 |
| 2.4 | Coliphages..... | 32 |
| 2.5 | Virus entériques humains..... | 33 |
| 2.6 | Méthode d'analyse des données..... | 34 |
| 3 | Résultats..... | 35 |
| 3.1 | Analyses microbiologiques et virologiques..... | 35 |
| 3.1.1 | Coliformes thermotolérants..... | 35 |
| 3.1.1.1 | Terrebonne..... | 35 |
| 3.1.1.2 | Mascouche - Lachenaie..... | 37 |
| 3.1.2 | Entérocoques..... | 38 |
| 3.1.2.1 | Terrebonne..... | 38 |
| 3.1.2.2 | Mascouche - Lachenaie..... | 40 |
| 3.1.3 | Coliphages somatiques..... | 41 |
| 3.1.3.1 | Terrebonne..... | 41 |
| 3.1.3.2 | Mascouche - Lachenaie..... | 43 |
| 3.1.4 | Coliphages mâles-spécifiques..... | 44 |
| 3.1.4.1 | Terrebonne..... | 44 |
| 3.1.4.2 | Mascouche - Lachenaie..... | 46 |
| 3.1.5 | <i>Clostridium perfringens</i> | 47 |

| | | |
|---------|--|----|
| 3.1.5.1 | Terrebonne | 47 |
| 3.1.5.2 | Mascouche - Lachenaie | 49 |
| 3.1.6 | Virus entériques humains cultivables..... | 50 |
| 3.1.6.1 | Terrebonne | 50 |
| 3.2 | Analyses de corrélation..... | 53 |
| 4 | Discussion | 54 |
| 4.1 | Coliformes thermotolérants..... | 54 |
| 4.2 | Entérocoques | 59 |
| 4.3 | Coliphages..... | 60 |
| 4.4 | <i>Clostridium perfringens</i> | 62 |
| 4.5 | Virus entériques humains cultivables | 63 |
| 4.6 | Analyses statistiques | 66 |
| 5 | Conclusion | 68 |
| 6 | Références..... | 71 |
| 7 | Annexe I..... | 80 |

Liste des figures

| | | |
|----------|--|----|
| Figure 1 | Coupe d'étang aéré facultatif conventionnel (Source : Bernier, 2001)..... | 22 |
| Figure 2 | Système d'aération (Source : Bernier, 2001)..... | 24 |
| Figure 3 | Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de coliformes thermotolérants (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Terrebonne à l'été 2002. | 36 |
| Figure 4 | Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de coliformes thermotolérants (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Terrebonne au printemps 2003 . | 36 |
| Figure 5 | Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de coliformes thermotolérants (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Mascouche - Lachenaie à l'été 2002..... | 37 |
| Figure 6 | Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de coliformes thermotolérants (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Mascouche - Lachenaie au printemps 2003..... | 38 |
| Figure 7 | Graphique illustrant le niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) d'entérocoques (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Terrebonne à l'été 2002..... | 39 |
| Figure 8 | Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) d'entérocoques (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Terrebonne au printemps 2003..... | 39 |

| | | |
|-----------|--|----|
| Figure 9 | Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) d'entérocoques (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Mascouche - Lachenaie à l'été 2002..... | 40 |
| Figure 10 | Niveau moyen (moyenne géométrique et les valeurs minimum et maximum) d'entérocoques (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Mascouche - Lachenaie au printemps 2003..... | 41 |
| Figure 11 | Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de coliphages somatiques (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Terrebonne à l'été 2002. | 42 |
| Figure 12 | Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de coliphages somatiques (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Terrebonne au printemps 2003..... | 42 |
| Figure 13 | Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de coliphages somatiques (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Mascouche - Lachenaie à l'été 2002. | 43 |
| Figure 14 | Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de coliphages somatiques (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Mascouche - Lachenaie au printemps 2003. | 44 |
| Figure 15 | Niveau moyen (moyenne géométrique et les valeurs maximum et minimum) de coliphages F-ARN (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Terrebonne à l'été 2002..... | 45 |
| Figure 16 | Niveau moyen (moyenne géométrique et les valeurs minimum et maximum) de coliphages F-ARN (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Terrebonne au printemps 2003. . | 45 |

| | | |
|-----------|--|----|
| Figure 17 | Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de coliphages F-ARN (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Mascouche - Lachenaie à l'été 2002..... | 46 |
| Figure 18 | Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de coliphages F-ARN (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Mascouche - Lachenaie au printemps 2003. | 47 |
| Figure 19 | Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de <i>Clostridium perfringens</i> (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Terrebonne à l'été 2002..... | 48 |
| Figure 20 | Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de <i>Clostridium perfringens</i> (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Terrebonne au printemps 2003. . | 48 |
| Figure 21 | Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de <i>Clostridium perfringens</i> (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Mascouche - Lachenaie à l'été 2002..... | 49 |
| Figure 22 | Niveau moyen (moyenne géométrique et les valeurs minimum et maximum) de <i>Clostridium perfringens</i> (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Mascouche - Lachenaie au printemps 2003..... | 50 |
| Figure 23 | Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de virus (nppiu/L) dans l'eau d'égout et à l'effluent des 3 bassins pour la station de Terrebonne à l'été 2002..... | 52 |
| Figure 24 | Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de virus (nppiu/L) dans l'eau d'égout et à l'effluent des 3 bassins pour la station de Terrebonne au printemps 2003..... | 52 |

Listes des tableaux

| | | |
|------------|---|----|
| Tableau 1. | Principaux virus pathogènes transmissibles par la voie hydrique..... | 12 |
| Tableau 2. | Exigences de rejets pour les coliformes fécaux en étangs aérés..... | 23 |
| Tableau 3. | Paramètres de conception des stations à l'étude..... | 30 |
| Tableau 4. | Données virologiques brutes (nppiu/L) de la station de Terrebonne. | 51 |
| Tableau 5. | Corrélation entre les différents microorganismes indicateurs et les virus entériques humains en étang aéré..... | 53 |
| Tableau 6. | Détail des résultats microbiologiques obtenus à la station de Mascouche - Lachenaie..... | 81 |
| Tableau 7. | Détail des résultats microbiologiques obtenus à la station de Terrebonne | 84 |

Introduction

La dépollution des cours d'eau a préoccupé le gouvernement provincial depuis le début des années 1960. En 1978, le gouvernement québécois mettait en place un vaste programme d'assainissement des eaux, le Programme d'Assainissement des Eaux du Québec (PAEQ) suivi en 1995 du Programme d'Assainissement des Eaux Municipales (PAEM) et du Programme les Eaux Vives du Québec (PEVQ) en juin 1998. Les objectifs généraux du PAEQ étaient d'améliorer et de conserver la qualité des eaux pour satisfaire les besoins de la population québécoise, notamment l'approvisionnement en eau potable, les usages et les activités récréo-touristiques. De plus, le programme visait à obtenir et à maintenir des milieux aquatiques équilibrés qui permettraient aux ressources biologiques d'évoluer normalement.

La contamination provenant de rejets municipaux, entraîne des problèmes de consommation et d'utilisation de l'eau. Les étangs aérés constituent depuis le début du Programme d'Assainissement des Eaux du Québec, le système de traitement le plus utilisé entre autres en raison de la fiabilité et de la facilité de ses opérations. Les étangs aérés facultatifs sont la technologie la plus répandue dans le domaine municipal où l'on compte plus de 400 stations d'épuration de ce type. La technologie des étangs aérés n'est pas adaptée pour traiter des débits trop élevés, elle est utilisée particulièrement dans les petites (100 à 2000 m³/d) et moyennes agglomérations (2 000 à 10 000 m³/d), mais également dans un certain nombre de grandes agglomérations (10 000 m³/d) (Bernier, 2001).

L'efficacité des traitements d'épuration des eaux au Québec est mesurée par une réduction de la charge de matière organique dégradable (demande biochimique en oxygène ou DBO₅), en phosphore, de la matière en suspension et par un objectif de réduction en coliformes fécaux lorsque les rejets des stations affectent des zones à vocation récréo-touristique ou des prises d'eau potable. La formulation des exigences en coliformes fécaux, pour les étangs aérés, est basée sur le temps de rétention, le nombre de cellules des étangs et la concentration à l'affluent en terme de DBO.

Dans les étangs aérés, le temps de rétention hydraulique varie typiquement entre 15 et 50 jours. L'aération favorise le développement de bactéries qui se nourrissent des résidus des égouts. Le brassage des eaux, la décantation et une multitude de mécanismes biologiques font le reste. Les boues se déposent au fond du bassin, s'y minéralisent et sont retirées au bout d'une dizaine d'années pour être enfouies dans des lieux d'enfouissement sanitaires. Les étangs coûtent 40 % moins cher à construire et à entretenir que les stations mécanisées d'épuration et produisent une eau de bonne qualité. À sa sortie des étangs, les eaux sont épurées à 90 % des matières organiques et des matières en suspension et de 80 à 90 % de leur phosphore. Le reste de l'assainissement est fait par les cours d'eau récepteurs. Malgré l'importance du processus naturel de désinfection par le lagunage et malgré les efforts considérables de recherche, il y a encore plusieurs incertitudes dans la littérature à propos du processus de désinfection. L'obtention d'une meilleure compréhension du processus de désinfection par le lagunage est importante pour prédire la qualité des effluents et pour améliorer l'efficacité et la consistance du traitement. Les résultats de récentes recherches ont élucidé les processus principaux de l'inactivation des coliformes fécaux et d'autres organismes indicateurs dans les étangs de stabilisation. L'enlèvement de virus entériques dans les systèmes de lagunage n'a pas été étudié à cause des difficultés à isoler et détecter les virus entériques. De ce fait, peu de choses sont connues sur l'impact des étangs aérés sur l'enlèvement des virus entériques humains des eaux usées municipales.

Le but de cette étude était d'évaluer l'efficacité d'enlèvement des indicateurs de pollution fécale et des virus entériques humains cultivables par des étangs aérés facultatifs. Deux stations d'épuration situées sur la rivière des Mille-Iles ont été sélectionnées pour cette étude; la station de Mascouche - Lachenaie et la station de Terrebonne. Les analyses ont été faites en conditions estivales (chaudes) et printanières (froides) afin d'évaluer l'effet de la température sur l'enlèvement des microorganismes indicateurs et pathogènes.

Notre projet visait à déterminer l'efficacité d'enlèvement des microorganismes indicateurs et pathogènes par les étangs aérés dans un contexte québécois et d'examiner les conclusions des recherches antérieures, de façon à consolider notre compréhension de l'enlèvement des microorganismes indicateurs et pathogènes (virus) par le lagunage.

1 Revue de la littérature

1.1 Généralités

Les eaux usées municipales sont essentiellement de l'eau déjà utilisée par la collectivité et qui ont été souillées par des usages sanitaires et industriels. Le traitement adéquat des eaux usées est important pour la collectivité puisque la protection de la santé publique et de l'environnement en dépend. Les déchets d'organismes humains contiennent des bactéries et d'autres microorganismes susceptibles de causer de sérieuses maladies telles que l'hépatite et des gastroentérites (Bitton, 1999). Si des eaux usées contenant ces types de micro-organismes sont rejetées dans des lacs et rivières dont l'eau est utilisée pour la consommation ou à des fins récréatives, certaines maladies risquent de se propager dans la collectivité. Le traitement des eaux usées est un processus clé dans la protection des milieux récepteurs contre la pollution.

1.2 Composition des eaux usées

Les eaux usées sont principalement de l'eau contenant une petite quantité de déchets solides et dissous qui sont essentiellement composés de matière organique d'origine animale ou végétale. Lorsqu'ils sont organiques, les déchets solides vont se décomposer (Travaux publics et services gouvernementaux Canada, 2000). Les eaux brutes contiennent 99,9 % d'eau et 0,1 % de solides. Les solides sont répartis comme suit : 70 % de matière organique dont 65 % de protéines, 25 % d'hydrates de carbone et 10 % constitués par les matières grasses, pesticides, phénols et détergents, 30 % de matières inorganiques dont les chlorures, l'azote (ammoniaque), soufre, métaux lourds et sels dissous (Gray, 1989).

Outre débris organiques et minéraux, ces eaux hébergent divers microorganismes, comme les bactéries, qui peuvent s'avérer pathogènes et qui proviennent du tube digestif de l'homme. Bien que certaines de ces bactéries puissent être pathogènes, la plupart sont inoffensives. L'ensemble des microorganismes établis dans les étangs permet la décomposition de la matière organique contenue dans les eaux usées. Les bactéries se trouvent à la base de tous les procédés de traitement biologique des eaux usées.

1.3 Le contrôle de la qualité microbiologique

L'eau peut être un facteur de dissémination des microorganismes pathogènes. Principalement amenés par les rejets d'eaux usées, les bactéries et les virus d'origine fécale sont les principaux microorganismes qui altèrent la qualité sanitaire des eaux de surface. C'est pourquoi, le suivi et le contrôle de la qualité microbiologique de l'eau sont des éléments majeurs dans la préservation de la santé publique. Les eaux de surface hébergent des millions de bactéries par millilitre d'eau. Une partie de ces bactéries est naturellement présente dans le milieu aquatique où elles se multiplient. Ces bactéries autochtones jouent un rôle clé dans les cycles biogéochimiques de divers éléments constitutifs du carbone, de l'oxygène du soufre et de l'azote. À l'opposé, certaines bactéries dites allochtones sont apportées dans les milieux aquatiques qui ne constituent pas leur environnement habituel. Il en est ainsi des bactéries d'origine fécale présentes dans les eaux usées et les rejets de stations d'épuration des eaux et des bactéries telluriques apportées par les eaux de ruissellement (Servais *et al.*, 1999). Les bactéries d'origine fécale sont des microorganismes allochtones susceptibles d'être présents dans les milieux aquatiques naturels. Ces bactéries ont une importance sanitaire et épidémiologique car elles sont responsables de diverses maladies chez l'homme. Le contrôle microbiologique de l'eau repose essentiellement sur la recherche de bactéries indicatrices de contamination fécale, comme les coliformes thermotolérants, qui n'ont pas nécessairement un caractère pathogène par eux-mêmes, mais dont la présence indique l'existence d'une contamination fécale et donc d'un risque épidémiologique.

Il est admis depuis longtemps que la pollution de l'eau par les déjections humaines représente un risque significatif de maladie mais l'implication des virus comme vecteur possible d'infection est beaucoup plus récente. La présence et la possible transmission des virus par voie hydrique ont été initialement démontrées vers 1950 par la détection de poliovirus chez des singes exposés à des échantillons environnementaux (Metcalf *et al.*, 1995). Depuis, la découverte progressive de nouveaux virus et la reconnaissance d'épisodes épidémiques pouvant être causés par la transmission de virus entériques dans l'environnement a entraînée le développement de la virologie des milieux hydriques.

La détection des virus dans l'environnement n'est pas réalisée de façon routinière en Amérique. En Europe, la présence d'entérovirus est un paramètre viral inclus dans la réglementation contrôlant la qualité des eaux de baignade (Servais *et al.*, 1999). La quantité de virus présente dans les eaux usées est hautement variable et dépend du niveau d'hygiène de la population, de l'incidence de maladies dans la communauté, du niveau socio-économique et de la période de l'année.

Dans les eaux de surface, la concentration apparente des virus est en général très faible et il devient donc difficile de les détecter directement. C'est pourquoi une étape de concentration est indispensable. La détection des virus fait appel à diverses techniques de mise en évidence. Plusieurs méthodes visant la détection de virus ont été décrites : la visualisation des virus par microscopie, la détection des antigènes viraux, la détection des acides nucléiques viraux ou la détection de l'infectivité. La visualisation des particules virales par microscopie électronique est la méthode de détection la plus simple. Toutefois cette méthode n'est pas sensible puisque l'observation d'une seule particule virale nécessite au moins 1 million de particules virales par millilitre. Dans la plupart des cas, la détection de l'infectivité virale est l'objectif principal car elle permet au chercheur d'estimer les risques liés à la santé, le taux de contamination, l'efficacité de la désinfection ou des processus de stérilisation (Payment, 2001). Parmi les virus entériques, les entérovirus et les adénovirus peuvent se multiplier facilement *in vitro* sur cultures cellulaires et produire un effet cytopathique caractéristique. Certains virus se cultivent très difficilement (virus de l'hépatite A) et alors que pour d'autres virus comme les virus de Norwalk et les astrovirus, leur culture *in vitro* n'a pas encore été établie. Notons que cette caractéristique n'a toutefois rien à voir avec l'importance épidémiologique de leur présence dans l'eau (Abad *et al.*, 1997). C'est pourquoi, la mise en évidence de virus impossibles à multiplier sur cultures cellulaires, ou à croissance lente et incertaine, a été envisagée à l'aide d'anticorps dirigés contre les protéines virales ou à l'aide de sondes moléculaires. Si l'objectif est essentiellement de déterminer s'il y a présence de virus dans un environnement donné, la détection des antigènes viraux ou des acides nucléiques est suffisante. Ces deux méthodes ont l'avantage d'être applicable à un plus grand nombre de virus que la détection de l'infectivité. Toutefois, ces méthodes ne sont pas très précises et leur quantification est difficile (Payment, 2001). Les techniques de biologie

moléculaire basées sur l'amplification de gènes viraux ont permis l'étude de virus jusqu'à présent peu connus sur le plan clinique et épidémiologique.

1.4 Paramètres microbiologiques

1.4.1 *Microorganismes indicateurs*

Les fèces humaines et animales contiennent plusieurs types de bactéries, parmi celles-ci on retrouve des bactéries indicatrices, dont la présence traduit une contamination d'origine fécale. Un bon indicateur devrait satisfaire aux critères suivants :

- L'indicateur devrait toujours être présent lorsque le microorganisme pathogène d'intérêt est présent et être absent dans les eaux non contaminées;
- L'indicateur devrait être présent en nombre plus élevé que le microorganisme d'intérêt;
- L'indicateur devrait répondre, d'une manière similaire, aux conditions environnementales et aux différents processus de traitement des eaux;
- L'indicateur devrait être facile à isoler, identifier et énumérer (Olivieri, 1982).

1.4.1.1 *Coliformes thermotolérants*

Les coliformes thermotolérants, un sous-groupe des coliformes, sont largement employés afin d'évaluer les effluents et les eaux de surface. Ils sont considérés comme de bons indicateurs de la présence de pollution fécale d'origine animale ou humaine et indiquent qu'il y a contamination récente et constante. Les coliformes thermotolérants de la famille des Enterobacteriaceae, sont aérobies ou anaérobies facultatives, à Gram négatif, asporulées, en forme des bâtonnet et produisant des colonies bleues en moins de 24 heures à 44,5 °C sur un milieu de type m-Fc contenant du lactose. En raison de leur capacité de croître à la température élevée de 44,5 °C et non seulement à 35 °C comme les coliformes totaux, les coliformes fécaux sont de plus en plus souvent désignés par l'appellation coliformes thermotolérants dans la littérature scientifique. L'espèce caractéristique et principale des coliformes fécaux est *E. coli* mais d'autres coliformes tels

Klebsiella pneumoniae, les souches *Citrobacter* spp et *Enterobacter* spp, peuvent aussi se reproduire dans un milieu lactosé à 44,5°C (Bitton, 1999).

1.4.1.2 Entérocoques

Les bactéries du genre *Enterococcus* appartiennent au groupe de bactéries qu'on appelait auparavant les streptocoques fécaux. Les entérocoques sont des bactéries sphériques, en paire ou en chaîne, à Gram positif, catalase négative et anaérobies facultatives. Ils ne forment pas d'endospores et certaines espèces font preuve de mobilité. Les entérocoques se développent en 48 heures à 35 °C sur un milieu de culture m-*Enterococcus* et forment des colonies variant de rose pâle à rouge vin (Ministère de l'Environnement, 2000). À l'instar des bactéries *E. coli*, les bactéries entérocoques se retrouvent en quantité considérable mais moins abondante que ces dernières dans les matières fécales humaines et animales. Toutefois, certaines espèces ne sont pas d'origine fécale et sont présentes naturellement dans les végétaux et le sol. Puisqu'il est difficile de discriminer les entérocoques d'origine fécale et les entérocoques d'origine non fécale, ils doivent être perçus comme un indicateur de pollution d'origine organique au même titre que les coliformes totaux. Les bactéries entérocoques sont plus résistantes à la chloration que les coliformes et survivent généralement plus longtemps dans l'environnement (Bitton, 1999). L'analyse des bactéries entérocoques est réalisée pour évaluer la contamination fécale des eaux de baignade (Ashbolt *et al.*, 2001). La présence d'entérocoques dans l'eau est une indication de pollution fécale et de la présence possible de pathogènes entériques.

1.4.1.3 *Clostridium perfringens*

Certaines espèces bactériennes anaérobies comme *Clostridium perfringens* (bactérie Gram négative formant des spores) peuvent survivre dans l'environnement pendant de longues périodes (Brazier et Hall, 1995). Cette bactérie est retrouvée en grand nombre dans les fèces des animaux et des humains. Leur environnement naturel est l'intestin d'animaux à sang chaud. C'est une bactérie qui ne se multiplie pas dans l'eau ou à des températures inférieures à 20°C. Les spores de *Clostridium perfringens* résistent aux traitements des eaux usées et aux stress environnementaux par conséquent cette bactérie est un excellent indicateur de contaminations fécales présente ou passées (Mellgren,

1973). Le milieu m-CP, d'abord décrit par Bisson et Cabelli (1979) et modifié par Armon et Payment (1988), est utilisé pour l'énumération de *Clostridium perfringens* dans les échantillons environnementaux. La digestion enzymatique de la caséine procure l'azote, les acides aminés et le carbone nécessaire pour la croissance de *Clostridium perfringens* sur le milieu m-CP. Les agents sélectifs du milieu sont la D-cycloserine, la polymyxin B sulfate et le $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$. La phénolphtaléine diphosphate est le substrat utilisé pour la détection de l'acide phosphatase de *Clostridium perfringens*. En présence de cette enzyme et des vapeurs d'hydroxyde d'ammonium, les liens diphosphates sont clivés. Cette réaction est visible grâce à l'absorption de l'Indoxyle- β -D-glucoside qui produit des colonies rouges à roses foncées (Armon et Payment, 1988; Bisson et Cabelli, 1979).

