

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	i
RÉSUMÉ	iii
TABLE DES MATIÈRES	v
LISTE DES TABLEAUX	ix
LISTE DES FIGURES	xi
LISTE DES ABRÉVIATIONS	xiii
INTRODUCTION	1
1 CONTEXTE ET REVUE DE LITTÉRATURE	7
1.1 Problématique reliée aux biosolides issus des étangs aérés	9
1.1.1 Enfouissement	10
1.1.2 Valorisation agricole	12
1.2 Entreposage : besoin d’y recourir entre deux étapes de gestion.....	17
1.2.1 Entreposage en amas directement sur le sol.....	18
1.2.2 Entreposage en ouvrages étanches	20
2 CARACTÉRISATION DES BIOSOLIDES	23
3 BUT ET OBJECTIFS	27
4 MÉTHODOLOGIE	29
4.1 Suivi de l’entreposage des biosolides en amas aux champs.....	29
4.2 Suivi de l’entreposage des biosolides en ouvrages étanches.....	32
4.3 Paramètres suivis en entreposage	35
4.4 Analyses effectuées en laboratoire	35
5 RÉSULTATS	39
5.1 Paramètres environnementaux et physiques.....	39
5.1.1 Variation de la température	39

5.1.2	Variation des précipitations.....	40
5.1.3	Perception des odeurs.....	41
5.1.4	Perception de couleurs	42
5.2	Paramètres physico-chimiques	43
5.2.1	Siccité des biosolides	43
5.2.2	Variation du pH des biosolides	47
5.3	Éléments fertilisants	48
5.3.1	Variation du taux de matières solides volatiles.....	48
5.3.2	Variation des concentrations en azote.....	49
5.3.3	Variation des concentrations en phosphore.....	51
5.3.4	Variation des concentrations en carbone et en potassium.....	52
5.4	Éléments potentiellement toxiques.....	53
5.4.1	Suivi des concentrations en contaminants chimiques	53
5.5	Paramètres biologiques.....	56
5.6	Éléments normés par le MDDEP.....	57
6	DISCUSSION	61
6.1	Siccité des biosolides selon le type d'entreposage	63
6.2	Paramètres suivis en entreposage	65
6.2.1	Coloration des strates dans les biosolides	66
6.2.2	Dégagement d'odeur du site d'entreposage	68
6.2.3	Perturbations reliées au site d'entreposage	68
6.2.4	Suivi du pH en cours d'entreposage.....	69
6.3	Concentrations des éléments fertilisants en cours d'entreposage.....	70
6.3.1	Concentration des nitrites et des nitrates des biosolides	70
6.3.2	Concentration du phosphore des biosolides	72

6.4	Sources potentielles de contamination	74
6.5	Matière organique dans les biosolides en entreposage.....	79
6.6	Suivi des agents pathogènes en cours d'entreposage	81
6.7	Sommaire des avantages et des inconvénients des types d'entreposage	83
CONCLUSION		85
BIBLIOGRAPHIE.....		89
ANNEXE A.....		103
ANNEXE B.....		104
ANNEXE C.....		105
ANNEXE D.....		106
ANNEXE E		107
ANNEXE F		108
ANNEXE G.....		109

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Données comparatives de l'accumulation des biosolides pour 2008, 2009 et 2010...	11
Tableau 2	Récapitulatif du suivi de l'enlèvement des biosolides de SMC pour les années 2009-2010 de la V3R.....	12
Tableau 3	Caractéristiques des sites receveurs de biosolides dans le cadre de l'enlèvement des biosolides de SMC et de la V3R.....	14
Tableau 4	Résumé des principaux éléments normés par le MDDEP. Catégorisation des biosolides de SMC selon la classification C-P-O du MDDEP	16
Tableau 5	Résumé des principaux éléments normés par le MDDEP. Catégorisation des biosolides de Louiseville selon la classification C-P-O du MDDEP.....	22
Tableau 6	Tonnage des biosolides enlevés et calculés en matière sèche (TMS) en fonction de l'étang et de la période d'enlèvement. Une sélection aléatoire des échantillons de biosolides a été conservée.....	29
Tableau 7	Résumé des manipulations en laboratoire.....	37
Tableau 8	Variation de la température extérieure (en °C) pour chacune des périodes d'entreposage temporaire pour les années 2010 et 2011, selon Statistiques Canada (2011).....	40
Tableau 9	Critères pour déterminer le type d'entreposage des biosolides en fonction de leur siccité selon le MDDEP (OTV, 1997; MDDEP, 2002; SOMAE, 2006).....	43
Tableau 10	Siccité initiale et finale (en %). Les résultats considèrent les précipitations reçues et le nombre de jours d'entreposage rapporté en pourcentage d'écart pour chacun des amas et enviro tubes TM entreposés.....	46
Tableau 11	Valeurs du pH, ainsi que son écart-type autour de la moyenne des échantillons récoltés des strates de surface, intermédiaire et profonde, des échantillons de sol et des enviro tubes TM	48

Tableau 12	Résumé des principaux éléments normés par le MDDEP. Catégorisation des biosolides de SMC et de Louiseville selon la classification C-P-O du MDDEP (MDDEP, 2012)	59
Tableau 13	Récapitulatif des principales observations et constats des deux méthodes d'entreposage	84
Tableau 14	Sommaire des données de conception établies par le MDDEP lors de la construction des étangs aérés en 1994.....	103
Tableau 15	Caractéristiques spécifiques de l'étang 1B de la station d'épuration de SMC pour les années 2009 à 2011. Moyennes mensuelles calculées à partir du laboratoire interne à la V3R.....	106
Tableau 16	Suivi des ouvrages de mobilisation des biosolides des étangs aérés au Québec pour la période de 2009 et 2010 (MAMROT, 2009; MAMROT, 2010)	109

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Station d'épuration de SMC. Chaque côté est divisé en quatre étangs aérés identifiés de 1 à 4, côté A ou B.....	7
Figure 2	Identification et orientation géographique des étangs aérés de la station d'épuration de SMC	23
Figure 3	Représentation des divers amas en entreposage temporaire aux champs.....	31
Figure 4	Montage de l'expérience de l'entreposage en contenant étanche (L1 : étang 4, L3 : étang 1) des biosolides de la station d'épuration de Louiseville soumis aux précipitations. Site d'entreposage à St-Boniface. Montage de l'expérience de l'entreposage en contenant étanche (L2 : étang 4, L4 : étang 1) des biosolides de la station d'épuration de Louiseville non soumis aux précipitations. Site d'entreposage à St-Boniface	34
Figure 5	Précipitations reçues de juin à septembre, entre les deux périodes d'échantillonnage. Ligne pleine : année 2010, entreposage en amas aux champs différencié pour chacun des amas, car des différences en abondance avaient été perçues dans la région mauricienne. Ligne pointillée : Année 2011, entreposage en membranes géotextiles, expérience réalisée à St-Boniface	41
Figure 6	Différenciation des couleurs des strates perçues dans les trous creusés des amas en entreposage aux champs. Exemple de l'illustration : Charette D, no 20 (63, 40 cm)	42
Figure 7	Siccité des échantillons du sol comparée (A) à celle des échantillons des biosolides de l'étang 1 de SMC et des amas entreposés aux champs ; (B) aux strates perçues dans les trous faits dans les amas ; (C) à la siccité des échantillons des étangs 1 et 4 de la station d'épuration de Louiseville et des enviro tubes TM (L1-L4).....	45
Figure 8	Taux des matières volatiles (MV) des échantillons prélevés des étangs, comparés à chacune des strates des amas entreposés aux champs, puis aux amas de l'entreposage en membranes géotextiles	49