1.4.2 Phages

La concentration des particules virales dans les eaux usées traitées varie en fonction du type et du niveau de traitement appliqué. Certains virus peuvent être plus résistants à la désinfection que les coliformes et c'est pour cette raison que les bioindicateurs traditionnels n'évaluent pas convenablement la présence ou l'absence de virus dans les eaux usées (Palmateer *et al.*, 1991; Castillo et Trumper, 1991). Plusieurs difficultés surviennent lorsque les virus entériques sont utilisés comme indicateur de pollution fécale dans les eaux usées. La première difficulté, d'ordre analytique, est liée à l'insuffisante performance des techniques d'analyses appliquées à des eaux faiblement contaminées. La seconde est liée à la constitution même de l'échantillon c'est-à-dire à la distribution hétérogène des virus dans le milieu hydrique et aux fluctuations importantes dans le temps du niveau de contamination en un même point de prélèvement (Baylet et Sinégre, 1978). Cette situation a créé le besoin de chercher des indicateurs alternatifs qui sont faciles et rapides à détecter et qui permettent la prédiction du comportement des virus entériques. Les phages sont de tels indicateurs (Grabow, 2001; Castillo et Trumper, 1991). Au sens strict du terme, une espèce bactérienne ou virale représente une entité qui ne peut être comparée qu'à elle-même mais l'utilisation des phages est acceptable dans la mesure où ils ont un comportement peu différent des virus entériques dans le milieu hydrique (Baylet et Sinégre, 1978). Les arguments pour la validation des phages comme indicateurs de contamination fécale sont les suivants:

- Les phages sont abondants dans les eaux usées traitées (Grabow, 2001) ;
- La population de phages est plus importante que celle des virus entériques (Grabow, 1986);
- Les phages sont incapables de se reproduire à l'extérieur de leur hôte bactérien (Grabow, 2001);
- Les phages sont isolés et comptés facilement par l'utilisation de méthodes simples (Grabow, 1986);
- Les résultats sont obtenus rapidement (Borrego *et al.*, 1990);
- Les phages ont la même résistance à la désinfection que les virus (Castillo et Trumper, 1991)

L'intestin de l'homme, des animaux, les sols, les eaux polluées par les déjections humaines contiennent des phages actifs sur les germes intestinaux normaux et également sur les agents des infections bactériennes endémiques. Si l'eau est polluée par des germes fécaux, il est évident que l'on doit y déceler également les phages qui les accompagnent de façon presque constante. Les bactériophages sont classifiés selon la morphologie de leur capsid et la nature de leur acide nucléique. Les coliphages partagent avec les virus entériques humains, plusieurs propriétés fondamentales en terme de composition, de structure et de taille (Grabow, 2001). Les phages d'intérêt dans l'évaluation de la qualité de l'eau sont classés dans six familles, les *Myoviridae*, les *Siphoviridae*, les *Podoviridae*, les *Microviridae*, les *Leviviridae* et les *Inoviridae*, subdivisées en plusieurs sous-groupes (Havelaar *et al.*, 1991).

1.4.2.1 Coliphage mâle-spécifique

Les coliphages F-ARN sont des membres de la famille des *Leviviridae* (ARN simple brin) et des *Inoviridae* (ADN simple brin). Les phages mâles-spécifiques sont probablement les meilleurs modèles de virus entériques à cause de leur résistance à la chloration, leur simplicité structurale et de leur grande similitude en terme de composition, de structure et

de taille avec plusieurs virus entériques humains (Grabow, 2001). Les phages F-ARN s'adsorbent aux récepteurs localisés sur les pilis sexuels codés par le plasmide F et par le plasmide du groupe d'incompatibilité IncF de la bactérie hôte *E. coli* en phase logarithmique (Havelaar et Pot-Hogeboom, 1988). La présence du plasmide F dans la bactérie lui confère un caractère mâle. Notons qu'une température d'au moins 30°C est requise pour la production des pilis sexuels.

1.1.1.1 Coliphage somatique

Les eaux usées contiennent généralement un grand nombre de coliphages somatiques. Le terme somatique s'applique généralement à des bactériophages membres des familles *Myoviridae*, *Siphoviridae*, *Podoviridae* et *Microviridae* qui infectent la bactérie *E. coli*. Dans l'eau, les coliphages somatiques dépassent généralement en nombre les phages F-ARN par un facteur de 5 et les virus humains cytopathogènes par un facteur de 100 (Grabow *et al.*, 1993). En raison de leur relative abondance et de leur facilité de détection, les coliphages somatiques sont considérés comme de bons indicateurs de la présence potentielle de virus entériques dans l'eau et des modèles intéressants du comportement des virus entériques dans les processus de traitements des eaux et de désinfection (Grabow, 2001).

1.1.2 Virus

Plus de 140 pathogènes viraux peuvent être transmis à l'humain par l'eau (Bitton, 1980). Les agents viraux impliqués sont appelés «virus entériques». Ils appartiennent à des groupes taxonomiques (familles et genres) distincts. Les virus les plus communs sont les virus de l'hépatite et des gastroentérites. Les poliovirus (3 sérotypes), les coxsackievirus du groupe A (23 sérotypes) et B (6 sérotypes) ainsi que les échovirus (32 sérotypes) sont différentes espèces du genre *Enterovirus* (famille Picornaviridae) (Servais *et al.*, 1999). Malgré leur très grande diversité, ces virus ont en commun une étape obligatoire de leur excrétion, l'intestin de l'hôte, avec pour conséquence l'existence d'un cycle de transmission féco-oral impliquant l'homme ou les animaux et leur environnement

hydrique (Servais *et al.*, 1999). De ce fait, le terme «virus entérique», selon le concept épidémiologique, s'applique à tous les virus propagés par la route fécale.

Tableau 1. Principaux virus pathogènes transmissibles par la voie hydrique

| Genres | Espèces | Taille | Génome | Symptômes |
|----------------|-----------------------|----------|--------|-----------------|
| Entérovirus | Poliovirus | 2-30 nm | ARN | P,M,F |
| | Coxsackie A | | | MR, M, F |
| | Coxsackie B | | | MR, M, F |
| | Échovirus | | | M, MR, F, GE |
| | Entérovirus 68-71 | | | M, E, MR, F, CH |
| Hépatovirus | Hépatite A | 27-28 nm | ARN | H |
| Réovirus | Réovirus humains | | | Non établie |
| Rotavirus | Rotavirus humains | 70-80 nm | ARN | GE, D |
| Calicivirus | Virus de Norwalk | 26-32 nm | ARN | GE, V, D, F |
| | SRV | 30-38 nm | | GE, V, D |
| | Virus de l'hépatite E | 27-34 nm | | H |
| Astrovirus | Astrovirus humain | 28 nm | ARN | GE |
| Coronavirus | Coronavirus humains | 120 nm | ARN | GE |
| Mastadénovirus | Adénovirus humains | 70-80 nm | ADN | MR, C, GE |

(Servais *et al.*, 1999)

Abréviations: F: fièvre, M: méningite, D: Diarrhée, GE : gastroentérite, P : paralysie, MR : maladie respiratoire, E : encéphalite, C : conjonctivite, CH : conjonctivite hémorragique, V : vomissement, H : hépatite

1.5 Le lagunage

1.5.1 Historique

Le lagunage est la technique de traitement des eaux usées la plus simple et la plus économique pour réduire la matière organique et les contaminations bactériennes pour les régions rurales et les petites et moyennes communautés (Omura *et al.*, 1985). Les étangs de lagunage sont des bassins excavés dans le sol, endigués de manière générale avec les matériaux provenant de l'excavation, de profondeur variable mais habituellement de moins de 4 mètres, et dans lesquels l'eau usée subit diverses fonctions d'épuration comme l'abattement de la matière organique et des matières en suspension (MES), la nitrification, la réduction des organismes entéropathogènes, etc. (Leduc et Nguyen, 1990).

L'évolution de la technique du lagunage débuta réellement en 1901, lorsque la ville de San Antonio au Texas aménagea un lac artificiel de 275 acres, le lac Mitchell, destiné à l'épuration des eaux usées (Gloyna, 1971). Dès les années 20, le lagunage écologique se développa largement de par le monde, couvrant complètement la gamme variant entre les régions tropicales et arctiques (Silva *et al.*, 1987). Ces bassins furent créés empiriquement, sans études préalables, d'où les problèmes comme par exemple la présence de moustiques ou d'odeurs désagréables (Gloyna, 1971).

A partir de 1950, des études et des recherches méthodiques furent entreprises sur le fonctionnement de ces écosystèmes et le dimensionnement des installations en jouant sur la profondeur des bassins, l'aération artificielle, et en recherchant la valorisation de sous-produits (Gloyna, 1971). A l'issue de quoi, le lagunage a pu devenir un procédé fiable, performant et rustique à la fois.

Actuellement le lagunage est appliqué dans une cinquantaine de pays, sous tous les climats (Australie, Canada, Nouvelle-Zélande, Inde, Afrique et même l'Alaska) grâce au développement de pratiques particulières aux conditions spécifiques du milieu (Gloyna, 1971; Omura *et al.*, 1985; Sinton *et al.*, 2002). Il est indispensable d'adapter le lagunage aux facteurs climatiques à savoir la température, le vent, l'évaporation, la pluviométrie et

les variations saisonnières du cycle jour/nuit (appelé nycthémère). C'est pourquoi, il existe plusieurs types de procédés par lagunage. On dénombre entre autres: le lagunage aérés mécaniquement ou non, le lagunage aérobies, anaérobie ou facultatif, le lagunage à décharge continue, à vidange périodique ou à rétention complète. Ces processus seront couverts à la section 1.7.

1.5.2 Principe du lagunage

Le principe du lagunage repose essentiellement sur la dégradation de la matière organique contenue dans les eaux usées, par une chaîne alimentaire de microorganismes colonisant successivement les différents bassins et se livrant à des phénomènes de, par exemple, compétition et de prédation. Les espèces varient en quantité et en nature selon les caractéristiques du milieu : nature des effluents à traiter, charge organique, conditions climatiques, profondeur d'eau. Le processus d'auto-épuration mis en jeu dans cette technique se déroule spontanément dans les mares, les étangs et autres étendues d'eau, dans lesquels les micro-organismes dégradent la matière organique et la transforment en éléments minéraux. Cependant, cela conduit au phénomène d'eutrophisation (prolifération d'algues et diminution de la quantité d'oxygène disponible) si préjudiciable aux eaux naturelles, tant que les processus ne sont pas contrôlés et maîtrisés (Bitton, 1999).

Il s'agit donc, dans cette technique, d'une part de favoriser le lent écoulement de l'eau dans des bassins successifs, et d'autre part de s'appuyer sur une association biologique couvrant toute une chaîne alimentaire, à savoir :

- les bactéries aérobies vivant en présence d'oxygène dissous,
- les bactéries anaérobies,
- les algues ou phytoplancton,
- et le zooplancton dans certains cas.

Dans ces conditions, il est possible d'obtenir une excellente dépollution organique et au surplus, ce que ne permettent pas les stations d'épuration classiques, une très bonne décontamination microbienne. Les types de procédés par lagunage les plus usuels pour le traitement des eaux usées domestiques sont les étangs aérés, non aérés facultatifs et aérés facultatifs (Bernier, 2001).

1.5.3 Avantages/inconvénients

Contrairement aux autres systèmes qui nécessitent des investissements importants, engendrent des coûts de fonctionnement sans contrepartie productive, et ne parviennent pas à une dépollution microbienne effective, le lagunage est un procédé rustique, écologique, fiable et peu onéreux, avec des résultats hautement satisfaisants en matière de décontamination. Ses avantages par rapport aux procédés classiques sont nombreux :

- Tolérance aux variations de débits (important en temps de pluie);
- Tolérance aux variations de charges;
- Equipements simples à opérer et robustes;
- Ne requiert pas de personnel d'opération hautement qualifié;
- Efficacité de traitement comparable aux autres traitements biologiques;
- Evite la manutention et l'évacuation continue des boues;

L'un des inconvénients important est son emprise foncière. Il est en effet indispensable de trouver une surface de terrain suffisante puis de l'adapter aux conditions de lagunage spécifiques (terrain imperméable, étanchéité des bassins etc.). Il faut également prendre en considération la contamination possible des eaux souterraines si les bassins sont non étanches et l'émission d'odeurs en conditions anaérobies (Leduc et Gehr, 1990; Hosetti et Frost, 1998).

1.6 Biologie des étangs

1.6.1 Bactéries

Elles absorbent la matière organique et rejettent des substances minérales et des gaz. En fonction des caractéristiques du milieu, certains types de bactéries se développent, croissent, éliminent les déchets puis chutent en nombre pour laisser la place à d'autres familles qui à leur tour colonisent les eaux.

On peut citer par exemple les bactéries du cycle du soufre, celles du cycle de l'azote (processus de nitritation par *Nitrosomonas* et de nitratisation par *Nitrobacter*) qui sont aérobies et vivent dans la partie supérieure des lagunes (Bitton, 1999).

Les bactéries anaérobies essentiellement méthanogènes, se développent au niveau des sédiments du premier bassin appelé bassin de décantation car les substances toxiques non dégradables tels que les phénols, hydrocarbures, détergents et métaux lourds s'y déposent par sédimentation et ne risquent plus de s'accumuler dans la chaîne trophique (ou chaîne alimentaire) (Bitton, 1999).

Ainsi le processus d'épuration biologique par le plancton et d'oxygénation progressive pourra se poursuivre sans danger dans les autres bassins dits de maturation et de finition.

1.6.2 Phytoplancton

Ce sont des plantes microscopiques qui, en présence de lumière, grâce à leur activité photosynthétique due à la chlorophylle contenue dans leurs tissus, utilisent les substances minérales et le gaz carbonique rejetés par les bactéries, pour édifier leur matière et évacuer de l'oxygène. Il s'agit des algues bleues, vertes, brunes et des euglénies (Prescott *et al.*, 1995). Selon la saison, selon la valeur des paramètres du milieu, certaines familles se développent plus que d'autres. Tout comme dans le cas des bactéries, les espèces les mieux adaptées croissent au détriment des autres mais contribuent de toute façon à l'oxygénation du milieu, facteur majeur d'une bonne épuration. Ce sont elles qui donnent la couleur verte de l'eau, surtout dans les derniers bassins de lagunage. A leur tour, dans

le cycle alimentaire de l'écosystème, elle constitue la nourriture des organismes de niveau supérieur dans la chaîne, c'est-à-dire le zooplancton.

1.6.3 Zooplancton

Il s'agit d'une faune microscopique (de quelques dizaines de micron à quelques millimètres) se nourrissant de bactéries, de phytoplancton, de matière organique et parfois de jeunes larves d'insectes.

Citons par ordre de taille croissante :

- les protozoaires résistants aux basses températures ;
- les rotifères;
- les copépodes, petits crustacés, très intéressants pour l'aquaculture ;
- les cladocères, crustacés aussi, surtout des daphnies (Bitton, 1999).

La plupart de ces animaux peuvent servir d'aliment aux larves et aux alevins de poissons.

1.7 Les différents types de lagunage

Tous les systèmes de lagunage permettent d'abaisser les valeurs des paramètres suivants MES (matière en suspension), DCO (demande chimique en oxygène), DBO₅ (demande biochimique en oxygène en 5 jours), aux objectifs fixés par ces normes (Leduc et Gehr, 1990; Bitton, 1999). Diverses classifications et terminologies sont utilisées pour identifier les bassins en terre dans lesquels se produisent les multiples réactions d'épuration des eaux résiduaires. D'après la classification utilisée par le Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ, 1982), le lagunage est un terme générique employé pour identifier les différents types d'étangs. Parmi les ouvrages les plus utilisés, on retrouve les étangs à lagunage naturel (à microphytes ou à macrophytes), aéré mécaniquement ou non, facultatif, aérobie et anaérobie.

1.7.1 Lagunage naturel

Le lagunage naturel repose sur la présence équilibrée de bactéries aérobies en cultures libres et d'algues. Le mécanisme de base sur lequel repose le lagunage naturel est la photosynthèse. La tranche d'eau supérieure des bassins est exposée à la lumière, permettant la croissance d'algues qui produisent l'oxygène nécessaire au développement et maintien des bactéries aérobies. Ces bactéries sont responsables de la dégradation de la matière organique. Le gaz carbonique formé par les bactéries, ainsi que les sels minéraux contenus dans les eaux usées, permettent aux algues de se multiplier. Ce cycle est maintenu tant que le système reçoit de l'énergie solaire et la matière organique. En fond de bassin, où la lumière ne pénètre pas, ce sont des bactéries anaérobies qui dégradent les sédiments issus de la décantation de la matière organique. Un dégagement de gaz carbonique est de méthane se produit à ce niveau (Bitton, 1999; Hosetti et Frost, 1998).

1.7.1.1 Lagunage à microphytes

Les microphytes sont des microalgues qui tirent profit des éléments contenus dans les eaux usées. Sous climat tempéré, le lagunage naturel à microphytes nécessite une superficie de 10 à 15 m² par équivalent-habitant (unité de mesure représentant la quantité de pollution émise en 1 jour par 1 personne) (Alexandre *et al.*, 1998). On compte sur une station de 2 à 5 bassins disposés en série (avec un optimum pour 3 bassins). Le premier bassin reçoit en général directement les effluents, il en résulte un dépôt important de sédiment qu'une suite de réactions naturelles complexes opérées par des microphytes va dégrader.

Le premier bassin (de décantation) est le plus profond, et le volume global de l'ensemble doit être très important : soit de 60 à 80 fois plus que la quantité d'effluent reçu, ce qui permet une dilution considérable et d'assurer, le cas échéant, de fortes variations de charge à assainir (Alexandre, *et al.*, 1998).

1.7.1.2 Lagunage à macrophytes

Dans une formule complémentaire (en milieu tropical notamment) on peut cultiver des macrophytes (roseaux ou lentilles d'eau par exemple) dans le bassin terminal afin

d'optimiser l'épuration, d'augmenter l'oxygénation et d'éliminer au maximum les matières en suspension. Le traitement des eaux usées par lagunage à macrophytes est une méthode efficace et peu coûteuse, basée sur la capacité des plantes aquatiques à interagir favorablement avec les microorganismes dans l'élimination des polluants. Ce type de lagunage fait appel aux macrophytes, grandes plantes aquatiques immergées, flottantes ou enracinées. Dans les premières étapes de stabilisation, l'azote, le phosphore et l'ammoniaque favorisent la croissance des algues qui elle, favorise le développement de la faune planctonique. Les macrophytes absorbe l'azote et le phosphate augmente le niveau d'oxygène dissous et restreignent la pénétration de la lumière. Cette réduction de lumière permet le contrôle de la production d'algues planctoniques qui pourraient surcharger le système et causer des conditions anaérobies (Mitchell, 1978). Les étangs à macrophytes ont une structure similaire à celle des milieux humides naturels (étangs et marais) en Europe et en Amérique du nord (Hosetti et Frost, 1998).

1.7.2 Étangs aérés

Dans ce type d'installation, l'oxygène est produit artificiellement soit en surface (aérateurs), soit en immersion (insufflation d'air). Ce procédé peut être utilisé dans des conditions climatiques difficiles (pays très froids) ou en complément lorsque les conditions climatiques l'exigent (saison des pluies en climat tropical) ou que la charge polluante devient trop importante. Les étangs aérés facultatifs sont le type d'étangs le plus commun dans le traitement des eaux usées domestiques (Bernier, 2001). Le traitement des eaux se fait par des processus à la fois aérobies et anaérobies. Les étangs sont subdivisés en trois couches; une zone aérée, facultative et anaérobie au fond des bassins (Bitton, 1999). Les bassins sont en condition de mélange partiel, c'est-à-dire que l'énergie de brassage est insuffisante pour éviter des dépôts. Seule une partie des matières solides est maintenue en suspension pour éviter la formation des dépôts. Une partie des matières en suspension décantent au fond des bassins, où elles constituent les boues qui entrent en digestion anaérobie (Bernier, 2001). Le temps de rétention varie entre 5 jours et 50 jours (Hammer, 1986). Le traitement des eaux usées dans les étangs d'oxydation est le résultat d'un processus biologique naturel mené principalement par les algues et des microorganismes aérobies, anaérobies et facultatifs. Plusieurs catégories d'organismes

jouent un rôle dans le processus, incluant principalement les algues, les bactéries autotrophes et hétérotrophes et le zooplancton. Les bassins permettent l'accumulation de solides qui sont dégradés de manière anaérobie au fond des étangs (Alexandre *et al.* 1998).

Au Québec, des produits chimiques comme l'alun ou le chlorure ferrique sont utilisés comme coagulant pour éliminer le phosphore. Ces coagulants constituent une part importante des coûts d'exploitation et produisent des quantités considérables de boue contenant de l'aluminium et du fer (Mayers et Roy, 2003).

1.7.3 Étangs anaérobies

Ce système surtout employé en climat tropical, car il nécessite une température élevée (supérieure à 25°C), permet le traitement des eaux usées domestiques et agro-industrielles (abattoirs par exemple). La réduction de la DBO₅ dépasse 80% lorsque la température est au dessus de 25°C, mais la digestion anaérobie est virtuellement arrêtée à des températures inférieures à 10°C (Hosetti et Frost, 1998, Bitton, 1999). Outre la température, les paramètres majeurs sont le pH, qui doit rester voisin de 7, donc de la neutralité, et le temps de séjour. Les étangs ont une profondeur de 2,5 à 9 mètres et un temps de rétention relativement long de l'ordre de 20 à 50 jours (Metcalf et Eddy, 1991). Outre la nécessité de température élevée, le problème majeur associé au lagunage anaérobie est la production de composés odorants. La matière organique est dégradée sous des conditions anaérobies en CO₂, CH₄ et autres gaz tel le H₂S (Bitton, 1999). Les avantages principaux liés à ce type d'étang sont l'absence de système d'aération mécanique coûteux et la production de faible quantité de boue.

1.7.4 Étangs facultatifs

La couche supérieure des étangs facultatifs est en aérobie le jour et pendant une courte période à la noirceur. Les couches de fond sont généralement en conditions anaérobies. La communauté habituelle des étangs facultatifs comprend des bactéries, des algues, des champignons, des virus, des protozoaires, des rotifères, des nématodes, des insectes et des macrophytes (Hosetti et Frost, 1998). La flore bactérienne des étangs est classée selon

quelle est thermophile, mésophile ou psychrophile. Les bactéries thermophiles et mésophiles sont actives dans les étangs tropicaux ou subtropicaux. Les bactéries psychrophiles sont plus communes dans les étangs situés dans des régions tempérées (Prasad et Henry, 1985). La dégradation de la matière organique libère des nutriments et produit des particules qui supportent la population d'invertébrés dont l'activité contribue subséquemment à la qualité de l'eau. La flore des couches inférieures dans les étangs facultatifs et anaérobies inclue des bactéries mésophiles comme *Escherichia coli*, *Flavobacterium*, *Alcaligenes* et *Pseudomonas*. Elles décomposent les protéines, les gras et les hydrates de carbone en acides aminés, glycérides et en monosaccharides. Ils sont réduits de nouveau en méthane et en dioxyde de carbone par des bactéries tels *Methenobacterium* et *Methenococcus* (Mara et Pearson, 1986). L'oxydation par *Nitromonas* et *Nitrobacter* produit du nitrite et du nitrate qui sont convertis en azote, en eau et en oxyde de carbone par d'autres bactéries et des champignons. Les protéines sont dégradées dans les cellules en acides aminés, en eau et en dioxyde de carbone. Durant les conditions anaérobies la méthanogénèse est le principal mécanisme de stabilisation des substances organiques (Bitton, 1999).

1.8 Critères de conception

Le système de lagunage aéré facultatif (Figure 1), faisant l'objet de cette étude, est le type de procédé par lagunage le plus utilisé pour le traitement des eaux usées domestiques au Québec (Bernier, 2001). Lorsque l'effluent est déversé dans un cours d'eau récepteur dont les usages incluent l'approvisionnement en eau pour la consommation domestique, l'irrigation, les activités récréatives ou autres, il est impératif de concevoir les unités de traitement pour qu'elles puissent satisfaire aux normes bactériologiques des effluents ou des cours d'eau récepteurs. Ces exigences peuvent parfois contrôler la conception de l'ouvrage. Les critères de conception sont expliqués plus en détail dans les sections suivantes.

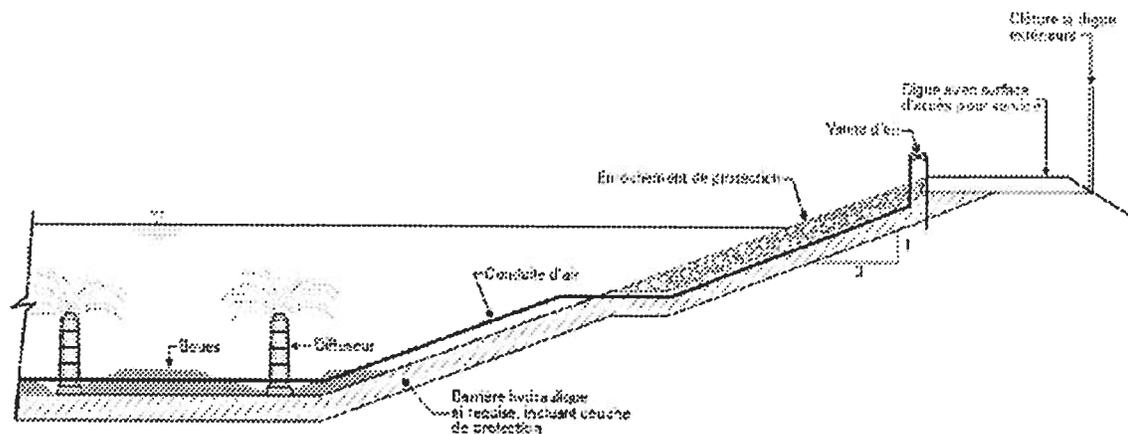


Figure 1 Coupe d'étang aéré facultatif conventionnel (Source : Bernier, 2001)

1.8.1 Nombre d'étangs

Un certain nombre de raisons peuvent expliquer les différences d'abattement des coliformes entre les systèmes d'étangs. De celles-ci, le nombre d'étangs en série est un des facteurs de première importance tel que démontré par les travaux de Marais (1974). Pour un temps de rétention total donné, le rendement augmente avec le nombre de cellules en série jusqu'à un total de quatre cellules. Dans les très grandes stations où la capacité requise nécessite l'établissement de plus de quatre cellules, deux séries d'étangs ou plus en parallèle sont considérés (Bernier, 2001).

1.8.2 Temps de rétention hydraulique

Le temps de rétention est la variable ayant l'influence la plus significative sur l'efficacité d'un système d'étangs (Leduc et Gehr, 1990). Au Québec, l'approche proposée pour établir le temps de rétention requis est basée sur une étude des résultats disponibles provenant de 135 stations municipales existantes au Québec pour l'année 1993 et de 148 stations pour l'années 1994 (Laurin, 1995). À partir de ces résultats, les temps de rétention recommandés en fonction du nombre de cellules et du rendement visé en coliformes fécaux à l'effluent sont proposés au Tableau 2 (adapté de Bernier, 2001).

Tableau 2. Exigences de rejets pour les coliformes fécaux en étangs aérés.

| Période de l'année et temps de rétention hydraulique (jour) | 2 cellules | 3 cellules et plus |
|---|---|--------------------|
| | Concentration en coliformes fécaux (UFC/100 mL) | |
| 1 ^{er} mai au 31 octobre | | |
| $15 \leq t < 20$ | 10000 | 5000 |
| $20 \leq t < 25$ | 5000 | 2000 |
| $t \geq 25$ | 2000 | 1000 |
| 1 ^{er} novembre au 30 avril | | |
| $t \geq 15$ | 50000 | 20000 |

1.8.3 Système d'aération

Le type de système d'aération le plus utilisé dans les étangs aérés facultatifs au Québec est le système d'aérateur de fond, constitué de soufflantes qui alimentent des conduites d'air munies d'orifices placées dans les bassins. Les orifices sont surmontés de diffuseurs dans lesquels il y a création d'un effet de pompage par entraînement d'air favorisant la diffusion et le transfert d'oxygène (Figure 1) (Bernier, 2001). Dans les systèmes d'étangs aérés facultatifs, le système d'aération en place doit fournir une quantité d'oxygène suffisante pour satisfaire aux demandes carbonées et azotée dans chaque étang et cela pour chaque condition particulière en tenant compte des diverses formes d'activités biologiques qui se produisent dans les bassins (Bernier, 1991). Le système d'aération a également le rôle important d'assurer une dispersion adéquate de l'oxygène dissous.

Les coliformes en raison de leur caractéristique d'être des organismes aérobies et facultativement anaérobies, survivraient mieux dans les conditions d'abondance ou de pauvreté d'oxygène dissous (Moeller et Calkins, 1980). D'après Watkins (1973), l'effet de l'oxygène dissous (OD) sur les coliformes serait indirect, les concentrations élevées en OD ayant nettement plus d'avantages sur les prédateurs et/ou sur des mécanismes qui sont antagonistes aux coliformes.

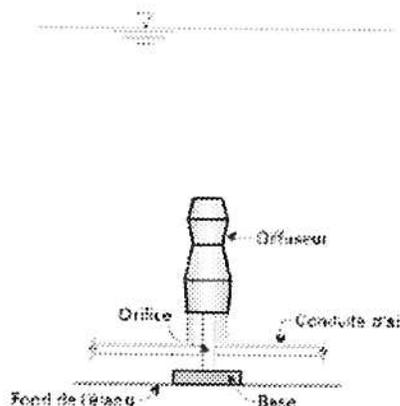


Figure 2 Système d'aération (Source : Bernier, 2001)

1.8.4 Profondeur des étangs

La profondeur d'eau dans les étangs aérés facultatifs se situe généralement entre 3 et 5 mètres (Bernier, 2001). Les équations découlant de la loi de Bouguer-Beer-Lambert, de la formule de Morowitz, du modèle de Mancini et du modèle de Sarikaya-Saatçi, montrent que la profondeur des bassins a une influence sur l'efficacité épuratrice des étangs (Leduc et Gehr, 1990). L'influence de la profondeur sur l'efficacité des systèmes est démontré aussi dans les travaux de Gameson et Saxon (1967), dans lequel on note une diminution de l'efficacité en fonction de la profondeur. En effet, la lumière et l'irradiation solaire, des variables abiotiques influençant la cinétique d'abattement, subissent une atténuation rapide dans les étangs en fonction de la profondeur (Moeller et Calkins, 1980).

1.9 Mécanisme d'enlèvement des pathogènes par lagunage

Les meilleurs indicateurs en matière de pollution microbienne sont les germes de contamination fécale (coliformes et streptocoques fécaux) abondants et faciles à analyser. On constate que la formule du lagunage permet de supprimer presque totalement ces indicateurs de pollution fécale et d'atteindre une qualité sanitaire de l'eau proche de celle des eaux de baignade. La chute de la température (de 37°C environ à 15°C en moyenne), le temps de séjour élevé dans les bassins, l'action bactéricide des rayons ultraviolets et des microalgues et l'action bactériophage du zooplancton expliquent la disparition nombreuse des germes dans les stations de lagunage et donc la dépollution microbienne

considérable de ce type d'installation (Davies-Colley *et al.*, 1999) (Curtis *et al.*, 1992) (Mendes *et al.*, 1995). En outre, cela permet le rejet des eaux traitées dans des milieux récepteurs sensibles tels que les zones de baignade. De surcroît, il est possible dans ces conditions d'utiliser l'effluent à la sortie du dernier bassin à des fins aquacoles et agricoles.

L'élimination des microorganismes pathogènes ou des indicateurs de pollution fécale par le lagunage s'effectue de trois façons : 1) en créant des conditions adverses; 2) par un temps de rétention élevé qui permet la mort naturelle des microorganismes; et 3) en accélérant le taux métabolique et en stimulant la chaîne alimentaire, où la réserve d'oxygène et le ratio nourriture/microorganisme qui stimule la consommation rapide de la matière organique (Leduc et Gehr, 1990; Bitton, 1999).

Dans les étangs anaérobies, la sédimentation est le mécanisme principal par lequel les microorganismes sont éliminés. En raison de leur poids, les œufs d'helminthes sédimentent alors que les virus adhèrent aux solides en suspension et sédimentent subséquemment. L'une des principales causes de la perte de microorganismes dans les étangs est la création de conditions anaérobies par la matière organique en décomposition. Toutefois cette élimination est insuffisante et dépend également du temps de rétention (Bitton, 1980).

Dans les étangs facultatifs, la mort et l'enlèvement de microorganismes indicateurs sont des processus très complexes. Des facteurs tels la sédimentation, les radiations solaires, le pH élevé, le faible niveau de CO₂, les concentrations élevées d'O₂ dissous, les toxines algales, la présence de prédateurs, le temps de rétention, les toxines d'algues, les prédateurs, les bactériophages et des faibles concentrations de nutriments peuvent affecter le taux d'enlèvement des microorganismes (Davies-Colley *et al.*, 1999).

Des molécules sensibilisées présentes dans l'eau et dans les microorganismes, produisent des dérivés d'oxygènes toxiques comme les radicaux libres et les ions superoxydes par réactions photochimiques. Ces types de dérivés, combinés avec un pH élevé, affectent les membranes cellulaires causant la mort de la cellule. Ce phénomène est appelé photooxydation.

1.9.1 Photooxydation

Les effets nuisibles de la lumière du soleil semblent jouer un rôle important dans l'écologie microbienne des régions supérieures des environnements aquatiques. Une importance particulière est attachée à l'impact de la lumière du soleil sur le nombre d'indicateurs fécaux et de bactéries entériques pathogènes dans les eaux dulcicoles et salées.

Davies-Colley et al. (2000) ont constaté une grande diversité de réponses, par différents microorganismes indicateurs, à l'exposition aux rayons solaires sous différentes conditions dans les étangs de stabilisation. Ces résultats sont la conséquence de l'action simultanée des trois mécanismes principaux causant des dommages par le rayonnement solaire. Ces mécanismes varient pour différents indicateurs dépendamment des conditions physico-chimiques qui prévalent.

Le premier mécanisme implique un dommage direct à l'ADN, causé par l'absorption de rayons UV-B (300-320 nm), se résultant par la formation de dimère de pyrimidine (Jagger, 1985). Ce processus est oxygène indépendant et peut potentiellement affecter tous les organismes à ADN exposés aux UV-B. Des mécanismes de réparations peuvent toutefois corriger les dommages aussi longtemps que le taux n'est pas accablant et que le mécanisme même de réparation n'est pas lui-même inactivé.

Le second mécanisme est oxygène dépendant (Jagger, 1985) et suppose l'absorption de courtes longueurs d'onde par des constituants de la cellule (photosensibilisateurs endogènes) qui réagissent à l'oxygène pour former des espèces réactives de photooxydation pouvant endommager des cibles internes, particulièrement l'ADN (cassure des brins) et touchant potentiellement les mécanismes de réparation de l'ADN. L'absorption de ces longueurs d'onde (principalement des UV-B solaires) par les photosensibilisateurs endogènes potentiels est faible.

Le troisième mécanisme implique l'absorption de radiations solaires de type UV-B (290-320 nm), UV-A (320-400 nm) et dans la lumière visible (400-500 nm) par des sensibilisateurs externes (substances humiques) retrouvés dans le milieu. Un

sensibilisateur efficace doit entrer dans un état excité suffisamment longtemps pour réagir avec d'autres molécules et ainsi initier les réactions de photosensibilisations dommageables. Ces réactions sont beaucoup plus nuisibles en présence d'oxygène bien qu'il soit théoriquement possible pour le sensibilisateur de réagir directement avec une cible dans la cellule. Lorsque le sensibilisateur est à l'état excité et réagit avec l'oxygène, un certain nombre d'espèces réactives de l'oxygène sont formés; ces espèces incluent l'oxygène singulet, les anions superoxydes, le peroxyde d'hydrogène et les radicaux hydroxyles. Les espèces actives de l'oxygène sont formées à la suite d'une réaction impliquant le dioxygène. Fondamentalement, cette dernière est un di-radical, car elle comporte deux électrons célibataires de spins parallèles sur son orbitale externe. Une telle configuration est très stable car elle prévient l'addition d'une paire d'électrons. Cependant, lorsque la molécule acquiert assez d'énergie, elle peut facilement se trouver un électron supplémentaire par appariement à l'un de ses électrons célibataires. Il s'en suivra alors toute une suite de réactions. La molécule ainsi créée, l'anion superoxyde (O_2^-), avec l'apport d'un autre électron, formera l'ion peroxyde (O_2^{2-}), qui lui, à son tour, avec l'ajout de deux ions hydrogène ($2 H^+$), formera le peroxyde d'hydrogène. Si ce dernier trouve un autre électron, il se scindera pour former deux molécules : l'oxygène singulet ayant un électron en plus et l'oxygène singulet ayant deux électrons en plus. L'oxygène singulet est constitué d'un seul atome d'oxygène, mais cette molécule est tellement instable qu'elle forme automatiquement des liens avec d'autres atomes ou molécules. Les radicaux libres peuvent attaquer les lipides, notamment les gras polyinsaturés qui sont facilement peroxydables. Puisque les membranes cellulaires sont constituées de ces gras polyinsaturés, la peroxydation des lipides désorganise la structure membranaire de la cellule. Ces mêmes radicaux peuvent également s'en prendre à l'ADN du noyau, ou plus précisément, aux bases azotées qui le constituent. Cela conduirait à l'altération du message génétique de la cellule. Il incombe aussi aux radicaux libres la dénaturation des acides aminés. Cette action peut entraîner la dysfonction ou l'inactivation des enzymes qui se retrouvent à l'intérieur ou l'extérieur de la cellule.

Le dommage résultant de la synergie entre la lumière et l'oxygène est appelé photo-oxydation. La location du dommage médiée par la lumière dépend du sensibilisateur impliqué et peuvent endommager les structures externes des microorganismes comme les

membranes cellulaires bactériennes et les protéines virales d'attachement. L'importance relative du processus d'inactivation par la lumière dépend des conditions physico-chimiques (pH, rayonnement, oxygène) qui prévalent et de leur interaction (Davies-Colley *et al.*, 2000). Pour endommager les microorganismes par la lumière, la lumière doit d'abord être absorbée par des sensibilisateurs. Un sensibilisateur efficace doit entrer dans un état excité suffisamment longtemps pour réagir avec d'autres molécules et initier les réactions dommageables de photosensibilisation.

Les sensibilisateurs potentiels peuvent être divisés en deux groupes : ceux qui viennent de la cellule elle-même (endogènes) et ceux qui sont exogènes à la cellule. Les principaux sensibilisateurs endogènes chez *E. coli* sont des dérivés de porphyrine et les flavines. Le spectre d'action d'un sensibilisateur donné dépend largement de son habilité à absorber la lumière. Conséquemment, les dommages endogènes chez *E. coli* et *Salmonella typhimurium* se limitent à des longueurs d'onde de moins de 500 nm et sont le plus efficace dans la lumière UV. Ces longueurs d'onde pénètrent mal dans les étangs ou d'autres eaux eutrophes. Toutefois, il existe d'autres sensibilisateurs qui absorbent à des longueurs d'onde plus longues et qui sont présent dans les étangs et plusieurs autres environnements aquatiques. Les candidats les plus évidents sont les substances humiques (matière organique) et des pigments photosynthétiques; les deux groupes sont reconnus pour être des sensibilisateurs efficaces et se retrouvent tous les deux dans une grande variété d'environnement aquatique.

La localisation du dommage médiée par la lumière dépend du sensibilisateur impliqué. Aux longueurs d'onde trouvées dans la lumière terrestre (300 à 700 nm), la membrane cytoplasmique est la cible habituelle des sensibilisateurs endogènes et exogènes chez *E. coli*, bien que l'ADN soit endommagé par les sensibilisateurs exogènes avec une forte affinité pour l'ADN. Le dommage à la membrane d'un organisme est d'une grande importance écologique puisque cela rend l'organisme plus sensible aux effets d'un pH élevé (dans les étangs de stabilisation) ou à des concentrations élevées en sel (dans la mer).

D'après ces résultats, il est clair que l'impact de la lumière sur un organisme est modulé par son environnement. L'étude de Curtis *et al.* (1992) démontre que les UV et la lumière

visible endommage les coliformes fécaux dans les étangs de stabilisation et que les substances humiques sont les principaux sensibilisateurs. Ce processus est complètement dépendant de la présence d'oxygène, et le niveau de dommage est proportionnel à la concentration d'oxygène. Les effets de la lumière interagissent synergiquement avec des pH élevés pour augmenter les dommages causés aux organismes.

2 Matériel et méthodes

2.1 Choix et description des stations d'épuration à étudier

Deux stations d'épuration ont été sélectionnées pour l'étude, les critères qui ont présidé au choix de ces stations sont les suivants :

- Le type de traitement (lagunage seulement)
- Le type d'aérateur
- L'origine des eaux usées

Ces stations d'épuration ont été conçues pour traiter des eaux usées d'origine domestique mais la station de Terrebonne est conçue pour recevoir un certain pourcentage d'affluents d'origine industrielle.

Le Tableau 3 résume les données de conception sur l'ensemble de chacune des stations.

Tableau 3. Paramètres de conception des stations à l'étude

| Dénomination | Mascouche (Lachenaie) | Terrebonne |
|---|-----------------------|------------|
| Débit (m ³ /d) | 18 100 | 35 877 |
| DBO ₅ (kg/d) | 2 308 | 3 586 |
| MES (kg/d) | 2 727 | 5 563 |
| Ptot (kg/d) | 88 | 132 |
| Nombre de cellules | 4 | 3 |
| Volume total (m ³) | 346 248 | 668 491 |
| Type d'aérateurs | Fond | Fond |
| Temps de rétention (jour) | 16,2 | 19,6 |
| Exigence de rejet (UFC/100 mL coliformes thermotolérants) | 10 000 | 10 000 |

2.2 Échantillonnage et durée de l'étude

Pour évaluer l'impact des étangs aérés dans l'enlèvement de microorganismes pathogènes, six prélèvements de cinq échantillons d'eaux ont été effectués à l'affluent, après chaque cellule (cellules 1 à 3) et à l'effluent (cellule 4) à la station d'épuration de Mascouche - Lachenaie et six prélèvements de quatre échantillons à l'affluent, après les cellules 1 et 2 ainsi qu'à l'affluent (cellule 3) du circuit est de la station de Terrebonne. Les échantillons d'eau ont été prélevés à l'aide d'une chaudière attachée à une corde et rincée. Le contenu est transvidé dans une bouteille de 4 litres stérile. Les bouteilles ont été conservées dans une glacière jusqu'à l'Institut. Le contenu est séparé dans des bouteilles stériles pour les différentes analyses et conservées à 4°C jusqu'à l'analyse des échantillons. Les échantillons ont été analysés le jour même à l'INRS-Institut Armand-Frappier.

Fréquence

- 6 échantillonnages par station par saison
- En condition estivale entre le 8 juillet et le 14 août 2002
- En condition printanière entre le 26 mars et le 15 avril 2003

Points de prélèvement

- Entrée et sortie de chaque bassin aux stations d'épuration de Terrebonne et de Mascouche - Lachenaie.

2.3 Analyses bactériologiques

Les analyses bactériologiques ont été effectuées par la technique de filtration sur membrane pour les indicateurs suivants: *Clostridium perfringens*, coliformes thermotolérants et entérocoques. La méthode utilisée consiste à recueillir, identifier et dénombrer à la surface d'une membrane filtrante stérile, les bactéries indicatrices recherchées dans un échantillon d'eau. Les eaux usées doivent faire l'objet de dilutions et les solides sont mis en suspension et dilués dans du tampon phosphate. On procède à la

filtration sur membrane de 100 mL d'eau puis la membrane est mise en culture sur une gélose nutritive sélective. Après incubation, les colonies caractéristiques des indicateurs testés, sont comptées et leur nombre est enregistré comme étant le nombre d'unités formant des colonies (UFC) par 100 mL d'échantillon. Le dénombrement des bactéries repose sur le principe selon lequel une colonie se forme par divisions d'un seul microorganisme.

Les coliformes thermotolérants ont été dénombrés selon la technique des membranes filtrantes après ensemencement sur milieu m-FC (Difco #0677-17-3), préparé selon la méthode décrite par le Ministère de l'Environnement (2000), et incubation à 44.5°C pendant 24 heures. Les colonies bleues présentes sur la membrane après l'incubation ont été comptées (Ministère de l'Environnement du Québec, 2000). Les entérocoques ont été dénombrés par filtration sur membrane, ensemencement sur milieu m-Enterococcus (Difco #0333-17), préparé selon la méthode décrite par l'USEPA (2000), et incubation à 37°C pendant 24 heures. Aucune confirmation des comptes obtenus n'a été faite. Les colonies, présentes sur la membrane après l'incubation, ayant un halo de couleur bleue ont été comptées (USEPA, 2000). Les *Clostridium perfringens* ont été dénombrés par filtration sur membrane, ensemencement sur milieu m-CP (Armon et Payment 1988) et incubation à 44.5°C pendant 24 heures en condition anaérobie. Les résultats sont obtenus en énumérant seulement les colonies jaunes qui se colorent en rouge après exposition aux vapeurs d'hydroxyde d'ammonium (Armon et Payment 1988).

2.4 Coliphages

Les coliphages somatiques et mâle-spécifiques ont été dénombrés respectivement sur la souche d'*E. coli* CN13 en phase logarithmique (développée dans les laboratoires de l'INRS, ATCC #700696) et les coliphages mâle-spécifiques ont été dénombrés sur la souche *E. coli* HS (pFamp) R (ATCC #700891) en phase logarithmique par la méthode directe (USEPA, 2000). Les échantillons d'eau ont été dilués dans une solution de saline, combinés avec les souches bactériennes en phase logarithme et du TSA 2X. Les plaques de Petri ont été incubés à 36°C ± 1.0°C pendant 16-24h. Les zones claires apparaissant

après la période d'incubation constituent des plages de lyse qui seront exprimées en unités formant des plages par 100 ml (ufp/100 ml).