Figure 9	Concentrations en nitrites-nitrates retrouvées (en mg/kg) dans les échantillons initiaux et finaux pour les deux méthodes d'entreposage temporaire. Échelle logarithmique.....	50
Figure 10	Concentrations initiales et finales en phosphore (mg/kg) pour chacun des échantillons pour les deux méthodes d'entreposage temporaire. Échelle logarithmique.....	52
Figure 11	Concentrations des divers contaminants chimiques (en mg/kg de matière sèche) pour chacun des échantillons de biosolides récoltés des divers amas (A-D-E-F-G-N-K-R-Y) de l'entreposage aux champs. Chaque losange est un échantillonnage et chaque échantillonnage est séparé d'une période de ± 20 jours.....	54
Figure 12	Concentrations des divers contaminants chimiques (en mg/L) initiaux et finaux pour chacun des envirotubes TM à l'étude.....	55
Figure 13	Population du Grand Trois-Rivières.....	104
Figure 14	Débit moyen mensuel ($m^3/jour$) de 2006 à 2010 à l'affluent du système de traitement des eaux usées de SMC. Données antérieures non comptabilisées et données de décembre 2006 et 2007, moyennes non significatives	105
Figure 15	Les mesures bathymétriques ont déterminées que l'étang 1B de SMC contenait un volume de boues de 38% la capacité de l'étang. Suite à la mobilisation d'enlèvement des boues par la compagnie New Alta en été 2010, le volume de boues est passé à 21% de sa capacité et il y a eu ainsi une nette amélioration sur l'efficacité du rendement de la station d'épuration des eaux usées.....	107
Figure 16	Situation géographique des amas de biosolides entreposés aux champs dans la région mauricienne des mois de juin à novembre 2010.....	108

LISTE DES ABRÉVIATIONS

<u>3RV-E</u> :	Réduction à la source, Réemploi, Recyclage, Valorisation et Élimination. Principe de la Politique québécoise de gestion des matières résiduelles.
<u>ADEME</u> :	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie.
<u>BNQ</u> :	Bureau des normes du Québec.
<u>CA</u> :	Certificat d'autorisation à remplir pour toute autorisation de valorisation des MRF.
<u>Catégorie C</u> :	Fait référence aux contaminants chimiques contenus dans les biosolides, selon la classification C1 ou C2 du MDDEP.
<u>Catégorie E</u> :	Fait référence aux corps étrangers et aux cailloux contenus dans les biosolides selon la classification E1 ou E2 du MDDEP.
<u>Catégorie O</u> :	Comparaison de l'odeur plus ou moins prononcée entre le fumier de bovins laitiers et celui de porcs. Classification O1, O2 ou O3 selon le MDDEP.
<u>Catégorie P</u> :	Fait référence à la proportion en agents pathogènes contenus dans les biosolides, selon la classification P1 ou P2 du MDDEP.
<u>CC</u> :	Contaminants chimiques. Comprennent les ETM lourds et bénéfiques (oligo-éléments).
<u>CCME</u> :	Conseil canadien des ministres de l'environnement.
<u>CF</u> :	Coliformes fécaux.
<u>CNRS</u> :	Centre national de la recherche scientifique.
<u>CVMRF</u> :	Critères de valorisation des matières résiduelles fertilisantes.
<u>DBO₅</u> :	Demande biochimique en oxygène (sur 5 jours).
<u>ETM</u> :	Éléments traces métalliques ou métalloïdes.
<u>HAP</u> :	Hydrocarbures aromatiques polycycliques.
<u>ICP-OES</u> :	Spectrophotomètre d'émission optique au plasma.
<u>INRS-ETE</u> :	Institut national de recherche scientifique – Centre Eau Terre Environnement.
<u>L1 et L3</u> :	Envirotubes TM soumis aux précipitations.
<u>L1-2-3-4</u> :	Font référence aux envirotubes TM ou contenants fabriqués en membranes géotextiles. L1 et L2 proviennent de l'étang 4 de la station d'épuration de Louiseville. L3 et L4, de l'étang 1 de la même station d'épuration.
<u>L2 et L4</u> :	Envirotubes TM couverts des précipitations.
<u>LCPE</u> :	Loi canadienne sur la protection de l'environnement.

<u>LQE</u> :	Loi sur la qualité de l'environnement.
<u>MAMROT</u> :	Ministère des affaires municipales, des régions et de l'occupation du territoire.
<u>MDDEP</u> :	Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs.
<u>MES</u> :	Matières en suspension.
<u>MO</u> :	Matière organique.
<u>MRF</u> :	Matière résiduelle fertilisante.
<u>MV</u> :	Taux de matières solides volatiles, utile pour déterminer la stabilité d'un biosolide.
<u>N/C/S</u> :	Méthode d'analyse permettant d'obtenir le taux du carbone total et de l'azote total à partir des boues, et ce, via la proportion contenue en azote/carbone/soufre.
<u>PAEQ</u> :	Programme d'assainissement des eaux usées du Québec.
<u>PCDD</u> :	Polychlorodibenzo-p-dioxines ou Dioxines.
<u>PCDDF</u> :	Dioxines et furanes.
<u>PCDF</u> :	Polychlorodibenzo-furanes ou Furanes.
<u>PGMR</u> :	Plan de gestion des matières résiduelles
<u>P_{tot}</u> :	Phosphore total.
<u>RGMRM</u> :	Régie de gestion des matières résiduelles de la Mauricie.
<u>SMC</u> :	Ste-Marthe-du-Cap. Fait référence aux étangs aérés de la station d'épuration.
<u>SOMAE</u> :	Suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées.
<u>ST</u> :	Siccité
<u>TMH</u> :	Tonne de matières humides.
<u>TMS</u> :	Tonne de matières sèches.
<u>V3R</u> :	Ville de Trois-Rivières.

INTRODUCTION

La gestion des biosolides produits par les stations d'épuration a longtemps été considérée comme un aspect annexe du traitement des eaux usées. À l'heure actuelle, les quantités de biosolides résiduels ne font qu'augmenter. La croissance de l'industrialisation et le nombre de ménages, ainsi que l'évolution vers un environnement plus sain encouragent fortement les municipalités à concilier les impératifs économiques et écologiques afin de disposer leurs biosolides.

Des initiatives d'épuration des eaux usées ont seulement débuté vers la fin des années 70. En 1972, la *Loi sur la qualité de l'environnement* (LQE) fut adoptée. Par la suite, le *Programme d'assainissement des eaux du Québec* (PAEQ) fut instauré en 1978. Dans le cadre de ce dernier, près de 7 milliards de dollars furent investis sur une période de 20 ans pour le développement des infrastructures de collecte et d'assainissement des eaux usées municipales (PEAEQ, 2008). Les eaux usées furent considérées comme une nuisance, un polluant. Cela n'est pas étonnant parce que, non traitées ou partiellement traitées, ces eaux représentent un risque pour la santé publique et elles dégradent la qualité des eaux destinées à la consommation (CCME, 1999; Festy *et al.*, 2003).