2.5 Virus entériques humains

La concentration des virus entériques humains a été effectuée par floculation organique avec 1.5% d'extrait de boeuf à partir de 1,8 litre d'échantillon selon la méthode décrite par Payment et Trudel (2000).

La floculation a été effectuée à pH 3.5 en présence de 0.005M de chlorure ferrique. Le culot obtenu après centrifugation est resuspendu dans 10 ml de tampon glycine à pH 7.0, et congelé à une température de -70°C .

La détection ainsi que l'énumération de la plupart des virus entériques humains dans l'eau est possible si les échantillons sont d'abord inoculés dans une lignée cellulaire adéquate telles les lignées MA-104 ou BGM (Payment et Trudel, 1987). Les virus sont dénombrés après deux passages sur culture cellulaire MA-104. Le premier passage se fait par l'inoculation de l'échantillon traité au fréon sur des cellules MA-104 (plateaux 24 puits), le témoin positif utilisé est un rotavirus SA-11 et le milieu de culture est utilisé comme témoin négatif. Après incubation, les plateaux sont congelés à -20°C de façon à lyser les cellules afin d'inoculer de nouvelles cellules MA-104 pour le deuxième passage.

La présence des virus entériques humains cultivables a été mise en évidence par la méthode d'immunoperoxydase. La présence de virus est détectée par une méthode d'immunoperoxydase indirecte avec des immunoglobulines comme source d'anticorps de la plupart des virus entériques (HISG). L'ajout d'une protéine A (no. Catalogue 145000 : Kirkegaard and Perry Laboratories Inc.), ayant une grande affinité avec la portion Fc des IgG, conjuguée à la peroxydase, permet la révélation de l'activité enzymatique de cette dernière par le DAB (3,3' - diaminobenzidine tetrahydrochloride) (no. Catalogue D4418 : Sigma Aldrich), en présence de peroxyde d'hydrogène (H_2O_2), et se traduit par un précipité brun observable au microscope inversé (Payment et Trudel, 1989)

Le nombre virus dans l'échantillon est exprimé en nombre le plus probable d'unités infectieuses par litre (nppui/L) (Payment et Trudel, 1987).

2.6 Méthode d'analyse des données

Les données obtenues ont été analysées de manière descriptive et par un test de corrélation (Pearson), effectué par le service de biostatistique, après transformation logarithmique des données. Le test de corrélation permet d'établir s'il y a une corrélation entre les comportements des différents indicateurs de pollution fécale analysés et les virus entériques cultivables détectés. Les données ont été combinées à celles présentées en 2003 par Payment (2003).

3 Résultats

Le détail des résultats bactériologiques et virologiques est présenté dans les tableaux 6 et 7 de l'annexe I. Étant donné la très grande variabilité des résultats d'analyses, c'est la moyenne géométrique de l'ensemble des résultats qui est utilisée pour les fins d'analyses. L'utilisation d'une moyenne géométrique versus une moyenne arithmétique permet de diminuer l'importance des valeurs extrêmes et de mieux représenter le comportement global des systèmes à l'étude.

3.1 Analyses microbiologiques et virologiques

3.1.1 Coliformes thermotolérants

3.1.1.1 Terrebonne

La densité de coliformes thermotolérants dans l'eau d'égout de la station de Terrebonne atteint 613 000 UFC/100 mL au printemps et 2 500 000 UFC/100 mL à l'été. À l'été 2002, l'abattement des coliformes thermotolérants est important, passant de 2 500 000 (affluent) à 25 UFC/100 mL à l'effluent du dernier bassin (Figure 3). Les coliformes thermotolérants ont la même tendance au printemps 2003 (Figure 4), passant de 600 000 à 381 UFC/100 mL. Les pourcentages d'enlèvement des coliformes thermotolérants pour les mois de juillet et août 2002 et de mars et avril 2003 sont de plus de 99,9%.

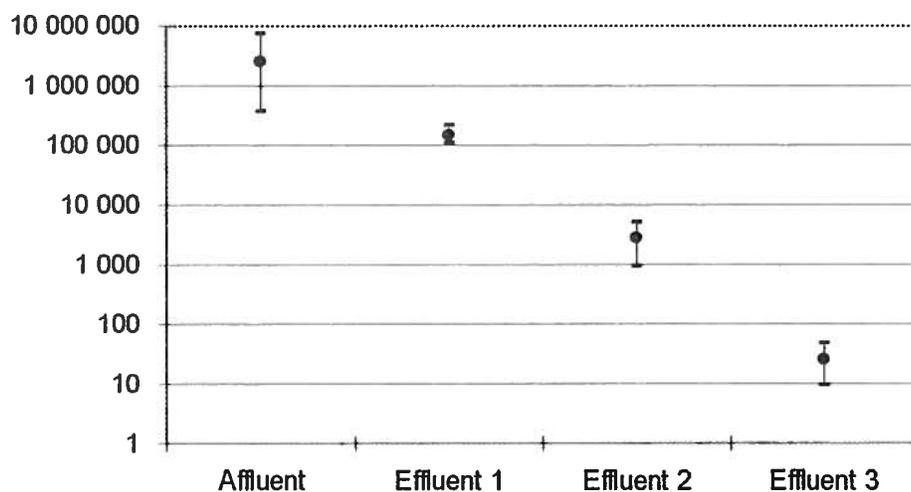


Figure 3 Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de coliformes thermotolérants (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Terrebonne à l'été 2002.

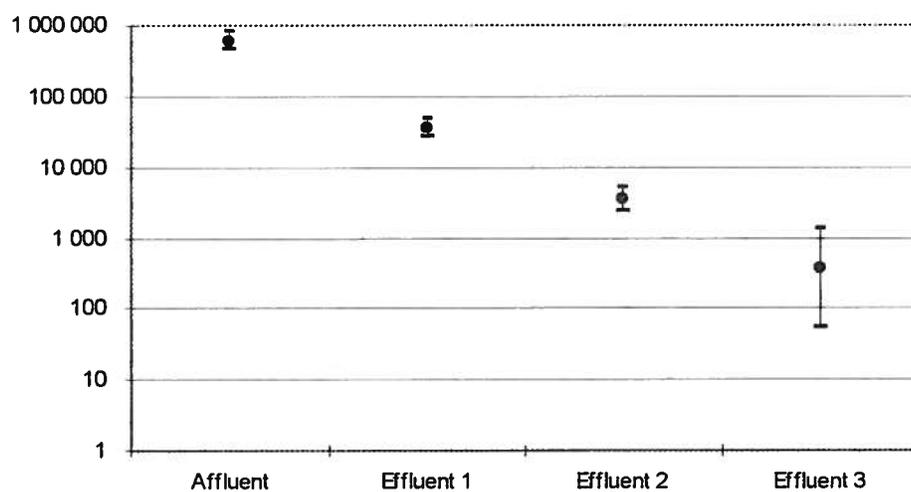


Figure 4 Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de coliformes thermotolérants (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Terrebonne au printemps 2003 .

3.1.1.2 Mascouche - Lachenaie

Dans l'eau d'égout de la station de Mascouche - Lachenaie, les coliformes thermotolérants constituent le groupe dominant à une moyenne géométrique de plus de 6 000 000 UFC/100 mL à l'été 2002 (Figure 5) et de 540 000 UFC/100 mL au printemps 2003 (Figure 6). Les densités passent respectivement à moins de 20 UFC/100 mL pour la saison estivale et à près de 180 UFC/100 mL pour les mois de mars et avril 2003, pour un enlèvement de plus de 99,9 %.

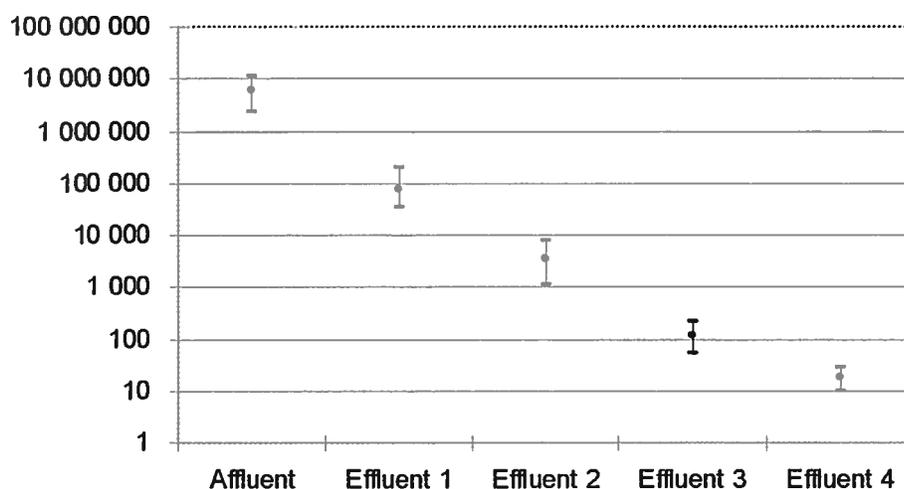


Figure 5 Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de coliformes thermotolérants (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Mascouche - Lachenaie à l'été 2002.

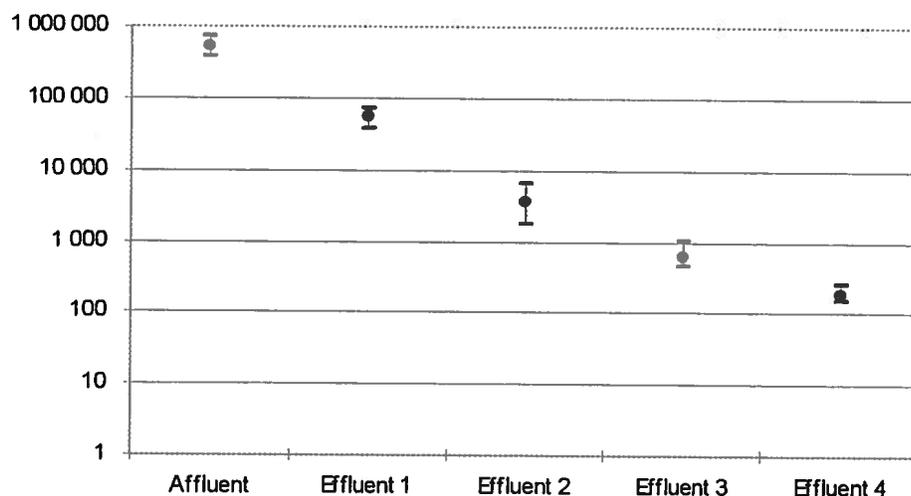


Figure 6 Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de coliformes thermotolérants (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Mascouche - Lachenaie au printemps 2003

3.1.2 Entérocoques

3.1.2.1 Terrebonne

Les pourcentages d'abattement des entérocoques en condition estivale et printanière se situent respectivement à près de 100% et 99,9%. À l'été 2002 (Figure 7), les entérocoques passent de 178 000 à 30 UFC/100 mL et passent de 194 000 à 138 UFC/100 mL pendant la période s'échelonnant sur les mois de mars et avril 2003 (Figure 8).

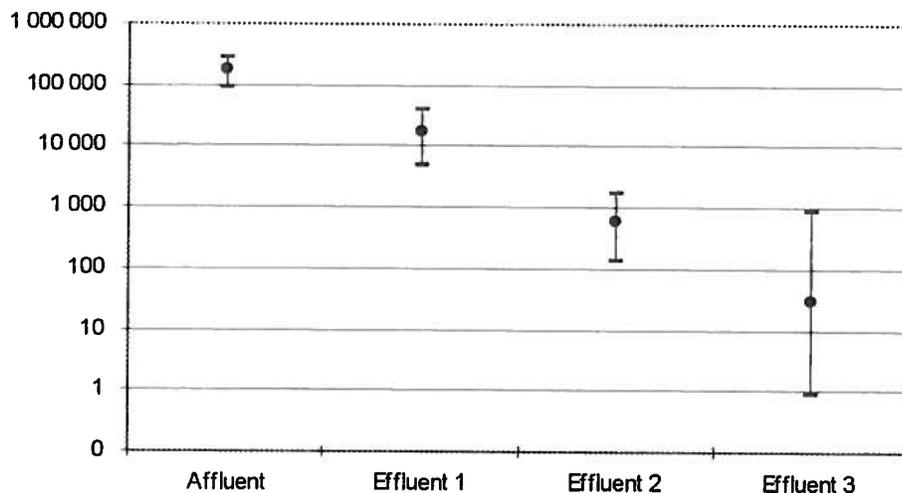


Figure 7 Graphique illustrant le niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) d'entérocoques (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Terrebonne à l'été 2002.

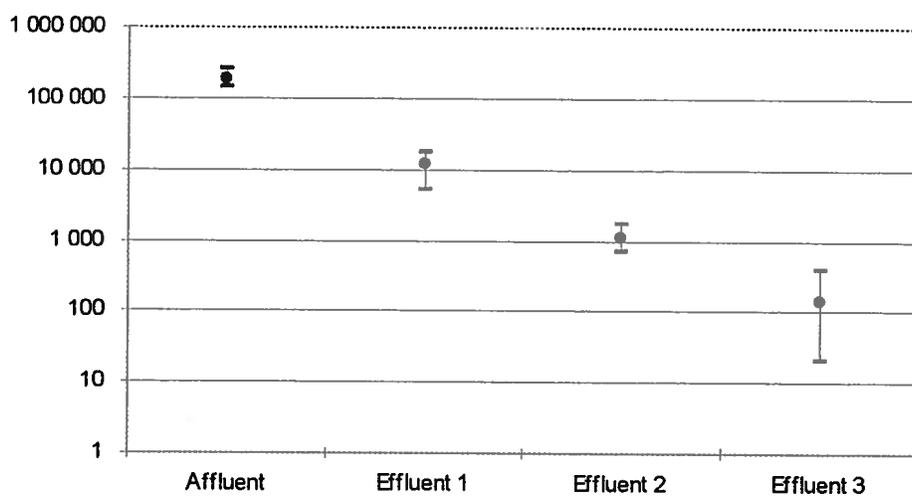


Figure 8 Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) d'entérocoques (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Terrebonne au printemps 2003.

3.1.2.2 Mascouche - Lachenaie

Pendant la période de juillet à août 2002 (Figure 9), l'abattement des entérocoques à la station de la Régie des eaux usées de Lachenaie/Mascouche passe de 390 000 à 3 UFC/100 mL. Au printemps 2003 (Figure 10), les entérocoques passent de 127 000 à 190 UFC/100 mL. Les pourcentages d'enlèvement pour les périodes s'échelonnant sur les mois de juillet et août et les mois de mars et avril sont respectivement de 100% et de 99,9%.

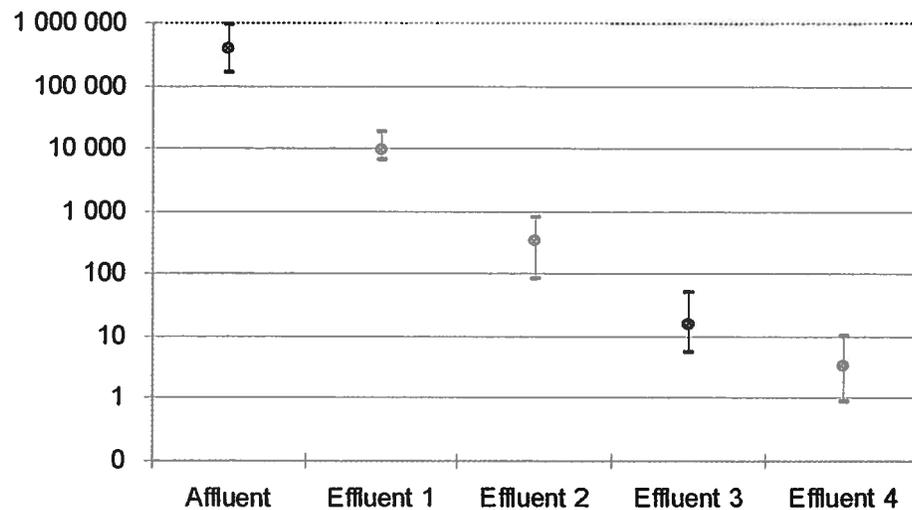


Figure 9 Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) d'entérocoques (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Mascouche - Lachenaie à l'été 2002.

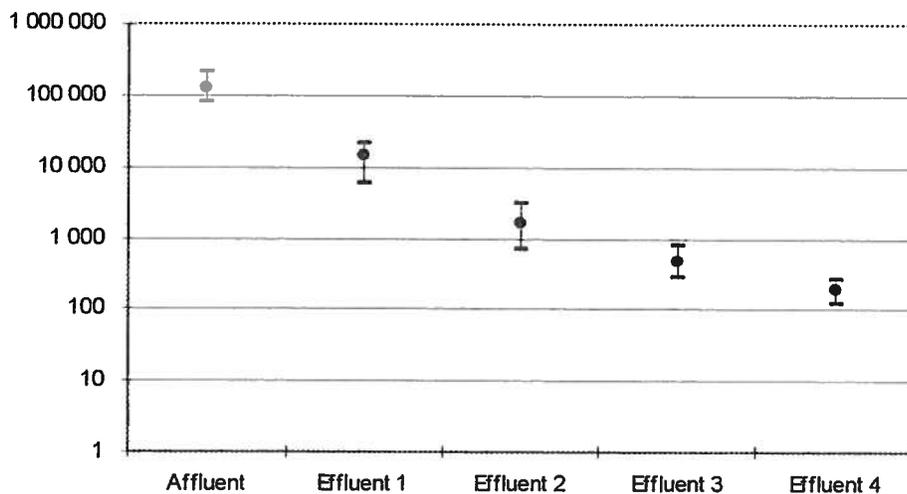


Figure 10 Niveau moyen (moyenne géométrique et les valeurs minimum et maximum) d'entérocoques (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Mascouche - Lachenaie au printemps 2003.

3.1.3 Coliphages somatiques

3.1.3.1 Terrebonne

Dans l'eau d'égout, les coliphages somatiques atteignent des valeurs de 12 000 ufp/100 mL à l'été (Figure 11) et de 2300 ufp/100 mL au printemps (Figure 12). Il reste moins de 40 entérocoques à l'effluent de cette station à l'été, l'enlèvement total atteignant 99,70%. Au printemps, la densité de coliphages somatiques est relativement stable dans tous les bassins et aucun enlèvement de coliphages somatiques n'est observé.

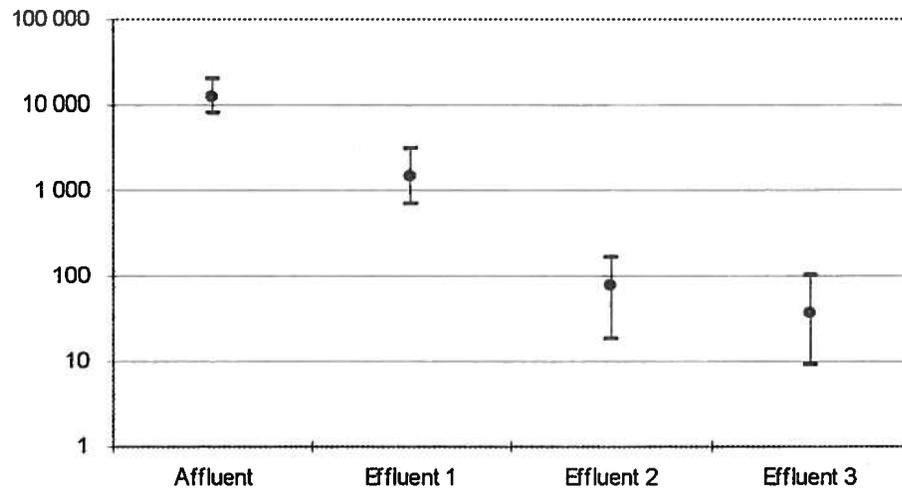


Figure 11 Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de coliphages somatiques (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Terrebonne à l'été 2002.

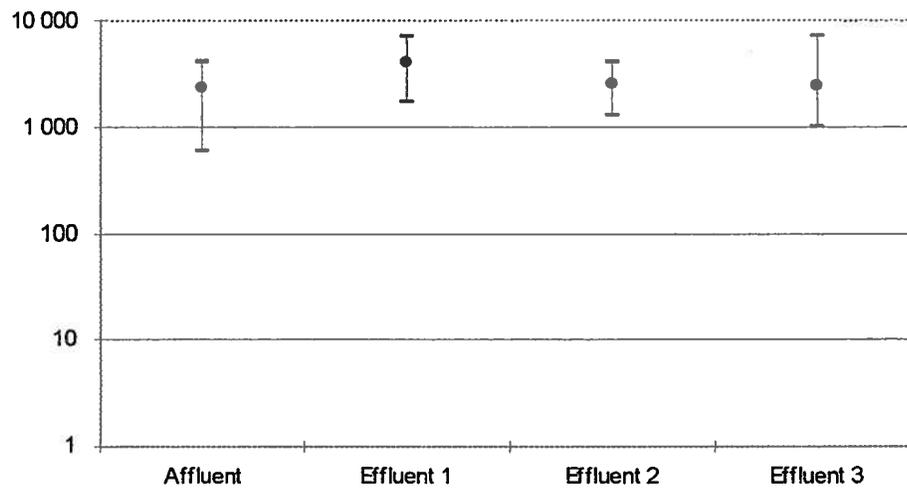


Figure 12 Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de coliphages somatiques (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Terrebonne au printemps 2003.

3.1.3.2 Mascouche - Lachenaie

Les pourcentages d'abattement des coliphages somatiques en saison estivale (Figure 13) et printanière (Figure 14) sont respectivement de 99,8% et de 76,2%. Les coliphages somatiques passent de 29 000 à 50 ufp/100 mL pendant la période de juillet à août et passent de 2 900 à 680 ufp/100 mL au printemps 2003

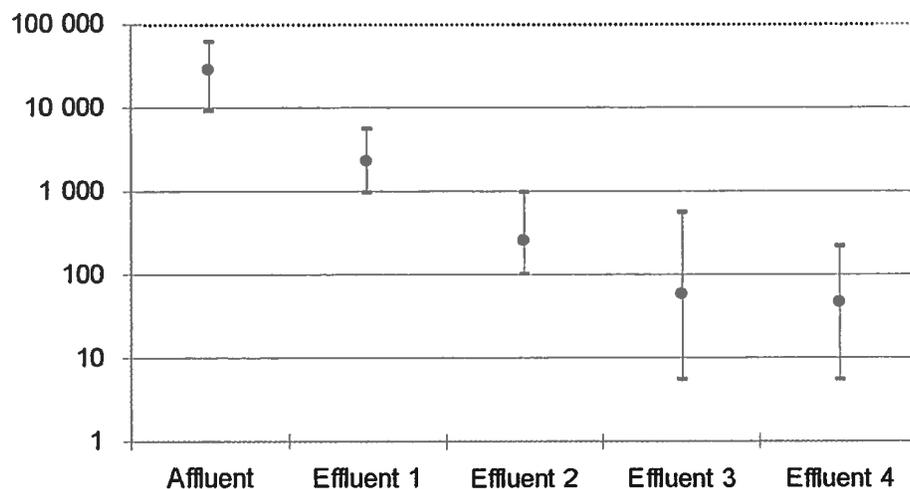


Figure 13 Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de coliphages somatiques (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Mascouche - Lachenaie à l'été 2002.