Ainsi, les eaux usées ou non traitées constituent une menace pour l'équilibre des écosystèmes, il y eut une construction massive de stations d'épuration pour le traitement des eaux usées municipales vers la fin des années 80 et au début des années 90. De ce fait, au début des années 2000, plus de 486 municipalités du Québec étaient dotées d'un système de traitement de leurs eaux usées de type étangs aérés (Laurin, 2008; Blais, 2011). Ce traitement a gagné en popularité grâce à sa fiabilité et sa facilité d'opération, tout en étant le moins coûteux (Gagné, 2010).

Parmi toutes les technologies disponibles, le traitement des eaux usées par étangs aérés a été adopté par la majorité des villes canadiennes et européennes (Laurin, 2008; Gagné, 2010; Blais, 2011). Bien que son processus soit naturel, celui-ci est soumis à de nombreuses contraintes : le traitement biologique créé dans les étangs aérés produit une matière résiduelle potentiellement à risque pour l'environnement.

La performance du traitement des eaux usées dépend du procédé épuratoire dans les divers étangs de la station d'épuration. Munies de soufflantes qui expulsent de l'air, sans interruption,

elles assurent un apport constant en oxygène. Les eaux ainsi remuées favorisent la prolifération des micro-organismes dans les étangs aérés de la station d'épuration. Les bactéries, les protozoaires, les rotifères et les autres micro-organismes épurent les eaux usées en se nourrissant des matières biodégradables. Le maintien du cycle des micro-organismes est primordial puisque c'est de son efficacité que dépend la performance épuratoire de la station d'épuration.

Quoiqu'efficace, la décomposition de la matière biodégradable faite par les micro-organismes contenus dans l'eau usée des étangs aérés crée une matière minéralisée, à savoir une boue. Rappelons que la boue est la matière décantée des étangs aérés, tandis que les biosolides sont les boues ayant subi un conditionnement en vue de leur valorisation future. La boue des étangs aérés est le résultat de la digestion des micro-organismes favorisant une série de processus biologiques maintenus par un important réseau trophique aqueux. Les matières non métabolisées sont excrétées par les micro-organismes, volatilisées ou persistantes dans la boue qui, au fil du temps décante et sédimente au fond des étangs aérés. Généralement, cette boue est très minéralisée et concentre les contaminants chimiques (CC), certains éléments inorganiques et d'autres composés organiques récalcitrants. De plus, de nombreux facteurs intrinsèques et extrinsèques interagissent avec la composition des boues des étangs aérés (Desjardins et Brière, 1994; Igoud, 2001; Hébert, 2005). Ainsi, pour être manipulées plus facilement, les boues expulsées des étangs aérés subissent habituellement une déshydratation avant d'être séchées, incinérées, transportées ou disposées (Gagné, 2010). Cette déshydratation permet d'obtenir des biosolides qui sont manipulés plus facilement et un volume moins important à gérer, ce qui permet de réduire le coût de leur élimination.

Malgré l'ajout d'un polymère, qui sert d'agent de floculation, les biosolides à valoriser contiennent différentes concentrations en contaminants, tout en respectant les normes acceptables établies par le Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs (MDDEP). Les énormes quantités de biosolides des étangs aérés et les répercussions des intrants dans le système d'égouts limitent les possibilités de valorisation, rendant ainsi l'enfouissement plus avantageux économiquement pour les municipalités. Tel que stipulé par la *Loi canadienne de la protection sur l'environnement* (LCPE, 1999), « il est du ressort de la municipalité de se

départir de ses accumulations de biosolides et de s'assurer qu'ils soient éliminés de manière à ce que cela ne nuise pas à l'environnement ».

La volonté de rendre l'environnement plus sain constitue un enjeu important depuis quelques années. À présent, la régie des biosolides est un enjeu majeur du Projet de politique québécoise de gestion des matières résiduelles, rendu public par le MDDEP. Le programme est basé sur le principe de 3RV-E; Réduction à la source, Réemploi, Recyclage, Valorisation et Élimination. L'élimination des biosolides constitue le dernier recours, et on prévoit un bannissement de leur enfouissement dans environ 10 ans (MDDEP, 2009). De ce fait, contraintes à respecter à ce nouveau projet de loi, les municipalités ont recours à l'épandage de leurs biosolides sur les terres agricoles.

Valorisés en agriculture, la composition de ces derniers prend de l'importance. Les biosolides sont composés d'oligo-éléments essentiels ou bénéfiques aux êtres vivants, tels que le cuivre (Cu) et le zinc (Zn). Par contre, d'autres oligo-éléments, tels que le cadmium (Cd), le mercure (Hg) et le plomb (Pb), sont des contaminants stricts (Guittonny-Larчевêque, 2004; Pereira et Sonnet, 2007; Ashish-Pathak *et al.*, 2009). Néanmoins, qu'il s'agisse d'éléments traces métalliques (ETM) utiles ou non aux êtres vivants, la présence en excès de certains d'entre eux dans les sols agricoles peut engendrer des phénomènes de toxicité chez les plantes, ainsi que chez les animaux et les humains qui en consomment (MENV, 2004; Guittonny-Larvétque, 2004; Ashish-Pathak *et al.*, 2009). C'est pourquoi les critères de valorisation des matières résiduelles fertilisantes (CVMRF) émis par le MDDEP font l'objet d'une révision environ aux quatre ans. Ainsi, en fonction des avancées technologiques, les concentrations maximales admises en contaminants chimiques (CC) ont tendance à diminuer. Ce guide établit également les teneurs limites en éléments fertilisants que peuvent contenir les biosolides municipaux destinés à l'épandage agricole.

Étant donné que les biosolides issus d'un tel système d'épuration des eaux usées sont uniques en raison de leurs facteurs d'influences à l'intérieur du traitement biologique même, ils sont régis par le climat, la nature de l'eau usée, la grosseur des étangs aérés et tous les processus épuratoires. Il faut également tenir compte de tous les facteurs liés à la population, à la nature plus ou moins industrielle et à l'âge des conduits d'égouts de la ville desservie (Vink *et al.*, 1999;

ADEME, 2009; OER, 2009; Blais, 2011). Dès lors, il est difficile de prévoir une méthodologie permettant une mise en place de solutions sûres et pérennes, conciliant les impératifs économiques et ceux de la protection de l'environnement. De nombreuses technologies ont été envisagées pour déshydrater et préserver autant que possible le pouvoir fertilisant des biosolides. Diverses méthodes d'entreposage temporaire sont actuellement possibles : le dépôt des biosolides directement sur le sol et l'utilisation d'une membrane géotextile (géotubesTM ou envirotubesTM), de fosses ou de silos.

L'entreposage temporaire en amas aux champs ou dans des membranes géotextiles constitue une méthode simple, passive et peu coûteuse, mais ses impacts sur la qualité des biosolides et sur l'environnement sont encore méconnus. Étant donné que ce procédé de diminution des volumes par déshydratation des biosolides est une technologie qui a pris de l'ampleur, ce procédé est de grande envergure pour les municipalités, tant pour son aspect économique, de diminution des frais liés au transport de ses derniers, que pour son aspect écologique, concernant la fertilisation des sols. Ce projet soutient que l'entreposage temporaire des biosolides en membranes géotextiles favorisera le potentiel valorisant de ces derniers et permettra ainsi d'éviter la contamination du site d'entreposage, et ce, sans augmenter les coûts liés à la disposition des biosolides.