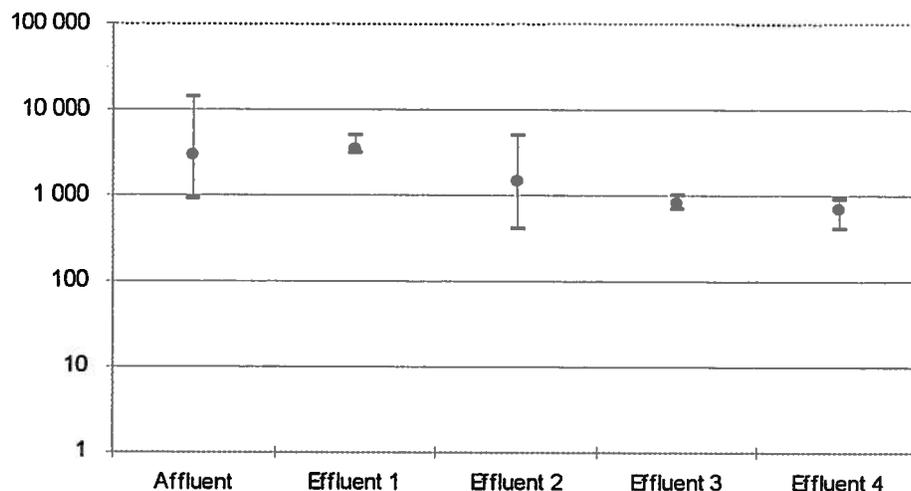


Figure 14 Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de coliphages somatiques (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Mascouche - Lachenaie au printemps 2003.

3.1.4 Coliphages mâles-spécifiques

3.1.4.1 Terrebonne

Dans l'effluent du premier bassin, l'enlèvement des coliphages mâles-spécifiques est déjà important en été (Figure 15), atteignant presque 97% (Figure 15). Dans l'eau d'égout, le nombre de coliphages F-ARN est de 15 600 ufp/100 mL et passent à 7 ufp/100 mL à l'effluent 3. Au printemps (Figure 16), un abattement de plus de 77% est observé à l'effluent 3, les coliphages F-ARN passant de 4200 ufp/100 mL à 940 ufp/100 mL (Figure 16).

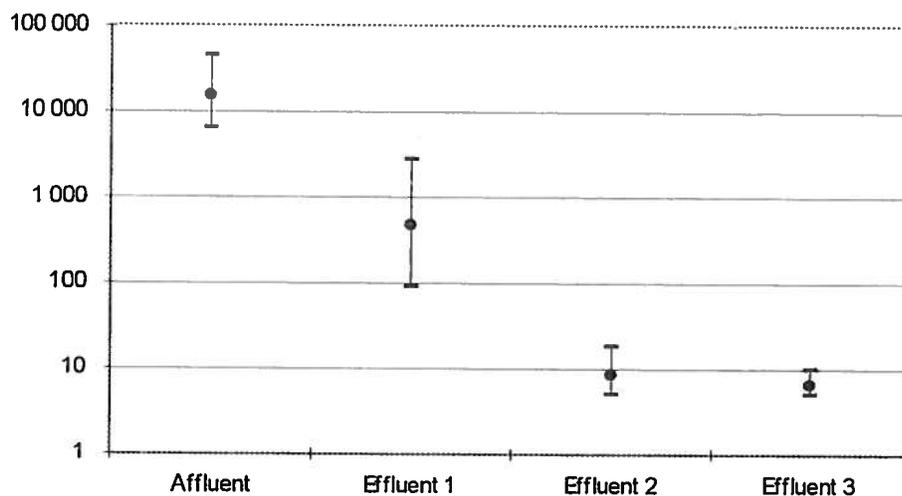


Figure 15 Niveau moyen (moyenne géométrique et les valeurs maximum et minimum) de coliphages F-ARN (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Terrebonne à l'été 2002.

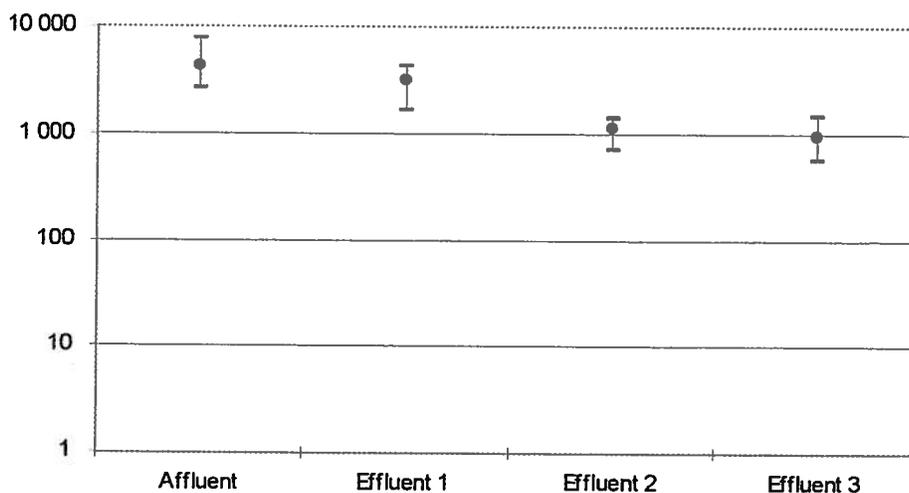


Figure 16 Niveau moyen (moyenne géométrique et les valeurs minimum et maximum) de coliphages F-ARN (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Terrebonne au printemps 2003.

3.1.4.2 Mascouche - Lachenaie

Pendant la période de juillet à août 2002 (Figure 17), l'abattement des coliphages mâles-spécifiques à la station de la Régie des eaux usées de Lachenaie/Mascouche passe de 64 000 à 11 ufp/100 mL pour un pourcentage d'enlèvement de près de 99,99%. Au printemps 2003 (Figure 18), les densités se situent à 9 200 ufp/100 mL dans l'eau d'égout et à 420 ufp/100 mL à l'effluent. Le pourcentage d'enlèvement des coliphages mâles-spécifiques pour la période s'échelonnant sur les mois de mars et avril 2003 se situe à près de 95,5%.

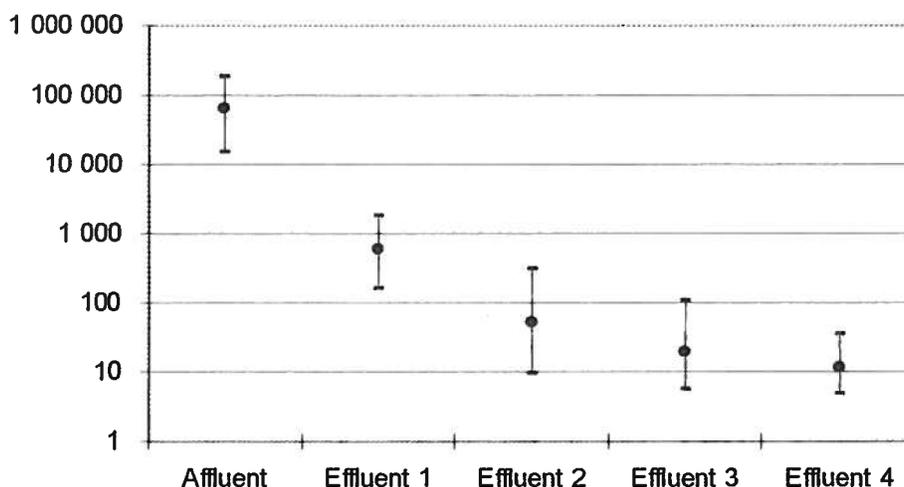


Figure 17 Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de coliphages F-ARN (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Mascouche - Lachenaie à l'été 2002.

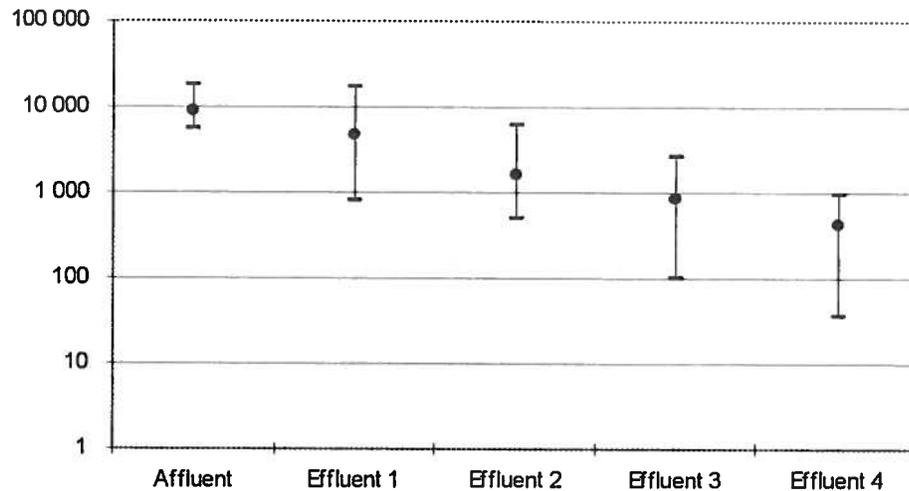


Figure 18 Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de coliphages F-ARN (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Mascouche - Lachenaie au printemps 2003.

3.1.5 *Clostridium perfringens*

3.1.5.1 Terrebonne

L'enlèvement total des *Clostridium perfringens*, les bactéries les plus résistantes, atteint 83 % au printemps 2003 (Figure 20) et plus de 99 % en été 2002 (Figure 19). En saison estivale, il y a une augmentation du nombre de *Clostridium perfringens* à l'effluent du premier bassin (30 500 UFC/100 mL) et du deuxième bassin (17 300 UFC/100 mL) par rapport aux valeurs dans l'eau d'égout (7200 UFC/100 mL). Il reste moins de 70 UFC/100 mL à l'effluent de cette station en été. Pendant la période de mars à avril 2003, la densité de bactéries passe de 8 100 UFC/100 mL à 1 400 UFC/100 mL.

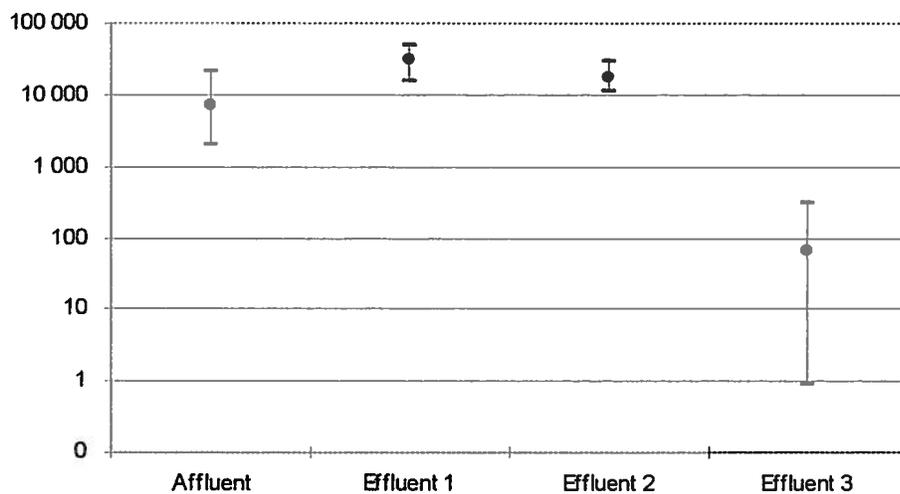


Figure 19 Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de *Clostridium perfringens* (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Terrebonne à l'été 2002.

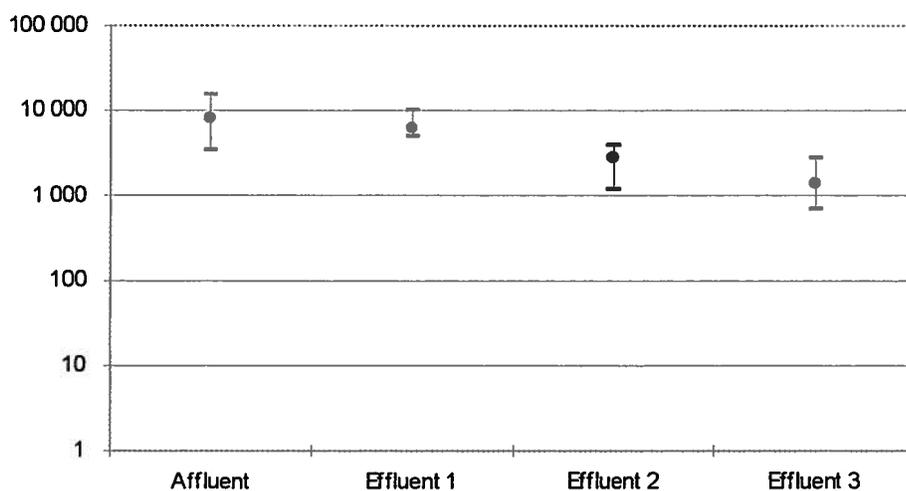


Figure 20 Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de *Clostridium perfringens* (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Terrebonne au printemps 2003.

3.1.5.2 Mascouche - Lachenaie

L'abattement total des *Clostridium perfringens* atteint 99,5 % à l'été 2002 (Figure 21) et se situe à 84 % au printemps 2003 (Figure 22). Les deux périodes d'échantillonnage montrent une augmentation du nombre de *Clostridium perfringens* à l'effluent du premier bassin (34 300 UFC/100 mL à l'été 2002 et 9000 UFC/100 mL au printemps 2003) par rapport aux valeurs dans l'eau d'égout (15 500 UFC/100 mL et 7900 UFC/100 mL). Il reste 73 UFC/100 mL à l'effluent de cette station pour la période de juillet et août 2002 et 1300 UFC/100 mL au printemps 2003.

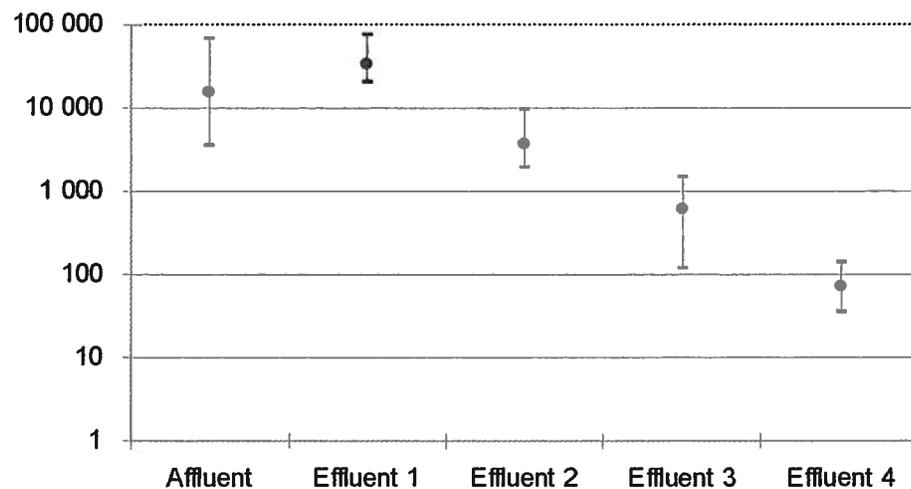


Figure 21 Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de *Clostridium perfringens* (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Mascouche - Lachenaie à l'été 2002.

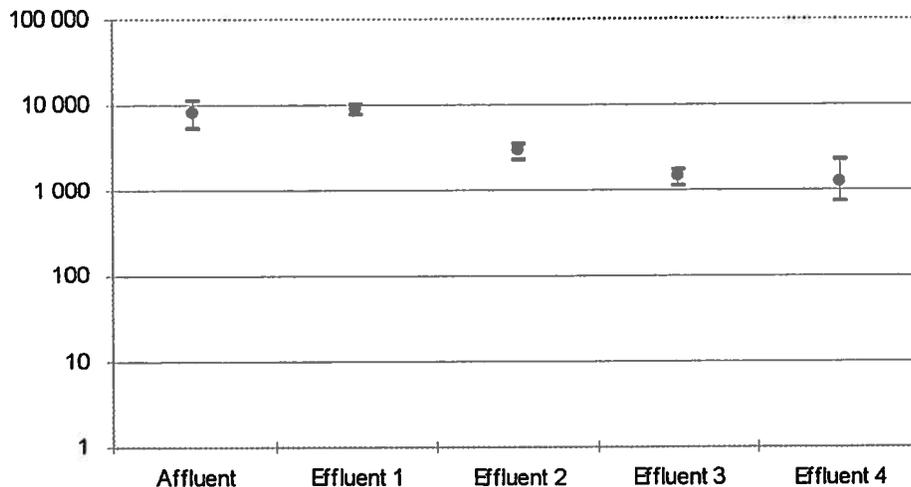


Figure 22 Niveau moyen (moyenne géométrique et les valeurs minimum et maximum) de *Clostridium perfringens* (UFC/100 mL) dans l'eau d'égout et à l'effluent des bassins pour la station de Mascouche - Lachenaie au printemps 2003.

3.1.6 Virus entériques humains cultivables

3.1.6.1 Terrebonne

En été, les virus ont été éliminés à 89 % (Figure 23), toutefois la figure 24 illustre bien que le traitement ne permet pas l'élimination de virus en période plus froide (printemps 2003). En termes numériques, la moyenne des virus entériques cultivables passe de 28 virus/L à 3 virus/L en été. Pendant la période de mars à avril la répartition des virus se fait comme suit : 17,0 virus/L à l'affluent, 23 virus/L à l'effluent du premier bassin de rétention, 14 virus/L à l'effluent du deuxième bassin de traitement et 24 virus/L à l'effluent de la station.

Tableau 4 Données virologiques brutes (nppiu/L) de la station de Terrebbonne.

| Date | Affluent | Effluent 1 | Effluent 2 | Effluent 3 |
|-----------------|----------|------------|------------|------------|
| 9 juillet 2002 | 16,7 | 16,0 | 2,7 | 3,3 |
| 16 juillet 2002 | 167,8 | 9,6 | 3,2 | 3,0 |
| 23 juillet 2002 | 13,8 | 3,6 | 2,9 | 3,0 |
| 30 juillet 2002 | 191,0 | 46,1 | 6,5 | 2,8 |
| 7 août 2002 | 18,5 | 10,6 | 3,0 | 3,0 |
| 14 août 2002 | 3,7 | 3,6 | 3,2 | 3,1 |
| 26 mars 2003 | 76,8 | 70,3 | 76,3 | 141,0 |
| 27 mars 2003 | 35,6 | 48,6 | 27,1 | 133,0 |
| 28 mars 2003 | 88,1 | 90,8 | 29,1 | 69,6 |
| 2 avril 2003 | 4,9 | 18,9 | 9,8 | 13,9 |
| 3 avril 2003 | 4,3 | 3,3 | 3,1 | 3,1 |
| 4 avril 2003 | 4,7 | 7,2 | 3,4 | 3,3 |

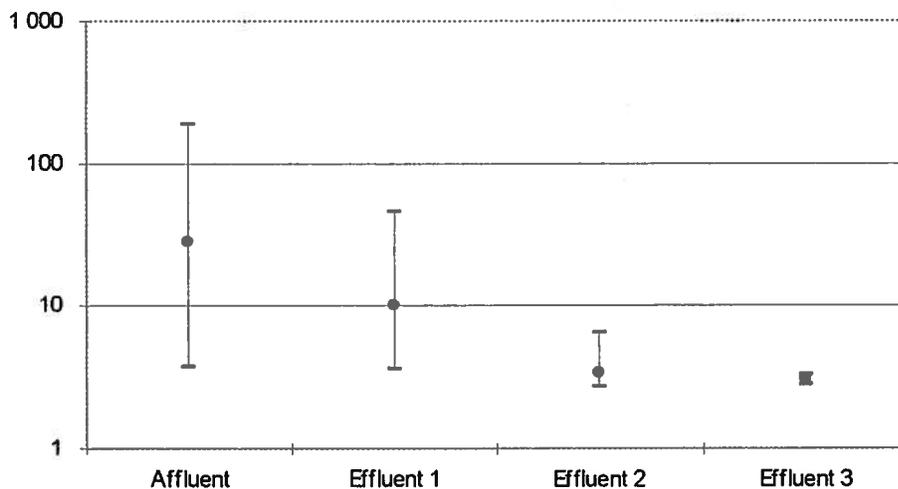


Figure 23 Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de virus (nppiu/L) dans l'eau d'égout et à l'effluent des 3 bassins pour la station de Terrebonne à l'été 2002.

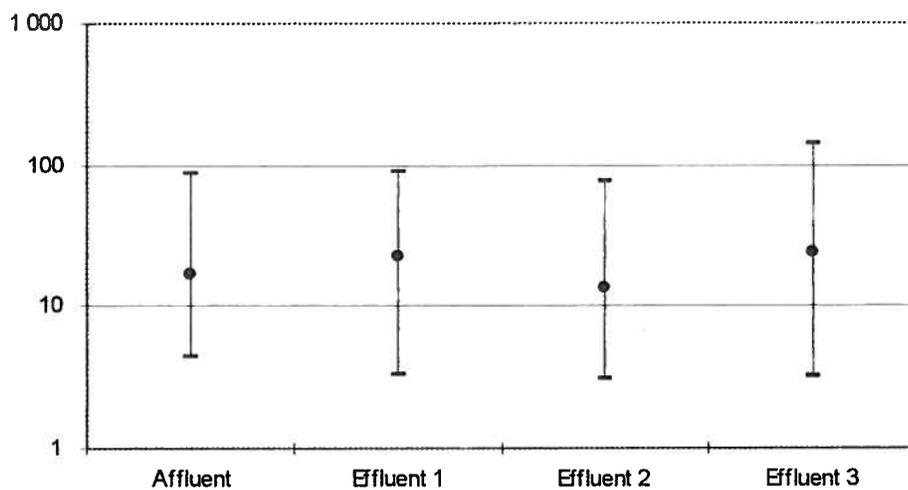


Figure 24 Niveau moyen (moyenne géométrique et valeurs minimum et maximum) de virus (nppiu/L) dans l'eau d'égout et à l'effluent des 3 bassins pour la station de Terrebonne au printemps 2003.