L'objectif de cette étude a été de comparer la biodégradation de la matière organique (MO) et inorganique des biosolides en fonction du type d'entreposage. D'abord, les propriétés physico-chimiques ont été quantifiées à partir des biosolides soutirés de l'étang aéré de la station d'épuration de Sainte-Marthe-du-Cap (SMC) dans la région de Trois-Rivières. Ces biosolides témoins ont été valorisés en agriculture et placés temporairement en amas directement sur des terres agricoles en 2010. La première partie du projet a permis l'étude du comportement des éléments organiques et inorganiques contenus dans les amas de biosolides entreposés à l'air environnant. La comparaison du comportement de la matière organique des biosolides d'étangs aérés à celui de ceux entreposés a permis de fournir un élément d'analyse. Afin de trouver des données comparables à celles du premier volet du projet, les mêmes critères ont été conservés pour la seconde partie. Cependant, les biosolides ont été entreposés dans un ouvrage étanche, à savoir des membranes géotextiles. Entreposés de cette manière, la moitié des échantillons des

biosolides a été soumise aux précipitations, alors que l'autre moitié a été couverte des précipitations. Par la suite, ces deux conditions d'entreposage ont été comparées aux biosolides entreposés aux champs.

1 CONTEXTE ET REVUE DE LITTÉRATURE

Le contexte du présent projet est celui de l'épuration des eaux usées de la Ville de Trois-Rivières (V3R). La V3R a modernisé ses équipements en 1992 pour améliorer la gestion de l'épuration de ses eaux usées et pour respecter les normes émises par le Gouvernement provincial. La technologie qui a été mise en avant est une épuration biologique des eaux usées dans des bassins de type lagunes ou des étangs aérés (Figure 1).



Figure 1 Station d'épuration de SMC. Chaque côté est divisé en quatre étangs aérés identifiés de 1 à 4, côté A ou B

La station de Sainte-Marthe-du-Cap (SMC) a une capacité de traitement de 90 000 m³/j. Le système reçoit en moyenne 72 000 m³/j annuellement, soit environ 26 milliards de litres d'eaux usées qui sont traités chaque année (Données internes¹).

En 1994, le Ministère des affaires municipales, des régions et de l'occupation du territoire (MAMR) a déterminé les données de conception des étangs aérés de SMC (Annexe A : Tableau 14). La population de SMC, de Trois-Rivières, de Trois-Rivières Ouest et de Cap-de-la-Madeleine desservies par le système de traitement était de 101 615 habitants. Depuis, ce chiffre a augmenté (Annexe B : Figure 13), ce qui a eu, bien évidemment, une influence sur la quantité de matières entrant dans le système. C'est pourquoi le débit moyen de l'affluent en eaux usées (Annexe C : Figure 14) est passé d'une moyenne annuelle de 60 051 m³/j en 2004 à une moyenne annuelle de 71 957 m³/j en 2011 (Données internes)². Par conséquent, la production de biosolides des étangs aérés de SMC correspondait à une moyenne de 28 g/j/hab., soit une production moyenne de 2,8 t/j de biosolides. Des caractéristiques plus spécifiques de l'étang 1B de la station d'épuration de SMC sont présentées en Annexe (Annexe D : Tableau 15).

Depuis leur mise en fonction en 1992, les étangs cumulent plusieurs couches de biosolides qui ont différentes caractéristiques. Les biosolides accumulés dans le fond sont plus minéralisés et, de ce fait, potentiellement plus contaminés en métaux lourds. Aux prises avec des tonnes de biosolides issues du traitement biologique, la V3R doit elle-même gérer, de façon économique et sécuritaire, ces déchets résiduels et les soutirer de ses étangs.

Ainsi, sur une période de deux ans à partir de 2009, la V3R a procédé à l'enlèvement des biosolides contenus dans ses premiers étangs aérés. La nature particulière que confèrent les biosolides produits par les municipalités de la région de Trois-Rivières représente un défi pour les valoriser. De surcroît, l'évolution vers un environnement vert a poussé le Gouvernement du Québec à élaborer une nouvelle *Politique de gestion des matières résiduelles fertilisantes* qui

¹ Données disponibles via la compilation des mesures prises par les opérateurs de la station, employés par la Ville de Trois-Rivières. Ces mesures effectuées par les municipalités doivent être envoyées dans un délai approprié au MAMROT pour des fins de rendement et efficacité du système de traitement.

² *Ibid.*

visé à réduire la quantité de matières organiques (MO) destinées à l'élimination et possiblement à bannir leur enfouissement d'ici 10 ans (MDDEP, 2012).

1.1 Problématique reliée aux biosolides issus des étangs aérés

Aux États-Unis, l'épandage de biosolides liquides a été pratiqué durant plus de 30 ans. Cette pratique a été suspectée d'être à l'origine de certaines pollutions ou zoonoses, voire d'être à l'origine de la maladie à prion qui touche les cervidés dans une dizaine d'états. Depuis ce moment, le public a une vision négative de cette pratique. De plus, le risque microbien est évoqué et ceux qui sont inquiets remettent en cause cette pratique.

Non seulement ce dernier aspect doit être considéré, mais il faut aussi noter que le faible pourcentage de valorisation des biosolides au Québec est dû aux moindres coûts de leur enfouissement sanitaire. Ainsi, les biosolides peuvent être incinérés, seuls ou avec des ordures ménagères. Toutefois, le problème que rencontrent les municipalités est que le système épuratoire produit trop de biosolides, et il devient alors difficile de se départir de ces accumulations. Les sites d'enfouissement, ayant une certaine capacité, ne répondent pas à la demande, alors que, dans le cadre de la *Politique de gestion des matières résiduelles du Québec*, le Gouvernement du Québec prévoit d'interdire, d'ici 2020, l'élimination des matières organiques putrescibles par enfouissement ou par combustion sans gains énergétiques (MDDEP, 2012). Les biosolides municipaux constituent toujours une problématique majeure pour plusieurs municipalités. Bien que l'enfouissement devienne de moins en moins courant, cette technique de disposition sera bannie en 2020. L'incinération n'est pas une pratique courante, mais les grandes villes, comme Montréal, y ont recours. La valorisation par épandage et les autres utilisations bénéfiques sont possibles. Néanmoins, des contraintes environnementales et techniques compliquent ces autres formes de disposition.

Comme la réglementation évolue avec les avancées technologiques de traitement et l'efficacité croissante de la gestion des déchets (Reddy *et al.*, 2013), les municipalités doivent s'adapter et prévoir de défrayer des coûts supplémentaires dans le cadre de la gestion de leurs biosolides. De plus, les concentrations maximales autorisées en métaux lourds tendent à diminuer au fil des années. Le Québec suit étroitement les projets de réglementation de l'Europe qui devraient avoir

pour effet suivant en 2025 : la concentration maximale autorisée sera inférieure de 40% pour le Cu, le Zn et le Cr, de 70% pour le Ni et le Pb, et de 90% pour le Cd et le Hg (ADEME, 2001).

1.1.1 Enfouissement

En 2002, une nouvelle réglementation admettait seulement les déchets ultimes aux centres d'enfouissement. Cependant, le *Règlement sur les redevances exigibles pour l'élimination de matières résiduelles (c.Q-2, r.18.1.3)* est entré formellement en vigueur le 23 juin 2006 (CNRS, 2003). La principale modification proposée dans ce règlement consiste à imposer des redevances supplémentaires de 9.50 \$ par tonne métrique pour l'élimination de matières résiduelles fertilisantes (MRF) à un site d'enfouissement (MDDEP, 2009). Un des grands objectifs du plan d'action de la nouvelle politique québécoise de gestion des MRF était de valoriser 60% des MRF produits par les municipalités d'ici 2012. La stratégie a découragé l'élimination des MRF en rendant les activités de mise en valeur plus concurrentielles. Maintenant, le PGMR du Gouvernement du Québec prévoit l'interdiction de l'enfouissement de matières organiques putrescibles, comme les biosolides, en 2020. En effet, un programme rendu public en novembre 2009 est basé sur le principe de 3RV-E : Réduction à la source, Réemploi, Recyclage, Valorisation et Élimination. L'élimination des déchets ultimes constitue évidemment le dernier recours, et on prévoit un bannissement de l'enfouissement des MO d'ici 10 ans (MDDEP, 2012).

Dans le cas de la V3R, les demandes administratives ayant été entendues avant que la loi ne soit effective, l'enfouissement a été moins coûteux et plus facile à employer. La charge polluante des biosolides n'ayant pas besoin d'être prise en considération, les biosolides servent à remplir les cellules vouées à l'enfouissement des déchets municipaux. Par rapport à la valorisation agricole, il est nettement plus avantageux d'un point de vue économique et en gestion de temps alloué à l'enfouissement.

Ainsi, la disposition des biosolides de 2009 s'est réglée à l'interne de la municipalité de V3R. En prévision de l'enlèvement des biosolides des étangs aérés en 2008, des études préliminaires effectuées grâce à différentes mesures de profondeurs (Annexe E : Figure 15) ont déterminé que les étangs 1A et 1B de SMC contenaient un volume de biosolides de 38% de la capacité de l'étang (Tableau 1). Des études stipulent que 41% de biosolides décantés dans un étang aéré

d'une station d'épuration affecte l'efficacité du rendement de traitement des eaux usées (WPCF, 1985).

Tableau 1 Données comparatives de l'accumulation des biosolides pour 2008, 2009 et 2010

	2008		2009		2010	
	Côté A	Côté B	Côté A	Côté B	Côté A	Côté B
Volume théorique (m ³)	199850					
Volume des biosolides (m ³)*	75 900	75 200	68 600	53 300	65 800	42 900
Proportion des biosolides (%)	38	38	34	27	33	21

*Mesures faites par bathymétrie (Annexe E : Figure 15), soit une méthode qui consiste à prendre plusieurs mesures de profondeur à un intervalle de temps donné et de compiler les données afin de produire une modélisation en trois dimensions de l'accumulation des biosolides dans les étangs.

Ainsi, 4643 tonnes de matières sèches (TMS) ont été acheminées vers l'enfouissement en 2009 (Tableau 2). Malgré la gestion interne de la disposition des biosolides, le coût de la facture s'est chiffré à 753 271 \$ (Tableau 2). Malheureusement, les deux régies des matières résiduelles de la V3R ont atteint leur capacité, et le contenu des étangs aérés de SMC est demeuré élevé à 33% et 21% en 2010 (Tableau 1). La V3R a donc fait face à une problématique d'élimination de ses biosolides et a dû s'orienter vers la valorisation en 2010.

Tableau 2 Récapitulatif du suivi de l'enlèvement des biosolides de SMC pour les années 2009-2010 de la V3R

Période	Étang	Quantité de biosolides enlevés (TMS)	Coûts pour la disposition ou la valorisation (\$)	Quantité totale enlevée (TMS)	Quantité restante* (TMS)
2009	1A	2755	753 271	2009 : 4643	1A : 1243
	1B	1888			1B : 0
2010	1B	2110	875 311	1B : 3998	
TOTAUX			1 628 582	1A+1B : 6 753	1 243

* Quantité restante estimée

1.1.2 Valorisation agricole

Plusieurs pays s'efforcent de réduire l'enfouissement de leurs biosolides et encouragent leur valorisation. Le mode de valorisation le plus utilisé est la valorisation agricole. Le Gouvernement du Québec tend dans cette direction (MDDEP, 2012).

Comme l'essentiel des éléments d'intérêt fertilisant est concentré dans les biosolides, tout traitement de réduction de l'eau (épaississement, déshydratation, séchage) va augmenter la richesse en éléments fertilisants par tonne brute de biosolides à épandre. Quant à elle, la déshydratation mécanique réduit les teneurs en éléments solubles (potassium, azote ammoniacal) et concentre les éléments non solubles (phosphore, azote organique).

La digestion anaérobie et la biométhanisation modifient les formes de l'azote et le rendent plus rapidement assimilable en azote ammoniacal (De Baere, 2005). Cela comporte un intérêt si les biosolides sont épandus sous forme liquide. Par contre, si ceux-ci sont déshydratés avant l'épandage, le lixiviat emporte l'azote ammoniacal de sorte que la teneur finale en azote des biosolides à épandre est diminuée et moins biodisponible. Par conséquent, son potentiel valorisant est diminué.

Quant à eux, le chaulage et le compostage modifient profondément la vocation fertilisante des biosolides. Les biosolides chaulés peuvent être utilisés comme amendement basique dans les sols acides alors que, dans le compostage, les biosolides sont généralement mélangés à un substrat de paille, de sciures d'écorces ou d'autres déchets verts, qui lui donnent les propriétés d'un amendement organique. Toutefois, ces deux procédés modifient également la concentration et la biodisponibilité des éléments fertilisants (ADEME, 2009); en plus de présenter un ratio substrat/biosolide qui doit être respecté pour être conforme avec les normes de valorisation.

En 2010, les biosolides de la V3R ont été soutirés par une filière mécanique. Ensuite, les biosolides ayant été valorisés en agriculture, un certificat d'autorisation a été obtenu pour leur épandage agricole. C'est plus de 5439 tonnes de matières humides (TMH) qui ont pu être disposées sur des terres agricoles. Tel que démontré dans le Tableau 3, cinq fermes ont été retenues pour la première partie du projet. Les divers sites sur lesquels ont été déposés les biosolides (Annexe F : Figure 16) ont reçu des tonnages déterminés par une firme d'agronomes. Les détails des sites, les tonnages reçus et les échantillons retenus pour l'étude sont montrés dans le Tableau 3.

Tableau 3 Caractéristiques des sites receveurs de biosolides dans le cadre de l'enlèvement des biosolides de SMC et de la V3R

Endroit	Site (carte)**	Date épandage	TMH	NB échant. témoins*	NB échant. récoltés***
Ferme Vallée du Parc	R	16-17 mai	175,24	6	9
	S	17-18 mai	428,36	15	6
	U	18-19-20 mai	301,34	10	6
	Y	21-22 mai	214,75	7	12
Ferme Charette	A	30-31 mai, 4 juin	448,78	15	18
	D	25-26-27 mai	403,67	14	12
	E	2 juin	25,00	1	18
	F	23-24 mai	230,28	11	12
	G	22-23 mai	421,69	12	15
Ferme Croisetière	K	2, 4-5 juin	297,88	9	18
Ferme Neault	N	5-6-7-8-9-10 juin	1781,30	59	42
Fosse Gélinas	Q	2-3-4 juin	710,87	23	7
TOTAUX	n-a	n-a	5439,10	182	175

*Le nombre d'échantillons témoins (NB échant. témoins) représente l'amas de biosolides. Un échantillon témoin est la somme d'échantillons composites récoltés aléatoirement lors du remplissage du camion, avant la déposition au site récepteur.