3.2 Analyses de corrélation

Les résultats des analyses microbiologiques ont été combinés aux résultats obtenus par Payment (2003) sur l'ensemble des stations situées sur la rivière des Milles-Iles, et soumis à une analyse de corrélation (Coefficient de Pearson) après une transformation logarithmique des valeurs. Les analyses nous permettent d'établir une corrélation entre certains indicateurs bactériens et les virus. La corrélation entre les virus entériques et les dénombrements de coliformes thermotolérants et de *E. coli* n'est pas significative. La corrélation entre les entérocoques et les virus est faible. Les coliphages et les clostridies sont en corrélation avec les virus entériques.

Tableau 5 Corrélation entre les différents microorganismes indicateurs et les virus entériques humains en étang aéré.

| Indicateurs | Virus |
|--------------------------------|--------|
| Coliformes thermotolérants | 0,184* |
| <i>Escherichia coli</i> | 0,179* |
| Entérocoques | 0,352 |
| Coliphages somatiques | 0,605 |
| Coliphages F-ARN | 0,501 |
| <i>Clostridium perfringens</i> | 0,535 |
| N | 40 |

* Non significatif

4 Discussion

Les résultats obtenus nous permettent de constater que la formule du lagunage permet de supprimer presque totalement les indicateurs de pollution fécale et d'atteindre une qualité sanitaire de l'eau proche de celle des eaux de baignade. Ces résultats supportent des études antérieures menées par Mayo (1995) démontrant également une bonne efficacité d'enlèvement des indicateurs bactériens par les étangs de stabilisation.

Les étangs de stabilisation sont sujets à des variations considérables en terme de qualité des effluents rejetés, particulièrement au niveau de la qualité microbiologique, reflétant la forte influence des facteurs environnementaux. La température, le temps de séjour élevé dans les bassins, qui permet la mort naturelle des microorganismes, l'action bactéricide des rayons ultraviolets et des micro-algues et l'action bactériophage du zooplancton expliquent la disparition de ces germes dans les stations de lagunage et la dépollution microbienne considérable de ce type d'installation. Toutefois, c'est l'exposition au soleil qui est la principale cause de la désinfection naturelle dans les étangs de stabilisation (Davies-Colley, *et al.*, 1999).

Dans les étangs facultatifs, l'inactivation et l'enlèvement des virus sont des processus complexes et encore obscurs. L'efficacité des étangs aérés dans l'enlèvement des virus varie beaucoup en fonction des facteurs tels la sédimentation, les radiations solaires, le pH élevé, la température, la présence de prédateurs et le temps de rétention qui peuvent tous affecter de façon directe ou indirecte le taux d'enlèvement des virus. Ces facteurs sont abordés à la section 1.9.

4.1 Coliformes thermotolérants

Les stations d'épuration sont soumises à des exigences de rejets sur les coliformes thermotolérants. Il existe en effet une corrélation entre la présence de bactéries coliformes, témoins de la contamination fécale, et la présence de pathogènes (Ashbolt *et al.*, 2001). Effectuer des tests, afin de s'assurer que le nombre de bactéries coliformes dans les eaux usées reste à un niveau minimum, réduit considérablement les possibilités

d'infection. Les stations de la ville de Terrebonne et de la Régie des eaux usées de Mascouche - Lachenaie sont soumises à des exigences de rejets de 10 000 UFC/100 mL (moyenne géométrique) sur toute l'année. Pour la station de Mascouche - Lachenaie il s'agit d'exigences de rejet officielles alors que pour la station de Terrebonne il s'agit d'exigences de rejet provisoires, c'est-à-dire qu'elles ne sont pas validées par le Ministère de l'Environnement. Les exigences de rejets laissent une marge de manœuvre suffisante par rapport aux résultats recueillis ce qui implique qu'un dépassement de l'exigence signifie qu'il y a, selon toute probabilité, un problème au niveau du système (Laurin, 1995).

Le niveau de la qualité microbiologique des étangs de stabilisation étant fortement influencé par des facteurs environnementaux (Davies-Colley, *et al.*, 1999; Brissaud *et al.*, 2002), une attention particulière doit être portée aux conditions environnementales adverses qui prévalent pendant la saison froide. Les résultats démontrent un enlèvement des indicateurs de pollution fécale testés et plus particulièrement de coliformes thermotolérants, légèrement plus élevé en été qu'en saison hivernale, ces résultats supportent les résultats obtenus par Castillo et Trumper (1991). Il a été montré que la survie des bactéries coliformes dans les étangs s'acroît avec une diminution de la température d'opération (Marais, 1974 ; Klock, 1971). Malgré tout, l'exigence de rejet pour la station de Terrebonne et pour la station de Mascouche - Lachenaie est atteinte toute l'année. Il est à noter que les densités de coliformes thermotolérants aux deux stations sont bien en deçà de l'exigence de rejet de 10 000 UFC/100 mL. Dans les eaux usées de la station de Terrebonne, les effectifs des coliformes thermotolérants sont du même ordre de grandeur que ceux obtenus par Payment (2003) à la même station.

Les résultats obtenus à l'effluent des bassins des deux stations illustrent bien la contribution de chaque cellule à l'abattement des coliformes thermotolérants. L'observation de ces résultats permet de dégager les constatations suivantes :

- Les systèmes à quatre ou à trois cellules suivent le même patron d'abattement.
- Entre les deux systèmes, la moyenne de l'ensemble des résultats se compare.

- Aux deux stations, le pourcentage d'enlèvement se situe déjà à plus de 99% à l'effluent du deuxième bassin de rétention, aux deux périodes d'échantillonnage.
- En terme d'élimination de coliformes thermotolérants, les bassins supplémentaires (cellules 2 et/ou 3) présentent des valeurs presque nulles.

Les résultats concordent avec les résultats de Laurin (1995), basés sur une étude des résultats disponibles provenant de 100 stations municipales existantes au Québec pour l'année 1993 et de 108 stations pour l'année 1994.

Plusieurs facteurs peuvent influencer le résultat obtenu à l'effluent des bassins en terme de concentration de coliformes thermotolérants (nombre d'organismes/100 mL), on peut noter le pH, la DCO, la profondeur de l'eau, la température, l'aération (vent et aérateur), et le temps de rétention (Dubuc, 1995). Les temps de rétention des deux stations permettent amplement l'atteinte de la concentration visée de coliformes fécaux à l'effluent. Plusieurs auteurs s'accordent à dire que plus le temps de rétention dans les étangs est long, plus l'élimination est grande (Bernier, 2001). Les résultats obtenus suggèrent plutôt, qu'au-delà d'un temps de rétention de 10 jours, l'élimination des coliformes thermotolérants n'est plus significative.

Le rayonnement solaire serait l'influence biocide la plus importante sur la microflore fécale dans les étangs de stabilisation tout comme dans d'autres environnements aquatiques exposés au soleil (Davies-Colley *et al.*, 1997). Puisque la surface des eaux contenues dans les bassins est nécessairement exposée aux radiations solaires, il est vraisemblable que le rayonnement solaire soit en partie responsable de la désinfection observée dans les étangs de stabilisation (Davies-Colley, 1997). Les radiations solaires de type UV-B, UV-A et dans la lumière visible causent des dommages importants aux coliformes thermotolérants (Jagger, 1985). Pour que la lumière puisse endommager ces bactéries, la lumière doit d'abord être absorbée par un sensibilisateur. Les sensibilisateurs endogènes potentiels de *Escherichia coli* sont des dérivés de porphyrine (Trousselier *et al.*, 1986) et des flavines (Lloyd *et al.*, 1990).

Aux longueurs d'onde trouvées dans la lumière terrestre (300 à 700 nm), la membrane cytoplasmique est la cible habituelle des sensibilisateurs endogènes et exogènes (substances humiques) chez *E. coli*. L'ADN peut-être endommagé par les sensibilisateurs exogènes ayant une forte affinité pour l'ADN. Le dommage à la membrane d'un organisme est d'une grande importance écologique puisque cela rend l'organisme plus sensible aux effets d'un pH élevé (dans les étangs de stabilisation) ou à des concentrations élevées en sel (dans la mer). Les coliformes sont des microorganismes particulièrement susceptibles aux valeurs élevées de pH. Se basant sur des essais en laboratoire et dans les étangs de stabilisation opérant en série, Pearson *et al.* (1987), ont constaté que les coliformes sont affectés par un pH alcalin (> 9). Ces phénomènes expliquent en partie la raison pour laquelle la formule des étangs aérés permet de supprimer efficacement les indicateurs biologiques de pollution fécale comme les coliformes thermotolérants.

En hiver, les étangs sont recouverts partiellement d'une couche de glace et de neige, ce qui pourrait impliquer qu'un ou plusieurs facteurs, autres que le rayonnement solaire, influence l'abattement des coliformes thermotolérants dans les différents bassins. Incidemment, les saisons ont un impact sur l'inactivation des microorganismes par les phénomènes de photooxydation (Trousselier et Legendre, 1989) et sur d'autres agents importants dans le processus naturel de désinfection par le lagunage. En effet, en hiver l'absorption par la couche d'ozone est grande, mais est plus faible en été. Ce phénomène s'explique du fait que plus le soleil est bas dans le ciel, plus les rayons UV traversent une épaisse couche d'ozone et que l'intensité du rayonnement solaire est alors très faible. Inversement, lorsque le soleil est haut dans le ciel (au zénith), le trajet dans l'atmosphère est court. L'augmentation de la température qui en résulte contrôle le développement des algues (avec un optimum entre 25 et 30°C) et par conséquent influence fortement les niveaux d'inactivation des microorganismes et particulièrement des coliformes thermotolérants (Castillo et Trumper, 1991). L'augmentation de la quantité d'oxygène dissous et du pH est le résultat de cette activité photosynthétique.

Trousselier *et al.* (1986) ont conclu, après une analyse exhaustive de données sur la survie de coliformes thermotolérants dans un système à étangs multiples, que les coliformes sont principalement affectés par l'exposition aux radiations solaires, au pH, à la biomasse

algale (ayant tous des effets négatifs sur la survie des coliformes) et que la température, la DBO et l'oxygène dissous n'ont que peu d'influence. Des études menées cette fois-ci par Pearson et al. (1987) et Saqqar et Pescod (1992) démontrent au contraire que les principaux facteurs impliqués dans la désinfection par les étangs de stabilisation sont le pH et la température. Les modèles d'inactivation pour les coliformes thermotolérants sont complexes et c'est l'une des raisons majeures expliquant la confusion et la contradiction dans la littérature au sujet de l'importance relative du pH, de l'oxygène dissous, du rayonnement solaire et d'autres facteurs. Les résultats que nous avons obtenus ne supportent pas les conclusions de Pearson et al. (1987) et Saqqar et Pescod (1992) dans la mesure où très peu de différences ont été notées dans le pourcentage d'enlèvement des coliformes thermotolérants en condition estivale et printanière aux stations de Terrebonne et de Mascouche - Lachenaie. Pour les deux stations, les pourcentages d'enlèvement des coliformes thermotolérants pour les mois de juillet et août 2002 et de mars et avril 2003 sont tous deux de plus de 99,9%. Puisque les étangs sont partiellement recouverts d'une couche de neige et de glace au printemps les résultats obtenus sont en partie contradictoires avec les conclusions de Trousselier *et al.* (1986). C'est pourquoi des éléments autres que le rayonnement solaire et la température sont à considérer. De récentes recherches effectuées par Davies-Colley *et al.* (2000) indiquent une forte corrélation entre l'inactivation par le rayonnement solaire de *E. coli* (principaux constituants de coliformes thermotolérants) et le pH. Les mécanismes supposément impliqués dans l'inactivation des coliformes thermotolérants par l'augmentation du pH sont la diminution de la résistance des microorganismes aux effets de la lumière et/ou l'augmentation de formes réactives de l'oxygène (Curtis *et al.*, 1992). Ces formes réactives de l'oxygène endommagent la membrane cytoplasmique, permettant ainsi un influx d'ions hydroxyles qui augmentent le pH intracellulaire des coliformes entraînant l'arrêt de la multiplication (Curtis *et al.*, 1992). Le manque de données actuelles sur le pH des échantillons, ne nous permettent pas d'émettre d'hypothèses ou de conclure sur l'importance du pH ou d'autres agents sur l'efficacité d'enlèvement des coliformes thermotolérants dans les étangs aérés à l'étude.

4.2 Entérocoques

Les entérocoques colonisent normalement le tractus gastro-intestinal de l'humain. Ils sont trouvés en nombre relativement important dans les fèces soit entre 10^5 et 10^7 organismes par gramme, mais en moins grande quantité que les coliformes thermotolérants (Noble, 1978). Les résultats montrent une similitude entre le comportement des entérocoques et des coliformes thermotolérants en étang.

L'observation des résultats de compte d'entérocoques, présentées à l'Annexe I, à l'effluent des bassins des deux stations permet de dégager les constatations suivantes :

- Les systèmes à quatre ou à trois cellules suivent le même patron d'abattement.
- Entre les deux systèmes, la moyenne de l'ensemble des résultats se compare.
- Aux deux stations, le pourcentage d'enlèvement se situe déjà à plus de 99% à l'effluent du deuxième bassin de rétention, aux deux périodes d'échantillonnage.
- En terme d'élimination d'entérocoques, les bassins supplémentaires (cellules 2 et/ou 3) présentent des valeurs presque nulles.

Les résultats obtenus suggèrent que, comme ce qui a été observé pour les coliformes thermotolérants, l'élimination des entérocoques n'est plus significative au-delà d'un temps de rétention de 10 jours.

Globalement, aucune différence significative n'a été observée dans l'enlèvement des entérocoques, pour les deux stations à l'étude, aux deux périodes d'échantillonnage. Dans l'eau traitée (effluent rejeté à la rivière), la majorité des microorganismes sont éliminés à plus de 99%.

En étang, les entérocoques sont inactivés par une grande variété de longueurs d'onde, des radiations de type UVB aux radiations solaires dans la lumière visible (jusqu'à 550 nm). Tout comme les coliformes thermotolérants, la photooxydation est l'un des facteurs impliqué dans l'inactivation des entérocoques en étangs aérés (Davies-Colley *et al.*, 1997). Leur inactivation n'est pas affecté par le pH mais est fortement corrélée avec

l'oxygène dissous et les concentrations de sensibilisateurs exogènes potentiels (substances humiques dissoutes, particules solides) (Davies-Colley *et al.*, 1999 et 2000). Les entérocoques sont in affectés par des pH entre 7 et 10 (Facklam, 1972) ce qui peut peut-être expliquer le manque de dépendance au pH observé par Davies-Colley *et al.* (1999). Les dommages causés sont principalement situés au niveau de la membrane et causés par des sensibilisateurs exogènes selon le troisième mécanisme d'inactivation par le rayonnement solaire (Davies-Colley *et al.*, 2000). La contribution de la substance humique à l'inactivation des entérocoques par les radiations, pourrait expliquer l'abattement important observé dans les deux premiers bassins, qui comportent une charge organique plus importante que dans les autres bassins. Les premiers bassins servent essentiellement à l'abattement de la charge organique, les bassins supplémentaires affinent le traitement et fiabilisent le système. L'adsorption des entérocoques à des solides en suspensions et leur sédimentation subséquente, enlève une grande proportion de bactéries dans les eaux à traiter.

4.3 Coliphages

Les coliphages sont parmi les indicateurs les plus prometteurs en ce qui concerne l'évaluation de l'efficacité d'inactivation des virus dans le traitement des eaux usées (Omura *et al.*, 1985). Il est à noter que tous les microorganismes analysés diminuent en nombre indépendamment de la saison à l'exception des coliphages somatiques, dont le nombre demeure stable en hiver à la station de Terrebonne. Ce résultat peut s'expliquer du fait que l'inactivation des phages somatiques se déroule directement à la surface des étangs par l'effet de la lumière du soleil (Ohgaki *et al.*, 1986) et que les échantillons d'eaux de Terrebonne furent les premiers à être prélevés, soit à la mi-mars, date à laquelle les étangs aérés étaient toujours couverts d'une couche de glace et de neige. L'étude menée par Ohgaki *et al.*, (1986) conclue que les coliphages sont fortement inactivés par le rayonnement solaire. L'enlèvement des coliphages en l'absence de soleil se fait principalement par adsorption à la matière en suspension sous des conditions aérobies. Davies-Colley *et al.* (1997) ont rapporté une corrélation entre l'inactivation des phages F-ARN par photo-oxydation et l'oxygène dissous. Les longueurs d'onde de type UV-B (290-320 nm) sont celles qui contribuent le plus à l'abattement des phages F-ARN dans

les bassins de rétention (Davies-Colley *et al.*, 1999). Les dommages causés sont principalement situés au niveau des structures externes (possiblement les protéines de la capsid) et semblent causés par des sensibilisateurs exogènes selon le troisième mécanisme d'inactivation par le rayonnement solaire (Davies-Colley *et al.*, 2000). Les données obtenues à la station de Mascouche - Lachenaie nous permettent de constater que sans le couvert de neige, les coliphages somatiques ont sensiblement le même comportement face aux différents mécanismes de désinfection que les coliphages mâles-spécifiques. À cette station, les pourcentages d'enlèvement des coliphages somatiques en saison estivale et hivernale sont respectivement de 99,8% et de 76,2% alors que l'enlèvement des coliphages mâles-spécifiques pour l'été 2002 atteint presque 97% et plus de 77% au printemps 2003. Les résultats obtenus se comparent aux résultats obtenus par Torrella *et al.* (2003) qui détectent une quantité plus importante de coliphages somatiques à 4°C. La différence observée aux deux périodes d'échantillonnage s'explique par le fait que l'enlèvement des coliphages en l'absence de soleil se fait principalement par adsorption à la matière en suspension sous des conditions aérobies (Ohgaki *et al.*, 1986). En présence d'un couvert de neige sur les étangs, la tranche d'eau supérieure des bassins n'est pas exposée à la lumière, permettant la croissance d'algues qui produisent l'oxygène nécessaire au développement et maintien des bactéries aérobies, et à l'aération de surface par le vent.

L'observation des résultats de compte de coliphages, présentées à l'Annexe I, à l'effluent des bassins des deux stations permet de dégager les constatations suivantes :

- En période estivale, les systèmes à quatre ou à trois cellules suivent le même patron d'abattement.
- Entre les deux systèmes, en période estivale, la moyenne de l'ensemble des résultats pour les phages somatiques et mâles-spécifiques, se compare.
- Aux deux stations, le pourcentage d'enlèvement se situe à plus de 99% à l'effluent du dernier bassin de rétention, en période estivale.

- En terme d'élimination de coliphages, tous les bassins contribuent à la diminution des valeurs de concentration à l'exception des coliphages somatiques pour la station de Terrebonne en période hivernale.

Les résultats obtenus suggèrent que, contrairement à ce qui a été observé pour les coliformes thermotolérants et les entérocoques, l'élimination des coliphages s'étend sur tout le temps de rétention.

4.4 Clostridium perfringens

L'endospore de *Clostridium perfringens* est extrêmement résistant à la désinfection et aux stress environnementaux, il peut survivre des décennies dans la nature (Institute of Environmental Science and Research Ltd., 2001). Un des facteurs important dans l'abattement des bactéries en étang aéré est la prédation. Les bactéries, d'origine fécale ou autre, sont dévorées en grand nombre par les protozoaires et autres espèces animales aquatiques. Cependant l'endospore de *Clostridium* peut passer, sans être affecté, dans le colon des prédateurs (Mellgren, 1973). C'est pourquoi, dans les étangs de stabilisation, la diminution en nombre des endospores est due en partie par l'effet de dilution et la sédimentation.

Les bactéries *Clostridium perfringens* sont moins nombreuses à l'affluent des stations au printemps comparativement aux densités observées en été. Ce phénomène s'explique du fait que ces bactéries ne se multiplient pas à des températures sous les 12°C (Institute of Environmental Science and Research Ltd., 2001).

Les résultats obtenus montrent le comportement particulier des clostridies. Dès le premier bassin des augmentations de densités sont observées et cela sans égard à la température. Ces résultats peuvent s'expliquer en partie par les conditions anaérobies qui prévalent dans le premier bassin, en raison d'une accumulation de boue importante, dans les deux stations à l'étude. Les besoins réels en oxygène n'ont pas été recalculés et la concentration minimale d'oxygène dissous de 2 mg/L n'a pas été maintenue.

Notons que ces bactéries sont sensibles aux pH de moins de 5 et de plus de 8,3 et que ce facteur peut avoir joué certains rôles dans l'enlèvement (Institute of Environmental

Science and Research Ltd., 2001). Les principales variations de pH dans les étangs sont causées par la présence des algues et par l'usage éventuel de coagulant. Cette dernière et les algues peuvent augmenter le pH à des valeurs pouvant induire une mortalité importante des clostridies. Cependant, l'absence de données sur le pH des échantillons ne nous permettent pas d'émettre d'hypothèses ou de conclure sur l'importance du pH ou d'autres agents sur l'efficacité d'enlèvement de *Clostridium perfringens* dans les étangs aérés à l'étude.

4.5 Virus entériques humains cultivables

Plus d'une centaine de virus différents sont excrétés dans les fèces humaines. Ces virus peuvent demeurer plusieurs mois dans les eaux usées. Certains virus entériques humains survivent aux traitements conventionnels des eaux usées, incluant la chloration, il s'agit des poliovirus, coxsackievirus, échovirus, réovirus et les virus hépatiques (WHO, 1979; Gloyna, 1971). On peut supposer que ces agents viraux se retrouvent possiblement à l'effluent des étangs aérés à l'étude. Il est bien connu que les microorganismes entériques humains survivent difficilement dans les conditions adverses extrêmes retrouvées dans les étangs de stabilisation (Bitton, 1999; Bitton, 1980). Aucune précision ne peut être apportée sur la nature des agents viraux présents dans les échantillons analysés, l'immunoperoxydase indirecte étant une méthode quantitative de détection ne permettant pas l'identification des virus.

Peu de choses sont connues sur l'impact des étangs aérés sur l'enlèvement des virus entériques humains des eaux usées municipales. Dans les étangs facultatifs, l'inactivation et l'enlèvement des pathogènes sont des processus très complexes. L'efficacité des étangs aérés dans l'enlèvement des virus varie beaucoup mais certains systèmes ont démontré un enlèvement situé entre 80 à 95% (WHO, 1979). Des facteurs tels la sédimentation, les radiations solaires, le pH élevé, la température, la présence de prédateurs et le temps de rétention peuvent affecter de façon directe ou indirecte le taux d'enlèvement des microorganismes pathogènes.