**La situation géographique de chacune des fermes est identifiée sur la carte en Annexe (Annexe F : Figure 15).

***Le nombre d'échantillons récoltés (NB échant. récoltés) en cours d'entreposage de chacun des amas formés par les nombreux dépôts par les camions transporteurs.

Puisqu'un certificat d'autorisation a été émis, les biosolides ont préalablement été classifiés selon la classification C-P-O du MDDEP (MDDEP, 2009) (Tableau 4). À cet effet, selon la teneur en 11 éléments traces métalliques (ETM), les biosolides municipaux peuvent être divisés en 12 classes. La catégorie C partagée en C1 et C2 fait référence aux contaminants chimiques (CC) des

biosolides. Ces deux sous-catégories renvoient à la teneur en arsenic (As), en cadmium (Cd), en cuivre (Cu), en plomb (Pb), en éléments organiques, tels que les dioxines (PCDD) et les furanes (PCDF), en éléments inorganiques, comme le nickel (Ni), le sélénium (Se) et le zinc (Zn), ainsi qu'en oligo-éléments, tels que le chrome (Cr), le cobalt (Co) et le molybdène (Mo). Pour chaque subdivision, tous les paramètres doivent être respectés (MDDEP, 2009). Comme ils contiennent peu d'ETM, les biosolides municipaux classés C1 n'ont pas de restriction d'épandage. Par contre, ceux classés C2, étant légèrement plus contaminés, ne peuvent être épandus à plus de 22 t de base sèche/ha/5 ans sur une même parcelle (MDDEP, 2009). Ceci a pour but de limiter, à long terme, l'accumulation d'ETM dans les sols.

Le tableau 4 montre que la station de SMC serait C1 sauf pour les éléments Se, Zn et Hg qui sont classés C2, car ils dépassent la norme, ainsi ils sont classés C2. La catégorie P constitue la proportion en agents pathogènes (*E.coli*, virus, vers) des biosolides. Le MDDEP subdivise cette catégorie en fonction du système de traitement. Les biosolides issus des étangs aérés sont automatiquement P2, la valeur extrême de la catégorie. La dernière catégorie dépend de la nuisance olfactive. Quant à la catégorie O, elle compare les biosolides d'épuration avec l'odeur plus ou moins prononcée du fumier de bovins laitiers et de porcs (MDDEP, 2009). Ainsi, les biosolides d'épuration sont O2 par défaut. Toutefois, sans que cela ne s'applique aux biosolides de l'étude du présent projet, des biosolides peuvent être classés « hors catégorie », c'est-à-dire qu'ils ne satisfont pas les exigences minimales des classes C2-P2-O3. Dès lors, ils ne peuvent pas être épandus en agriculture. Les municipalités doivent absolument recourir à une autre méthode pour se départir de leurs biosolides. En 2012, une toute nouvelle catégorie a fait son apparition dans le guide sur le recyclage des MRF du MDDEP. La catégorie E, comprenant deux sous catégories (E1 et E2), vise la présence de corps étrangers, de cailloux ou de tous les objets qui résultent de l'intervention humaine (verre, métal, plastique et autres matières analogues mesurant plus de 2 mm). Puisqu'ils ont un impact sur la qualité esthétique des biosolides et sur l'acceptabilité sociale, l'approche vise à les réduire de manière à éviter les problèmes potentiels et à favoriser l'acceptabilité des agriculteurs receveurs. Cependant, dans le cadre de cet ouvrage, les expériences en entreposage ayant été terminées avant la mise en place de cette nouvelle mesure, cette dernière catégorie E n'a pas été davantage abordée. En somme, c'est à partir de ce

caractère valorisant que les municipalités définissent l'investissement nécessaire dans le choix du mode de disposition de leurs biosolides.

Tableau 4 Résumé des principaux éléments normés par le MDDEP. Catégorisation des biosolides de SMC selon la classification C-P-O du MDDEP

Éléments		C1	SMC mg/kg(b.s.)*	C2	P	O
Éléments considérés essentiels ou bénéfiques	As	13,0	2,5	41,0	Biosolides municipaux provenant d'un traitement biologique, contenant moins de 2 000 000 E. coli/g (moyenne géométrique) et dont l'âge est supérieur à 20 jours, sont classés dans la catégorie P2	Biosolides municipaux, de fosses septiques, d'abattoirs et de papetiers classés dans la catégorie O2
	Co	34,0	4,7	150,0		
	Cr	210,0	52,0	1000,0		
	Cu	400,0	340,0	1000,0		
	Mo	5,0	3,0	20,0		
	Ni	62,0	21,4	180,0		
	Se	2,0	2,1 ***	14,0		
	Zn	700,0	1300,0***	1850,0		
	N-NTK	n-a	22 341,4	n-a		
	N-NH ₄	n-a	3719,3	n-a		
	N-NH ₄ / N- NTK**	n-a	18,9	n-a		
	Rapport C : N**	n-a	9,0	n-a		
	P ₂ O ₅ **	n-a	35 445,3	n-a		
K ₂ O**	n-a	1462,0	n-a			
B**	n-a	6,5	n-a			
Contaminants stricts	Cd	3,0	2,3	10,0		
	Hg	0,8	2,4***	4,0		
	Pb	150,0	54,0	300,0		
	PCDDs-Fs	17,0	ND****	50,0		

* Résultats rapportés sur une moyenne de 7 analyses effectuées entre 1995 et 2008 pour l'étang 1B.

**Les éléments pris en considération pour la valorisation en agriculture sont calculés en fonction du besoin du sol receveur et de la dose d'épandage.

***Concentrations supérieures à la limite de détection de la catégorie C1. À cause de ce dépassement, les biosolides de SMC sont classés C2.

**** Pour les PCDDF, une seule analyse a été comptabilisée et elle a dépassé la norme établie pour être C1.

Les éléments, tels que le potassium (K), le carbone (C), l'azote (N), le phosphore (P) et le bore (B), doivent être pris en considération pour que les biosolides soient voués à l'épandage. La dose d'épandage doit correspondre au besoin en azote des plantes, au type de peuplement, à l'aménagement forestier, au sol et aux distances séparatrices de l'eau. À l'aide de deux firmes d'agronomes, 2110 TMS ont été dispersées sur 22 champs de six agriculteurs pour le coût de 875 311 \$.

L'écart entre le coût de la disposition et celui de la valorisation des biosolides de 2009 et 2010 est attribuable au mode de disposition des biosolides (Tableau 2). On peut nettement constater que le coût de la valorisation agricole de 2010 est similaire à celui de l'enfouissement des biosolides de 2009. Alors qu'il y a eu 4643 TMS de biosolides destinés à l'enfouissement en 2009, 2110 TMS de biosolides ont été valorisés en agriculture en 2010.

La V3R a réussi à valoriser ses biosolides résiduels des étangs aérés en 2010. Bien qu'elle ait dû recourir à un entreposage temporaire en amas aux champs de six mois, cela a pu avoir un impact environnemental sur le site d'entreposage. Par contre, d'autres municipalités ne peuvent pas valoriser rapidement leurs biosolides et ont recours à un entreposage pendant une plus longue période. Il est donc nécessaire de réaliser des recherches pour connaître l'impact de cette période d'entreposage sur la qualité des biosolides avant leur valorisation et, au besoin, de proposer des changements dans la méthode afin de la rendre plus sécuritaire pour l'environnement si d'autres entreposages temporaires sont requis dans le futur.

1.2 Entreposage : besoin d'y recourir entre deux étapes de gestion

Étant donné que la plupart des municipalités ne peuvent débiter avec la valorisation de leurs biosolides, l'entreposage temporaire constitue une méthode simple et passive. Dans la plupart des cas, les biosolides sont conditionnés, soit préalablement déshydratés à l'aide de polymères, une fois soutirés des étangs aérés. L'entreposage des biosolides permet la diminution subséquente des volumes par leur assèchement. Il s'agit d'une technique à laquelle ont recours les municipalités avant de disposer ou de valoriser leurs biosolides en agriculture. Selon les critères de valorisation des matières résiduelles fertilisantes (CVMRF) du MDDEP, il y a deux

méthodes d'entreposage : la première s'effectue en amas aux champs et la seconde, dans un ouvrage étanche (MDDEP, 2012). L'entreposage est une technique d'envergure aussi bien pour son caractère écologique, à propos de la stabilisation accélérée des biosolides, qu'économique, grâce à la diminution de frais reliés au transport des biosolides vers les sites récepteurs.

D'une part, la stabilisation des biosolides augmente puisqu'ils ne sont pas constamment soumis à divers processus biologiques. De ce fait, on constate une limitation de l'odeur dégagée par la dégradation en milieu oxygéné de l'amas de biosolides soumis aux conditions environnementales (ADEME-CNRS, 2001; Reddy *et al.*, 2013). D'autre part, le manque d'eau et l'augmentation de la température dans l'amas de biosolides diminuent la concentration en agents pathogènes et augmentent l'hygiénisation et la valeur fertilisante des biosolides entreposés (ADEME, 2002; Leonard *et al.*, 2005). De plus, malgré les précipitations, l'entreposage en condition environnementale diminue la teneur en eau contenue dans les biosolides (Stickland *et al.*, 2013). Par conséquent, la diminution du volume et l'augmentation en qualité des biosolides réduisent l'investissement qui sera nécessaire au transport et à la valorisation agricole des biosolides.

Somme toute, sur 53 stations d'épuration ayant procédé à l'enlèvement de leurs biosolides en 2009, 29 d'entre elles ont utilisé l'entreposage en membranes géotextiles, 10 ont employé l'enfouissement et 8 ont pu les épandre directement sur les sols agricoles. Les détails se trouvent à l'Annexe G, Tableau 16. En 2010, sur 40 stations d'épuration vidangées, 26 ont utilisé les membranes géotextiles, 1 a eu recours à l'enfouissement et 7, à l'épandage directement aux champs (Annexe G : Tableau 16).

1.2.1 Entreposage en amas directement sur le sol

Avant de placer les biosolides en amas sur le site d'entreposage, pour éventuellement les valoriser sur les terres agricoles, l'épandage agricole des biosolides doit être conforme à de nombreuses restrictions, et un certificat d'autorisation émis par le MDDEP est exigé. Ainsi, l'entreposage en amas aux champs doit être effectué à des périodes précises de l'année. À propos des sites, il faut respecter certaines exigences en fonction de la composition des sols, du relief, du climat (précipitations, vent dominant, température) et des types de cultures agricoles (OTV,

1997; Matthews, 2001; Leonard *et al.*, 2005; MDDEP, 2012). Il faut également tenir compte des distances séparatrices des réserves d'eau afin d'éviter la contamination par ruissellement des CC des biosolides (MDDEP, 2012). La V3R a engagé deux firmes d'agronomes afin de valoriser leurs biosolides. NewAlta est mondialement reconnue comme étant un dirigeant dans la récupération des ressources naturelles depuis 1993. Cette dernière planifie ses activités de manière à réduire l'impact environnemental tout en se conformant aux lois et aux règlements en vigueur (www.newalta.com). Ainsi, en 2010, NewAlta a permis l'entreposage de 2110 TMS de biosolides dans les champs de différents agriculteurs de la région mauricienne. Les biosolides entreposés à l'air environnant ont été soumis à des contraintes physiques, chimiques et biologiques. Les amas de biosolides en entreposage issus de la station d'épuration de SMC ont été échantillonnés à différents intervalles sur une période de 120-150 jours.

Ce type d'entreposage peut, par contre, causer quelques problèmes. En effet, une période d'entreposage plus ou moins longue est susceptible d'entraîner des changements physico-chimiques dans la composition du sol receveur, par exemple la perte de phosphore (Vanden Bossche *et al.*, 2000; Reddy *et al.*, 2013). De plus, une reprise de l'activité microbienne est possible sous l'action des précipitations et des températures chaudes, ce qui peut occasionner des odeurs nauséabondes pouvant causer des désagréments (Leonard *et al.*, 2005).

L'entreposage en amas aux champs des biosolides pourrait également contribuer à réduire les teneurs en CC contenus dans les biosolides, et ce, par lessivage de ces derniers. Par conséquent, il faut se demander si le lessivage des CC des biosolides entreposés en amas déposés aux champs sera à ce point favorable pour changer le classement initial selon les normes du MDDEP. Selon le Tableau 4, SMC est classé C2 puisque les éléments Se, Zn et Hg dépassent la limite supérieure du classement C1. C'est à la suite des analyses des échantillons récoltés de mai à novembre 2010 que l'étude du niveau de déshydratation, du devenir des éléments fertilisants et des CC contenus dans les amas entreposés à l'air ambiant fournira de plus amples informations. Cette première partie permet la comparaison des biosolides des étangs aérés avec les biosolides en entreposage aux champs.

1.2.2 Entreposage en ouvrages étanches

Il existe une autre forme d'entreposage qui gagne en popularité. Il s'agit de l'entreposage en ouvrages étanches. Cette méthode utilise des sacs conçus en membranes géotextiles. Faisant partie des diverses techniques mises en œuvre pour épaissir les déjections animales contenues en fosse, l'utilisation des sacs pour l'entreposage est née des premières méthodes de séparations mécaniques telles que la sédimentation, la centrifugation et les presses (Reddy *et al.*, 2013).

Ainsi, au printemps 2011, la compagnie PM Vac a procédé à l'enlèvement des biosolides des étangs aérés de la station d'épuration de Louiseville et elle a utilisé des sacs géotextiles. Comme les pratiques courantes de déshydratation nécessitent beaucoup d'espace, les membranes géotextiles permettent de franchir ces limites. De forme tubulaire, les enviro tubesTM de la compagnie PM VAC sont conçus, d'une part, pour obtenir une haute résistance et, d'autre part, pour contenir de grandes quantités de biosolides dans un espace restreint. Ils sont fabriqués à partir d'un géotextile tissé qui a une largeur de 5, 10, 15 ou 30 m de circonférence et une longueur standard de 15, 30, 50 ou 100 m. Les informations sur les enviro tubesTM sont disponibles sur le site web de la compagnie (www.pmvac.com).

Bien qu'elle soit relativement nouvelle, les municipalités sont familières avec cette procédure. En fait, dans certaines régions, l'utilisation des membranes géotextiles peut être utile dans le processus de valorisation agricole.

Tout en favorisant la réduction des coûts, l'utilisation des enviro tubesTM est plus propre et plus sûre qu'une zone de dépôt ouverte. Outre les nombreux avantages logistiques de l'utilisation des membranes géotextiles, leur emploi nécessite moins d'espace par rapport aux méthodes traditionnelles de déshydratation en amas dans les champs (Stickland *et al.*, 2013; Reddy *et al.*, 2013). Dans le cas des enviro tubesTM, ceux-ci sont faciles à installer et à transporter. Ils sont moins dangereux et fonctionnent même lorsque les conditions climatiques sont défavorables. Le géotextile n'est pas affecté par le pH et demeure imperméable.