Les moyennes obtenues sont établies à partir de données ayant une très grande variabilité. La différence du nombre de virus peut être affecté par le type d'infection en cours dans la

population, notre méthode ne permet la détection que des virus entériques humains cultivables. Le virus Norwalk par exemple, est un virus non-cultivable fréquent en été. Les résultats ont tout de même démontré que la formule des étangs aérés permet l'élimination à 89% (environ 1 log) des virus entériques humains cultivables en été (de 28 virus/L à 3 virus/L) mais que le traitement ne permet pas l'élimination de virus en hiver (de 17 virus/L à 24 virus/L). Il semblerait que la température influe beaucoup sur l'efficacité du procédé. La température est l'une des variables possédant les influences les plus marquantes sur la cinétique du phénomène d'abattement en étang (Leduc et Gehr, 1990). La température de l'eau dans un système d'étang croît avec la température de l'affluent à l'entrée du système, l'irradiation solaire et la température de l'air ambiant (Leduc et Gehr, 1990). L'un des effets de la température est la diminution de l'activité biologique prenant place lors du traitement. Par conséquent, les activités de broutage, de prédation et toute la chaîne alimentaire s'en trouvent affectées.

Les radiations solaires sont l'un des facteurs importants qui contrôlent la persistance des virus dans les étangs (Bitton, 1980). On s'attend à ce que l'enlèvement des virus soit élevé dans les couches supérieures des bassins sous un climat chaud et ensoleillé (Bitton, 1991). La lumière et l'irradiation solaire subissent une atténuation rapide dans les bassins en fonction de la profondeur. Une étude de Moeller et Calkins (1980) montre que seulement 15 à 20% de la radiation solaire incidente est présente à 10 cm sous la surface de l'eau, 2 à 4% à 20 cm et 0,6 à 1% à 30 cm. En condition plus froide, l'abattement des virus entériques est réduit et les rejets significativement chargés de microorganismes pathogènes. La variation continue et lente de la température atmosphérique imprime des cycles saisonniers sur la diminution du nombre de virus entériques humains dans les étangs et ainsi sur les concentrations des effluents. Les résultats obtenus pour la période d'échantillonnage s'étalant du 26 mars au 15 avril 2003 montrent une variabilité importante des résultats obtenus. La variation de la température causée par les périodes d'ensoleillement plus longue, le dégel de la glace et la fonte des neiges à la surface des bassins pourraient expliquer en partie ces écarts importants. Le taux d'inactivation des virus semble être fonction de la température du fluide dans les étangs, il serait donc fonction des saisons.

Un autre facteur majeur, responsable de la réduction de la charge virale dans les étangs, est le temps de rétention (Gloyna, 1971). Les stations de Terrebonne et de Mascouche - Lachenaie ont des temps de rétention similaires avec respectivement des temps de séjour de 19,6 et de 16,2 jours. Les paramètres de conception (débit, volume total, nombre de cellules) des stations à l'étude étant très différentes il est difficile voir impossible, de se prononcer sur l'effet du temps de rétention mais une étude menée par Davies-Colley et al. (2000) a démontré que la désinfection dans les étangs de stabilisation peut être augmentée par l'augmentation du temps de rétention. Les résultats obtenus à la station de Terrebonne montrent que l'abattement des virus en été, se fait essentiellement dans le premier bassin. Cependant, il est à noter que la variabilité des résultats est très importante à l'affluent et à l'effluent du premier bassin. Ces écarts pourraient s'expliquer par la charge organique importante à l'affluent et au premier bassin.

Dans les écosystèmes aquatiques, la matière organique en suspension peut de manière très efficace adsorber les virus (Gantzer et al. 1994), ce qui leur permet de résister à des conditions environnementales difficiles. L'adsorption des virus à des solides en suspensions et leur sédimentation subséquente, permet une meilleure survie des virus que dans la colonne d'eau où ils sont plus susceptibles aux effets de prédation et de radiations solaires par exemple. Cette propriété d'adsorption est d'ailleurs largement mise à profit dans les autres traitements des eaux usées et dans les stations de traitement d'eau potable, puisqu'une sédimentation efficace enlève une grande proportion de virus dans les eaux à traiter.

Le pH, une variable abiotique impliquée dans la cinétique d'abattement des bactéries, est également impliqué dans l'inactivation des virus dans les étangs (Leduc et Gehr, 1990). Comme cela a été démontré chez les bactéries, un pH élevé résultant de la croissance d'algues, peut augmenter l'inactivation des virus (Bitton, 1999). Différentes algues peuvent élever le pH jusqu'à une valeur de 10 dans les étangs (Leduc et Nguyen, 1990). Les études de Sobsey et Cooper (1973) suggèrent qu'un système d'étangs possédant des populations mixtes d'algues et de bactéries agit avec plus d'efficacité sur les virus que les étangs sans algues, puisque les particules exercent une activité antivirale. Sobsey et Cooper (1973) ont montré qu'une portion des poliovirus présents dans l'eau usée

s'adsorbe aux particules, telles les algues, et qu'en plus l'activité microbienne exerce un phénomène d'inactivation virale (Leduc et Nguyen, 1990). Ward (1982) a d'ailleurs démontré l'inactivation virale directe et indirecte par les bactéries (Katayoshi *et al.*, 1983) a isolé une bactérie phototrope (*Rhodospseudomonas capsulata*) capable de produire une substance ayant un effet virucide sur les coliphages et les poliovirus. Certains virus comme le virus de Norwalk, seraient sensibles à des pH de plus de 9 (Institute of Environmental Science and Research Ltd, 2001). Les entérovirus étant des virus non-enveloppés, ils sont d'autant plus sensibles à des changements de pH. Des études menées sur l'inactivation des virus entériques dans les boues activées ont démontré les effets indirects du pH par le pouvoir d'inactivation de l'ammoniaque à pH 8 (Fenters *et al.*, 1979). Le taux d'inactivation des virus semblant être influencé par la présence d'algues et les variations de pH, l'efficacité d'abattement serait une fois de plus fonction des saisons.

4.6 Analyses statistiques

Au Canada, aucune limite n'a été fixée pour les virus dans les eaux épuratoires. L'échantillonnage en vue du dépistage des virus est effectué quand il existe des preuves épidémiologiques ou d'autre nature de leur présence dans l'eau (Groupe de travail fédéral-provincial sur la qualité des eaux à usage récréatif du Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail, 1992). Les virus humains sont généralement plus résistants aux traitements épuratoires que les indicateurs bactériens usuels (coliformes thermotolérants) et ne peuvent pas être surveillés systématiquement dans l'eau par des méthodes simples et économiques. Les résultats obtenus montrent que l'enlèvement des microorganismes indicateurs conventionnels en étangs aérés ne reflète pas l'enlèvement de virus. C'est pourquoi, la sélection d'indicateurs plus représentatifs devient donc impérative afin de bien illustrer la réalité de l'enlèvement des pathogènes.

Les chercheurs recommandent l'utilisation d'indicateurs microbiens alternatifs pour évaluer l'enlèvement des virus par les traitements d'épuration des eaux (IAWPRC, 1991; Grabow *et al.*, 1984). Dufour (1984) a suggéré l'utilisation des entérocoques ou de *E. coli* comme indicateurs de pollution fécale dans les eaux douces. Parce que leur morphologie, structure, composition chimique et leur taille ressemble à celle des virus, d'autres

chercheurs considèrent les coliphages comme de meilleurs indicateurs alternatifs de la présence possible de virus entériques humains dans l'eau (IAWPRC, 1991, Ashbolt *et al.*, 2001). Les bactériophages sont très similaires aux virus entériques mais sont plus facilement et plus rapidement détectable dans les échantillons environnementaux et sont trouvés en plus grand nombre que les virus dans les eaux usées (Grabow, 2001). Parce que les endospores de *Clostridium perfringens* sont très résistants dans l'environnement ils ont aussi été ciblés dans notre étude.

Les analyses de corrélations (Coefficient de Pearson), après une transformation logarithmique des valeurs obtenues par Payment (2003) sur l'ensemble des stations situées sur la rivière des Milles-Iles, nous permettent d'établir une corrélation entre certains indicateurs bactériens et les virus. Les résultats démontrent une faible corrélation avec les entérocoques et un résultat non significatif entre les coliformes thermotolérants et les virus. Le niveau d'abattement atteint avec les coliformes thermotolérants et les entérocoques ne permet donc pas de déterminer précisément le niveau d'inactivation des virus. En condition estivale, il existe une bonne corrélation avec les clostridies et les coliphages et leurs dénombrements permettent de prédire l'enlèvement des virus. Puisqu'il n'y a aucun abattement de virus en saison printanière, il n'y a pas lieu de sélectionner un indicateur.

Les résultats obtenus appuient des études antérieures ayant démontrées la valeur des coliphages comme indicateur de la présence de virus dans les eaux (IAWPRC, 1991; Ashbolt *et al.*, 2001). Une étude menée en Afrique du Sud par Geldenhuys et Pretorius (1989) a montrée la corrélation entre le dénombrement de coliphages et les virus entériques dans les eaux usées. Castillo et Trumper (1991) ont étudié le comportement des coliphages et d'autres indicateurs microbiens (*Salmonella*, *E. coli*, streptocoques fécaux) dans des étangs de stabilisation du Chili. Ils ont conclu que les coliphages sont représentatifs de l'enlèvement des virus dans les étangs. En ce qui concerne *Clostridium perfringens*, à ce jour aucune autre étude n'a ciblée sa valeur comme prédicateur du comportement des virus dans les eaux usées.

5 Conclusion

Le lagunage est le type de traitement des eaux usées municipales le plus utilisé au Canada. La problématique des étangs aérés au Québec vient essentiellement du fait que peu de données sont disponibles sur l'élimination des microorganismes pathogènes sur l'ensemble des stations d'épuration québécoises. Beaucoup d'incertitude existe sur l'enlèvement des microorganismes pathogènes à chaque étape du traitement. Cette étude visait l'évaluation de l'efficacité d'enlèvement des indicateurs de pollution fécale et des virus entériques humains des eaux usées municipales, par des étangs aérés facultatifs, en conditions estivales et printanières. L'étude du comportement des indicateurs bactériens usuels en étangs aérés était essentielle, en raison des coûts et de la difficulté à surveiller systématiquement les virus dans l'eau par des méthodes simples lors des analyses de routine. La sélection d'indicateurs représentatifs de la réalité d'enlèvement des virus entériques humains cultivables dans les étangs aérés, était un objectif important de l'étude.

Cette étude s'est limitée essentiellement à déterminer en saison estivale et printanière, l'efficacité d'enlèvement des virus entériques humains cultivables, des clostridies, des coliphages mâles-spécifiques et somatiques, des coliformes thermotolérants et des entérocoques dans les étangs aérés de Terrebonne et de trouver un indicateur permettant la prédiction du nombre de virus entériques humains cultivables. Pour des raisons économiques et des contraintes de temps, la station de Mascouche - Lachenaie n'a fait l'objet que d'analyses bactériologiques.

Les travaux ont permis de mettre en lumière l'effet de la température et la contribution des bassins sur l'efficacité globale des étangs aérés dans l'abattement des virus entériques humains cultivables et des indicateurs bactériens. La caractérisation des rejets des stations de la Régie des eaux usées de Mascouche - Lachenaie et de la ville de Terrebonne indique qu'il est possible d'atteindre l'objectif de rejet de 10 000 UFC/100 mL coliformes thermotolérants en toute saison. De manière générale les objectifs sont atteints dans les deux premiers bassins. Comme cela a déjà été établi pour les étangs de stabilisation,

l'hiver constitue une période critique pour les systèmes d'étangs aérés facultatifs, puisque l'efficacité des systèmes diminue avec une baisse de température et une baisse de l'ensoleillement, sans compter l'interception du flux d'irradiation solaire par les couverts de glace et de neige. On observe que l'abattement des virus entériques est beaucoup plus important en été qu'au printemps. En été, l'enlèvement des virus entériques en étangs aérés est moyen (1 log) par rapport à ce qui est observé dans les stations d'épuration physico-chimiques avec désinfection aux ultraviolets (Payment, 2003). Les étangs aérés apparaissent toutefois comme une solution écologique et efficace en période estivale. Au printemps, l'efficacité du traitement est réduite considérablement, aucun abattement de virus entériques n'est observé dans les bassins de rétention, et l'effluent est alors significativement chargé de microorganismes pathogènes. Les effluents des stations de Mascouche - Lachenaie et de Terrebonne sont rejetés dans la rivière des Mille-îles, une rivière à vocation récréo-touristique ayant des prises d'eau potable. L'utilisation croissante de ces eaux de surface exige que soient formulées des recommandations relatives aux limites maximales de virus et que des améliorations soient apportées aux stations d'épuration pour en augmenter les performances. Il est rare que des cas d'infections virales acquises dans des eaux utilisées à des fins récréatives soient rapportés. Par contre, la transmission d'entérovirus à partir d'eau de lac a été prouvée en ce qui concerne le virus coxsackie B3, A16, celui de l'hépatite A, le virus de type Norwalk et l'échovirus (Groupe de travail fédéral-provincial sur la qualité des eaux à usage récréatif du Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail, 1992). Il existe donc bel et bien un danger associé à l'utilisation de ces eaux.

L'utilisation des clostridies et des coliphages en remplacement des coliformes thermotolérants comme indicateur usuel de traitement, permettrait de mieux définir des exigences de rejet qui tiennent compte des microorganismes pathogènes comme les virus. Les résultats obtenus devront toutefois être examinés de très près afin de confirmer une réelle corrélation entre les clostridies et les virus entériques humains en étangs aérés.

Les étangs sont sujets à des variations considérables en terme de qualité des effluents rejetés, particulièrement au niveau de la qualité microbiologique, reflétant la forte influence des facteurs environnementaux. En période hivernale, l'efficacité du traitement

est considérablement réduite, c'est pourquoi une désinfection des rejets en hiver permettrait d'assurer la protection des prises d'eau potable en aval. L'amélioration de la performance du traitement des eaux usées par la technologie des étangs aérés, permettrait de respecter et d'aller au-delà des critères de qualité pour les activités récréo-touristiques en été et de protéger les prises d'eau potable pendant les périodes froides.

6 Références

Abad F. X., R. M. Pinto, C. Villena, R. Gajardo et A. Bosch. 1997. Astrovirus survival in drinking water. *Appl. Environ. Microbiol.* 63 : 3119-3122

Alexandre, O., C. Boutin, P. Duchène, C. Lagrange, A. Lakel, A. Liénard et D. Orditz. 1998. Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités. Cemagref. Document technique FNDAE n°22, 1^{ière} Édition.

Armon, R. et P. Payment. 1988. A modified m-CP medium for enumerating *Clostridium perfringens* from waters samples. *Canadian Journal of Microbiology.* 34: 78-79

Ashbolt, N.J., W.O.K. Grabow, et M. Snozzi. 2001. Indicators of microbial water quality. *Water quality : Guidelines, Standards and Health.* World Health Organization. Londres. Chapitre 13.

Baylet, R. et F. Sinégre. 1978. Lagunage et virologie des eaux usées : III Évolution comparée du poliovirus 2 et du phage Twort dans les eaux lagunées. *La technique de l'eau et de l'assainissement.* No.384

Bernier, B. 2001. Guide pour l'étude des technologies conventionnelles du traitement des eaux usées d'origine domestique. Environnement Québec.

Bisson, J.W. et V.J. Cabelli. 1979. Membrane filter enumeration method for *Clostridium perfringens*. *Appl. Environ. Microbiol.* 37 (1): 55-66

Bitton, G. 1999. *Wastewater Microbiology.* 2nd edition. Wiley-Liss. New York. 578 pages.

Bitton, G. 1980. *Introduction to Environmental Virology.* John Wiley and sons, New York. 326 pages.

- Borrego, J.J., R. Córnaux, M.A. Morinigo, E. Martinez-Manzanares et P. Romero. 1990. Coliphages as an indicator of faecal pollution in water. Their survival and productive infectivity in natural aquatic environments. *Wat. Res.* 24 (1): 111-116
- Brazier, J.S. et V. Hall. 1995. A rapid test for the presumptive identification of *Clostridium perfringens*. *Anaerobe* 9:157-159
- Brissaud, F., M.G. Tournoud, C. Drakides et V. Lazarova. Mixing and its impact on faecal coliform removal in a stabilisation pond. 5th Int. Conf. On Waste Stabilisation Ponds, Auckland, 2-5 avril 2002, pp 275-282
- Castillo, G. C. et B. A. Trumper. 1991. Coliphages and other microbial indicators in stabilization ponds. *Environmental Toxicology and Water Quality: An International Journal*, 6: 197-207
- Curtis, T. P., D. D. Mara et S. A. Silva. 1992. Influence of pH, oxygen, and humic substances on ability of sunlight to damage fecal coliforms in waste stabilization pond water. *Appl. Environ. Microbiol.* 58 (4):1335-1343
- Davies-Colley, R. J., A. M. Donnison et D. J. Speed. 2000. Towards a mechanistic understanding of pond disinfection. *Wat. Sci. Tech.*, 42 (10-11): 149-158
- Davies-Colley, R. J., A. M. Donnison, D. J. Speed, C. M. Ross et J. W. Nagels. 1999. Inactivation of faecal indicator microorganisms in waste stabilization ponds: Interactions of environmental factors with sunlight. *Wat. Res.* 3 (5): 1220-1230
- Davies-Colley R.J., A.M. Donnison et D.J. Speed. 1997. Sunlight wavelengths inactivating faecal indicator microorganisms in waste stabilization ponds. *Wat. Sci. Tech.* 35 (11-12) : 219-225
- Dubuc, Yves. 1995. Modèles prédictifs du rabatement des coliformes fécaux dans les étangs aérés facultatifs. *J. Vecteur Environnement.* 28 :31-37

- Dufour, A. P. 1984. Health effects criteria for fresh recreational waters. EPA-600/1-84-004. Office of Research and Development, USEPA, Washington, DC.
- Fenters J., J. Reed, C. Lue-Hing et J. Bertuci, 1979. Inactivation of viruses by digested sludge components. *J. Water Pollut. Control Fed.* 51: 689-694.
- Facklam R. R. 1972. Recognition of group D streptococcal species of human origin by biochemical and physiological tests. *Appl. Microbiol.* 23 : 1131-1139
- Gameson, A. L. H. et J. R. Saxon. 1967. Field studies on the effect of daylight on mortality of coliform bacteria. *Water Res.* 1: 279-295
- Gantzer, C., F. Quignon et L. Schwartzbrod. 1994. Poliovirus-1 adsorption onto and desorption from raw and digested sewage sludge. *Appl. Environ. Microbiol.* 15, 271-278
- Geldenhuis, J. C. et P. D. Pretorius. 1989. The occurrence of enteric viruses in polluted water, correlation to indicator organisms and factors influencing their numbers. *Wat. Sci. Tech.* 21 (3): 105-109
- Gloyna, E. F. 1971. Waste stabilization ponds. WHO Monograph No. 60. World Health Organization. Geneva. 175 pages
- Grabow, W.O.K. 2001. Bacteriophages: Update on application as models for viruses in water. *Water SA*, 27 (2): 251-268
- Grabow, W.O.K., C.S. Holtzhausen et J.C. De Villiers. 1993. Research on Bacteriophages as Indicators of Water Quality. WRC Report No 321/1/93. Water Research Commission, Pretoria. 147 pages
- Grabow, W.O.K. 1986. Indicator systems for assessment of the virological safety of treated drinking water. *Water Sci. Technol.*, 18:159-165
- Grabow, W.O.K., P. Coubrough, E. M. Nupen et B. W. Bateman. 1984. Evaluation of coliphages as indicators of the virological quality of sewage-polluted water. *Water SA* 10:7-14.

Gray, N.J., 1989. *Biology of Wastewater Treatment*. Oxford University Press, Oxford.

Groupe de travail fédéral-provincial sur la qualité des eaux à usage récréatif du Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail. 1992. *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada*. Ministère des Approvisionnements et Services Canada

Hammer, M.J. 1986. *Water and wastewater technology*. John Wiley and sons. New York. 536 pages

Havelaar, A.H., M. Butler, S.R. Farrah, J. Jofre, E. Marques, A. Ketratanakul, S. Ohgaki, M.D. Sobsey et U. Zaiss. 1991. Bacteriophages as model viruses in water quality control. Review paper. *Wat. Res.* 25 (5): 529-545

Havelaar, A.H et W.M. Pot-Hogeboom. 1988. F-specific RNA-bacteriophages as model viruses in water hygiene: Ecological aspects. *Water Sci. Technol.* 20: 399-407

Hosetti B. et S. Frost. 1998. A review of the control of biological waste treatment in stabilization ponds. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 28 (2): 193-218

Institute of Environmental Science and Research Ltd. 2001. *Data sheets prepared for the Ministry of Health*. New Zealand

IAWPRC Study Group on Health Related Water Microbiology. 1991. Bacteriophages as a model viruses in water quality control. *Wat. Res.* 25 (5): 529-545

Jagger, J. 1985. *Solar-UV actions on living cells*. Praeger, New York.

Katayoshi M., M. Mochida, S. Shimizu, H. Itsutsu, M. Kaneko et H. Igarashi. 1983. Antiviral substances from phototropic bacteria. *Micro. Res. Tech.* 4 : 4-12

Kloch, J. W. 1971. Survival of coliform bacteria in wastewater treatment lagoons. *J. Water Pollut. Control Fed.* 43 : 2071-2083

- Laurin, M. 1995. Des étangs aérés plus performants que prévus. Réseau Environnement, 18^e Symposium International sur le Traitement des Eaux Usées. Montréal. P.155-166
- Leduc, R. et V.-T. Van Nguyen. 1990. L'abattement des bactéries coliformes dans les étangs aérés facultatifs - 1. Cinétique, modélisation et variables biotiques. Water Poll. Res. J. Canada. 25 (2) :201-229
- Leduc, R. et R. Gehr. 1990. L'abattement des bactéries coliformes dans les étangs aérés facultatifs - 2. Variables abiotiques. Water Poll. Res. J. Canada. 25 (2) :231-263
- Lloyd, R.E., J.L. Rinkenberger, B.A. Hug et R.W. Tuveson. 1990. Growing *Escherichia coli* mutants deficient in riboflavin biosynthesis with non-limiting riboflavin results in sensitization to inactivation by broad spectrum near-ultraviolet light (320-400 nm). Photochem. Photobiol 47:897-901
- Mara, D. D. et H. Pearson, 1986. Artificial freshwater environment: waste stabilization ponds. Biotechnology, 8: 177-206.
- Marais, G.v.R. 1974. Faecal bacterial kinetics in stabilization ponds. J. Environ. Eng. Div. Proc. Soc. Civ. Eng. 100 :119-139.
- Mayers, D. et R. Roy. 2003. Déphosphatation des eaux usées municipales par des plantes aquatiques flottantes. Fiches techniques du Fonds de recherche et de développement technologique en environnement.
- Mayo, A.W. 1995. Modelling coliform mortality in waste stabilization ponds. J. Environ. Engng. 121, 140-152
- Mellgren, L. 1973. *Clostridium perfringens* and coliform bacteria as indicators of faecal pollution. OIKOS Supplementum 15:195-201
- Mendes, B. S., M. J. Do Nascimento, M. I. Pereira, G. Bailey, N. Lapa, J. Morais et J. S. Oliveira. 1995. Efficiency of removal in stabilization ponds I. Influence of climate. Wat. Sci. Tech. 31 (12): 219-229.

Metcalf, L. and H. P. Eddy. 1991. *Wastewater Engineering*, 3 rd Edit., McGraw-Hill, Inc. 1334 pages

Metcalf T.G., J.L. Melnick et M.K. Estes. 1995. Environmental virology: from detection of virus in sewage and water by isolation to identification by molecular biology: a trip of over 50 years. *Annu. Rev. Microbiol.*, 49, 461-487.

Ministère de l'Environnement du Québec. 2000. Recherche et dénombrement des coliformes fécaux – Méthode par filtration sur membrane. MA. 700 – Fec 1.0, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.

Ministère de l'environnement du Québec, MENVIQ. 1982. Installations de lagunage: Terminologie et classification. Note technique No.3. 6 pages

Mitchell, D.S. 1978. The potential for wastewater treatment by aquatic plants in Australia. *Water*, 5:15-17

Moeller, J. R. et J. Calkins. 1980. Bactericidal agents in wastewater lagoons and lagoons design. *J. Water Pollut. Control Fed.* 52: 2442-2451

Noble, C.J. 1978. Carriage of group D streptococci in the human bowel. *J. Clin. Pathol.* 31:1182-1186

Ohgaki, S., A. Ketratanakul et U. Prasertsom. 1986. Effect of sunlight on coliphages in an oxidation pond. *Wat. Sci. Tech.* 18 (10): 37-46

Olivieri, V. P. 1982. Bacterial indicators of pollution. Wesley O. Pipes Editor. CRC Press. Boca Raton, Floride

Omura, T., H.K. Shin et A. Ketratanakul. 1985. Behaviour of coliphages in oxidation ponds. *Wat. Sci. Technol.* 17: 219-227

- Palmateer, G.A., B.J. Dutka, E.M. Janzen, S.M. Meissner et M.G. Sakellaris. 1991. Coliphage and bacteriophage as indicators of recreational water quality. *Wat. Res.* 25 (3): 355-357
- Payment, P. 2003. Enlèvement des microorganismes pathogènes et des bactéries indicatrices par les stations de traitement des eaux usées municipales situées sur la rivière des Milles-Iles. Rapport présenté au Ministère de l'Environnement du Québec. Projet no. 3336.11.00.01
- Payment P. 2001. "Cultivation of viruses from environmental samples" in *Manual of environmental Microbiology*, 2nd Ed. Hurst *et al.* (Eds), American Society for Microbiology, Washington DC
- Payment, P. et M. Trudel. 1989. *Manuel de techniques virologiques*. Presses de l'Université du Québec/AUPELF. Québec. 350 pages.
- Payment, P. et M. Trudel, 1987. Detection and quantification of human enteric viruses in waste waters; increased sensitivity using a human immune serum globulin – immunoperoxidase assay on MA-104 cells. *Canadian journal of Microbiology*, 33 (6): 568-570
- Pearson, H. W., D.D. Mara, S.W. Mills, et D.J. Smallman. 1987. Physico-chemical parameters influencing faecal bacterial survival in waste stabilization ponds. *Wat. Sci. Technol.* 19 (12): 145-152
- Prasad, D et J. G. Henry. 1985. Psychrophylic and psychrotrophic bacteria in wastewater treatment. Environmental Canada workshop on cold climate lagoons at low temperature.
- Prescott, L., J. P. Harley et D. A. Klein. 1995. *Microbiologie*. De Boeck-Wesmael S.A. Bruxelles. 1014 pages
- Saqqar, M.M. et M.B. Pescod. 1992. Modelling coliform reduction in wastewater stabilization ponds. *Wat. Sci. Tech.* 26 (7-8) : 1667-1677

Servais, P., N. Castignolles, F. Petit, I. George, C. Buffet Janvresse et A. Ficht. 1999. L'estuaire de la Seine. Contamination bactérienne et virale. Fascicule Seine-Aval. Ifremer Éditions. 27 pages.

Silva, S. A. , D. D. Mara et R. De Oliveira. 1987. The performance of a series of five deep waste stabilization ponds in Northeast Brazil. *Water Sci. Technol.* 19: 61-64

Sinton, L. W., C. H. Hall, P. A. Lynch et R. J. Davies-Colley. 2002. Sunlight inactivation of fecal indicator bacteria and bacteriophages from waste stabilization pond effluent in fresh and saline waters. *Applied and Environmental Microbiology.* 68 (3): 1122-1131

Sobsey, M. D. et R. C. Cooper. 1973. Enteric virus survival in algal-bacterial wastewater systems. *Water res.* 7 : 669-685

Torrella, F., J. P. Lopez et C. J. Banks. 2003. Survival of indicators of bacterial and viral contamination in wastewater subjected to low temperatures and freezing : application to cold climate waste stabilisation ponds. *Water Science and Technology.* 48 (2): 105-112

Travaux Publics et Services Gouvernementaux Canada. 2000. Réseaux communautaires de l'eau. Documents d'information technique. 47 pages.

Trousselier, M., et P. Legendre. 1989. Dynamics of fecal coliform and culturable heterotrophic densities in an eutrophic ecosystem: stability of models and evolution of these bacterial groups. *Microb. Ecol.* 17 : 227-235

Trousselier, M., P. Legendre et B. Baleux. 1986. Modelling the evolution of bacterial densities in an eutrophic ecosystem (sewage lagoon). *Microb. Ecol.* 12:227-235

USEPA. 2000. Improved Enumeration Methods for the Recreational Water Quality Indicators. EPA/821/R-9/004

Ward R. L. 1982. Evidence that microorganisms cause inactivation of viruses in activated sludge. *Appl Environ. Microbiol.*, 43, 1121-1124

Watkins, S. H. 1973. Coliform bacteria growth and control in aerated stabilization basins. Rapport N0. EPA-660/2-73-028.U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C. 280 pages

WHO Scientific Group. 1979. Human viruses in water, wastewater and soil. WHO Technical Report Series No. 639. World Health Organization. Genève. 50 pages

Annexe I

Tableau 6 Détail des résultats microbiologiques à la station Mascouche - Lachenaie

| Site | Point de prélèvement | Date | Coliformes thermotolérants (cfu/100 ml) | Entérocoques (cfu/100 ml) | Coliphages somatiques (ufp/100 ml) | Coliphages F-ARN (ufp/100 ml) | Clostridium perfringens (cfu/100 ml) |
|-----------------------|----------------------|------------|---|---------------------------|------------------------------------|-------------------------------|--------------------------------------|
| Mascouche - Lachenaie | A_0 | 08-juil-02 | 6 000 000 | 280 000 | 19 000 | 112 000 | 29 100 |
| Mascouche - Lachenaie | A_0 | 15-juil-02 | 10 800 000 | 900 000 | 28 000 | 61 000 | 69 000 |
| Mascouche - Lachenaie | A_0 | 22-juil-02 | 2 360 000 | 160 000 | 40 000 | 64 000 | 3 600 |
| Mascouche - Lachenaie | A_0 | 29-juil-02 | 10 800 000 | 500 000 | 9 000 | 58 000 | 6 400 |
| Mascouche - Lachenaie | A_0 | 06-août-02 | 4 100 000 | 290 000 | 50 000 | 180 000 | 10 900 |
| Mascouche - Lachenaie | A_0 | 13-août-02 | 7 200 000 | 600 000 | 60 000 | 14 500 | 27 300 |
| Mascouche - Lachenaie | A_0 | 31-mars-03 | 580 000 | 210 000 | 900 | 5 600 | 11 400 |
| Mascouche - Lachenaie | A_0 | 01-avr-03 | 740 000 | 160 000 | 4 000 | 11 200 | 9 800 |
| Mascouche - Lachenaie | A_0 | 08-avr-03 | 470 000 | 80 000 | 4 000 | 18 400 | 5 200 |
| Mascouche - Lachenaie | A_0 | 09-avr-03 | 610 000 | 160 000 | 1 400 | 13 200 | 8 300 |
| Mascouche - Lachenaie | A_0 | 14-avr-03 | 500 000 | 110 000 | 1 900 | 6 400 | 5 300 |
| Mascouche - Lachenaie | A_0 | 15-avr-03 | 390 000 | 90 000 | 14 000 | 6 200 | 9 500 |
| Mascouche - Lachenaie | E_1 | 08-juil-02 | 53 000 | 7 000 | 1 000 | 350 | 21 000 |
| Mascouche - Lachenaie | E_1 | 15-juil-02 | 200 000 | 18 000 | 1 500 | 155 | 47 000 |
| Mascouche - Lachenaie | E_1 | 22-juil-02 | 33 000 | 10 000 | 6 000 | 1 750 | 78 000 |
| Mascouche - Lachenaie | E_1 | 29-juil-02 | 121 000 | 13 000 | 2 000 | 950 | 30 900 |
| Mascouche - Lachenaie | E_1 | 06-août-02 | 50 000 | 7 000 | 2 000 | 300 | 35 000 |
| Mascouche - Lachenaie | E_1 | 13-août-02 | 102 000 | 8 000 | 5 000 | 1 450 | 20 000 |
| Mascouche - Lachenaie | E_1 | 31-mars-03 | 49 000 | 15 000 | 3 000 | 4 100 | 8 800 |
| Mascouche - Lachenaie | E_1 | 01-avr-03 | 64 000 | 20 000 | 3 000 | 8 900 | 9 300 |

| Site | Point de prélèvement | Date | Coliformes thermotolérants (cfu/100 ml) | Entérocoques (cfu/100 ml) | Coliphages somatiques (ufp/100 ml) | Coliphages F-ARN (ufp/100 ml) | Clostridium perfringens (cfu/100 ml) |
|-----------------------|----------------------|------------|---|---------------------------|------------------------------------|-------------------------------|--------------------------------------|
| Mascouche - Lachenaie | E_1 | 08-avr-03 | 69 000 | 21 000 | 5 000 | 16 800 | 10 000 |
| Mascouche - Lachenaie | E_1 | 09-avr-03 | 74 000 | 16 000 | 3 000 | 10 500 | 8 900 |
| Mascouche - Lachenaie | E_1 | 14-avr-03 | 55 000 | 14 000 | 3 000 | 2 090 | 7 500 |
| Mascouche - Lachenaie | E_1 | 15-avr-03 | 37 000 | 6 000 | 4 000 | 820 | 9 400 |
| Mascouche - Lachenaie | E_2 | 08-juil-02 | 7 500 | 800 | 120 | 9 | 9 300 |
| Mascouche - Lachenaie | E_2 | 15-juil-02 | 5 300 | 500 | 1 000 | 170 | 5 600 |
| Mascouche - Lachenaie | E_2 | 22-juil-02 | 1 950 | 300 | 800 | 315 | 5 200 |
| Mascouche - Lachenaie | E_2 | 29-juil-02 | 6 200 | 300 | 140 | 209 | 1 900 |
| Mascouche - Lachenaie | E_2 | 06-août-02 | 1 090 | 80 | 200 | 9 | 2 090 |
| Mascouche - Lachenaie | E_2 | 13-août-02 | 3 800 | 400 | 100 | 18 | 2 820 |
| Mascouche - Lachenaie | E_2 | 31-mars-03 | 1 730 | 1 800 | 400 | 1 490 | 3 500 |
| Mascouche - Lachenaie | E_2 | 01-avr-03 | 1 910 | 1 200 | 1 300 | 2 650 | 2 180 |
| Mascouche - Lachenaie | E_2 | 08-avr-03 | 6 200 | 3 000 | 1 400 | 6 200 | 3 300 |
| Mascouche - Lachenaie | E_2 | 09-avr-03 | 4 100 | 3 000 | 5 000 | 1 330 | 2 820 |
| Mascouche - Lachenaie | E_2 | 14-avr-03 | 6 300 | 1 200 | 1 400 | 1 170 | 2 730 |
| Mascouche - Lachenaie | E_2 | 15-avr-03 | 3 300 | 700 | 1 700 | 500 | 2 730 |
| Mascouche - Lachenaie | E_3 | 08-juil-02 | 167 | 50 | 27 | 6 | 1 320 |
| Mascouche - Lachenaie | E_3 | 15-juil-02 | 217 | 17 | 130 | 55 | 1 430 |
| Mascouche - Lachenaie | E_3 | 22-juil-02 | 50 | 13 | 600 | 60 | 650 |
| Mascouche - Lachenaie | E_3 | 29-juil-02 | 170 | 30 | 70 | 110 | 117 |
| Mascouche - Lachenaie | E_3 | 06-août-02 | 50 | 6 | 6 | 6 | 470 |

| Site | Point de prélèvement | Date | Coliformes thermotolérants (cfu/100 ml) | Entérocoques (cfu/100 ml) | Coliphages somatiques (ufp/100 ml) | Coliphages F-ARN (ufp/100 ml) | Clostridium perfringens (cfu/100 ml) |
|-----------------------|----------------------|------------|---|---------------------------|------------------------------------|-------------------------------|--------------------------------------|
| Mascouche - Lachenaie | E_3 | 13-août-02 | 130 | 7 | 60 | 6 | 800 |
| Mascouche - Lachenaie | E_3 | 31-mars-03 | 460 | 400 | 800 | 810 | 1 360 |
| Mascouche - Lachenaie | E_3 | 01-avr-03 | 450 | 400 | 800 | 1 320 | 1 090 |
| Mascouche - Lachenaie | E_3 | 08-avr-03 | 650 | 700 | 1 000 | 2 600 | 1 640 |
| Mascouche - Lachenaie | E_3 | 09-avr-03 | 1 010 | 800 | 900 | 1 510 | 1 730 |
| Mascouche - Lachenaie | E_3 | 14-avr-03 | 860 | 400 | 700 | 880 | 1 600 |
| Mascouche - Lachenaie | E_3 | 15-avr-03 | 530 | 290 | 800 | 100 | 1 430 |
| Mascouche - Lachenaie | E_4 | 08-juil-02 | 13 | 6 | 6 | 6 | 141 |
| Mascouche - Lachenaie | E_4 | 15-juil-02 | 21 | 6 | 120 | 15 | 118 |
| Mascouche - Lachenaie | E_4 | 22-juil-02 | 10 | 10 | 220 | 25 | 76 |
| Mascouche - Lachenaie | E_4 | 29-juil-02 | 29 | 6 | 70 | 35 | 35 |
| Mascouche - Lachenaie | E_4 | 06-août-02 | 20 | 1 | 25 | 5 | 56 |
| Mascouche - Lachenaie | E_4 | 13-août-02 | 21 | 1 | 50 | 6 | 64 |
| Mascouche - Lachenaie | E_4 | 31-mars-03 | 250 | 230 | 800 | 830 | 1 900 |
| Mascouche - Lachenaie | E_4 | 01-avr-03 | 147 | 200 | 800 | 780 | 2 220 |
| Mascouche - Lachenaie | E_4 | 08-avr-03 | 153 | 160 | 900 | 950 | 730 |
| Mascouche - Lachenaie | E_4 | 09-avr-03 | 147 | 270 | 600 | 590 | 840 |
| Mascouche - Lachenaie | E_4 | 14-avr-03 | 213 | 220 | 400 | 400 | 1 420 |
| Mascouche - Lachenaie | E_4 | 15-avr-03 | 187 | 120 | 700 | 36 | 1 080 |

Tableau 7 Détail des résultats microbiologiques à la station de Terrebonne

| Site | Point de prélèvement | Date | Coliformes thermotolérants (cfu/100 ml) | Entérocoques (cfu/100 ml) | Coliphages somatiques (u/fp/100 ml) | Coliphages F-ARN (u/fp/100 ml) | Clostridium perfringens (cfu/100 ml) | Virus nppiu/L |
|------------|----------------------|--------------|---|---------------------------|-------------------------------------|--------------------------------|--------------------------------------|---------------|
| Terrebonne | A_0 | 9-juil-2002 | 6 200 000 | 260 000 | 11 000 | 44 000 | 11 700 | 16,7 |
| Terrebonne | A_0 | 16-juil-2002 | 7 300 000 | 220 000 | 15 000 | 9 100 | 22 000 | 167,8 |
| Terrebonne | A_0 | 23-juil-2002 | 2 640 000 | 280 000 | 20 000 | 38 000 | 21 000 | 13,8 |
| Terrebonne | A_0 | 30-juil-2002 | 1 910 000 | 130 000 | 13 000 | 10 900 | 3 500 | 191,0 |
| Terrebonne | A_0 | 7-août-2002 | 2 640 000 | 170 000 | 8 000 | 13 600 | 3 600 | 18,5 |
| Terrebonne | A_0 | 14-août-2002 | 360 000 | 90 000 | 9 000 | 6 400 | 2 000 | 3,7 |
| Terrebonne | A_0 | 26-mars-2003 | 730 000 | 180 000 | 3 000 | 2 820 | 9 100 | 76,8 |
| Terrebonne | A_0 | 27-mars-2003 | 690 000 | 250 000 | 2 900 | 2 640 | 3 500 | 35,6 |
| Terrebonne | A_0 | 28-mars-2003 | 480 000 | 260 000 | 3 000 | 6 700 | 9 600 | 88,1 |
| Terrebonne | A_0 | 2-avr-2003 | 840 000 | 150 000 | 2 400 | 7 800 | 15 500 | 4,9 |
| Terrebonne | A_0 | 3-avr-2003 | 450 000 | 180 000 | 600 | 3 400 | 5 900 | 4,3 |
| Terrebonne | A_0 | 4-avr-2003 | 580 000 | 170 000 | 4 000 | 4 000 | 10 300 | 4,7 |
| Terrebonne | E_1 | 9-juil-2002 | 12 700 | 3 000 | 2 200 | 2 820 | 21 800 | 16,0 |
| Terrebonne | E_1 | 16-juil-2002 | 150 000 | 15 000 | 3 000 | 430 | 49 000 | 9,6 |
| Terrebonne | E_1 | 23-juil-2002 | 175 000 | 21 000 | 700 | 510 | 47 000 | 3,6 |
| Terrebonne | E_1 | 30-juil-2002 | 220 000 | 40 000 | 1 100 | 450 | 41 000 | 46,1 |
| Terrebonne | E_1 | 7-août-2002 | 105 000 | 5 000 | 3 100 | 91 | 25 500 | 10,6 |
| Terrebonne | E_1 | 14-août-2002 | 125 000 | 25 000 | 700 | 430 | 15 500 | 3,6 |
| Terrebonne | E_1 | 26-mars-2003 | 30 900 | 5 000 | 1 700 | 4 200 | 10 000 | 70,3 |
| Terrebonne | E_1 | 27-mars-2003 | 39 000 | 17 000 | 7 000 | 4 300 | 5 400 | 48,6 |
| Terrebonne | E_1 | 28-mars-2003 | 30 000 | 14 000 | 7 000 | 2 550 | 5 700 | 90,8 |
| Terrebonne | E_1 | 2-avr-2003 | 50 000 | 15 000 | 3 000 | 1 640 | 6 500 | 18,9 |
| Terrebonne | E_1 | 3-avr-2003 | 42 000 | 12 000 | 4 000 | 3 200 | 5 100 | 3,3 |
| Terrebonne | E_1 | 4-avr-2003 | 28 200 | 11 000 | 4 000 | 3 900 | 5 100 | 7,2 |
| Terrebonne | E_2 | 9-juil-2002 | 6 | 6 | 18 | 18 | 11 100 | 2,7 |
| Terrebonne | E_2 | 16-juil-2002 | 4 600 | 800 | 70 | 5 | 19 700 | 3,2 |
| Terrebonne | E_2 | 23-juil-2002 | 5 100 | 800 | 50 | 6 | 23 500 | 2,9 |
| Terrebonne | E_2 | 30-juil-2002 | 3 500 | 1 700 | 150 | 10 | 29 000 | 6,5 |
| Terrebonne | E_2 | 7-août-2002 | 910 | 130 | 150 | 6 | 13 000 | 3,0 |
| Terrebonne | E_2 | 14-août-2002 | 1 820 | 600 | 160 | 15 | 14 000 | 3,2 |
| Terrebonne | E_2 | 26-mars-2003 | 5 200 | 1 600 | 4 000 | 700 | 1 180 | 76,3 |
| Terrebonne | E_2 | 27-mars-2003 | 4 700 | 1 500 | 4 000 | 1 250 | 3 500 | 27,1 |
| Terrebonne | E_2 | 28-mars-2003 | 4 400 | 1 700 | 3 000 | 1 420 | 3 500 | 29,1 |
| Terrebonne | E_2 | 2-avr-2003 | 3 090 | 800 | 1 600 | 1 030 | 3 400 | 9,8 |
| Terrebonne | E_2 | 3-avr-2003 | 2 450 | 900 | 3 000 | 1 150 | 3 800 | 3,1 |
| Terrebonne | E_2 | 4-avr-2003 | 2 550 | 700 | 1 300 | 1 270 | 2 550 | 3,4 |
| Terrebonne | E_3 | 9-juil-2002 | 6 | 6 | 9 | 9 | 1 | 3,3 |
| Terrebonne | E_3 | 16-juil-2002 | 9 | 1 | 40 | 6 | 68 | 3,0 |
| Terrebonne | E_3 | 23-juil-2002 | 25 | 900 | 60 | 6 | 243 | 3,0 |
| Terrebonne | E_3 | 30-juil-2002 | 47 | 40 | 100 | 6 | 135 | 2,8 |

| Site | Point de prélèvement | Date | Coliformes thermotolérants (cfu/100 ml) | Entérocoques (cfu/100 ml) | Coliphages somatiques (ufp/100 ml) | Coliphages F-ARN (ufp/100 ml) | Clostridium perfringens (cfu/100 ml) | Virus nppiu/L |
|------------|----------------------|--------------|---|---------------------------|------------------------------------|-------------------------------|--------------------------------------|---------------|
| Terrebonne | E_3 | 7-août-2002 | 24 | 6 | 15 | 5 | 153 | 3,0 |
| Terrebonne | E_3 | 14-août-2002 | 39 | 120 | 70 | 10 | 313 | 3,1 |
| Terrebonne | E_3 | 26-mars -003 | 1 310 | 300 | 7 000 | 1 450 | 2 830 | 141,0 |
| Terrebonne | E_3 | 27-mars-2003 | 1 080 | 400 | 5 000 | 1 020 | 2 450 | 133,0 |
| Terrebonne | E_3 | 28-mars-2003 | 580 | 400 | 3 000 | 1 160 | 1 360 | 69,6 |
| Terrebonne | E_3 | 2-avr-2003 | 850 | 120 | 1 300 | 720 | 820 | 13,9 |
| Terrebonne | E_3 | 3-avr-2003 | 83 | 20 | 1 500 | 570 | 1 480 | 3,1 |
| Terrebonne | E_3 | 4-avr-2003 | 53 | 60 | 1 000 | 1 000 | 680 | 3,3 |