Le procédé de PM Vac augmente la flexibilité des budgets municipaux en permettant une répartition des coûts de vidange et de disposition des biosolides sur plusieurs exercices

financiers. La gestion des biosolides déshydratés peut être réalisée plus tard au soutirage des biosolides des étangs aérés.

À titre d'information, la Ville de Louiseville a mis en marche sa station d'épuration en octobre 1996. Selon les données de conception de la station à ce moment, les calculs ont été faits à partir de 7776 habitants et le débit moyen évalué était de 8065 m³/j (MAMROT, 2010). Depuis ce moment, le débit et le nombre d'habitants a très peu varié, passant de 7622 à 7479 personnes de 1996 à 2007, et diminuant graduellement à 7402 personnes en 2011 (MAMROT, 2008; MAMROT, 2009; MAMROT, 2011). Le Tableau 5 fait état de la caractérisation des biosolides de la station d'épuration de Louiseville, en fonction de la classification C-P-O du MDDEP et des éléments pris en considération pour la valorisation agricole.

Pour mener à bien ce projet, une série d'études a été réalisée à la station d'épuration de Louiseville. Cette section du projet a été accomplie afin de comparer l'influence de l'entreposage des éléments fertilisants et des CC des biosolides entreposés dans une membrane géotextile avec l'influence de ceux entreposés en amas aux champs. Ce volet avait également pour objectif de vérifier si les précipitations ont une influence sur les biosolides en entreposage. Globalement, ce second volet a été réalisé, d'une part, pour voir si cette méthode d'entreposage tend à être plus hygiénique pour les sites d'entreposage temporaire et, d'autre part, pour comparer l'aspect économique des méthodes d'enlèvement des biosolides d'étangs aérés.

Tableau 5 Résumé des principaux éléments normés par le MDDEP. Catégorisation des biosolides de Louiseville selon la classification C-P-O du MDDEP

	Éléments	C1 mg/kg(b.s.)*	Louiseville		P	O
			Étang 1	Étang 4		
Éléments considérés essentiels ou bénéfiques	As	13,0	2,6	3,2	Biosolides municipaux provenant d'un traitement biologique, contenant moins de 2 000 000 E. coli/g (moyenne géométrique) et dont l'âge est supérieur à 20 jours, sont classés dans la catégorie P2	Biosolides municipaux, de fosses septiques, d'abattoirs et de papetiers classés dans la catégorie O2
	Co	34,0	11,0	1,1		
	Cr	210,0	230,0	610,0***		
	Cu	400,0	380,0	200,0		
	Mo	5,0	6,2***	1,0		
	Ni	62,0	27,0	9,6		
	Se	2,0	1,3	1,4		
	Zn	700,0	550,0	380,0		
	N-NTK	n-a	13 000,0	24 000,0		
	N-NH ₄	n-a	1700,0	3800,0		
	N-NH ₄ /N- NTK**	n-a	n-a	n-a		
	Rapport C : N**	n-a	n-a	n-a		
P ₂ O ₅ **	n-a	n-a	200,0			
K ₂ O**	n-a	3900,0	161,0			
B**	n-a	20,0	11,0			
Contaminants stricts	Cd	3,0	1,5	0,8		
	Hg	0,8	2,7	0,4		
	Pb	150,0	210***	73,0		
	PCDDs-Fs	17,0	50,0	n-a		

* Résultats obtenus de l'étang 1 et 4 lors de la mobilisation des biosolides en juin 2011 de la station d'épuration de Louiseville.

** Les éléments pris en considération pour la valorisation en agriculture sont calculés en fonction du besoin du sol receveur et de la dose d'épandage.

***Concentrations supérieures à la limite de détection de la catégorie C1 du MDDEP. À cause de ce dépassement, les biosolides de Louiseville sont classés C2.

2 CARACTÉRISATION DES BIOSOLIDES

À titre d'exemple, les premiers étangs de SMC (Figure 2 : Étangs 1A et 1B) sont les étangs receveurs. Il s'agit de la première étape de l'épuration des eaux usées. Tout ce qui est facilement biodégradable y est métabolisé. En ce début de traitement, les biosolides sont plus dilués et, de ce fait, moins concentrés en charge polluante. Étant donné que beaucoup d'eau y entre et que beaucoup de MO s'y trouvent, la flore microbienne est à son meilleure. Ces étangs accumulent davantage de biosolides comparativement à la suite chronologique des autres étangs de la station d'épuration. Pour un volume identique, la déshydratation des biosolides du premier étang est moins coûteuse que celle du dernier étang (Gagné, 2010). Ainsi, les biosolides du premier étang sont caractérisés par une granulométrie très variable et assez grossière (Desjardins et Brière, 1994).

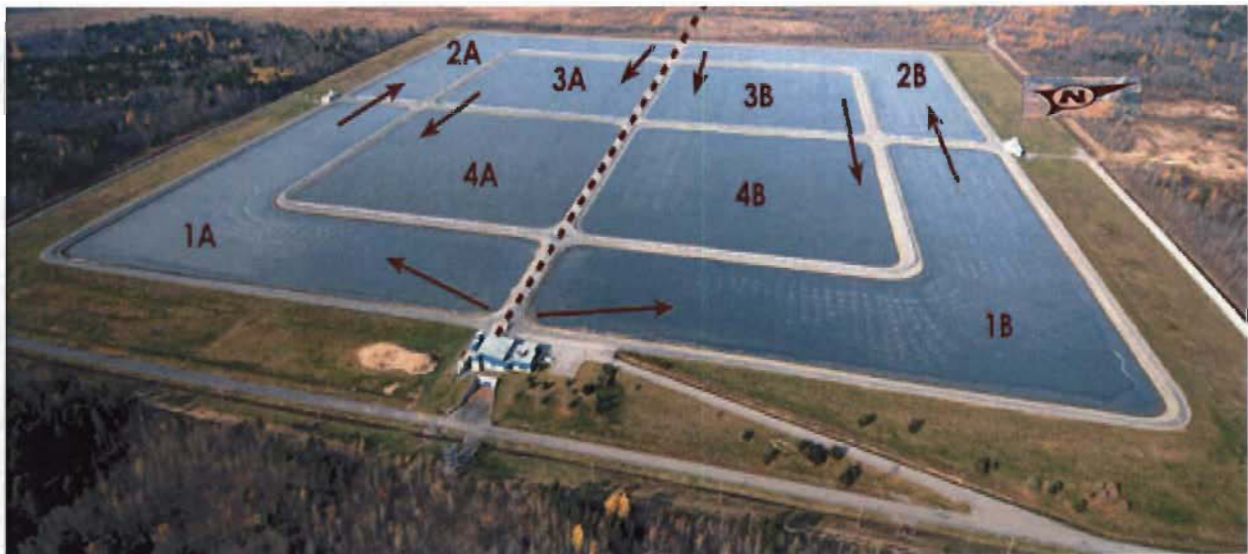


Figure 2 Identification et orientation géographique des étangs aérés de la station d'épuration de SMC

Soulignons que la première partie du projet compare les éléments contenus dans les biosolides issus directement de l'étang aéré 1B de la station d'épuration de SMC à ceux récoltés en cours d'entreposage en amas aux champs. Dans la seconde partie du projet, les biosolides provenaient de l'étang 4 lors de l'entreposage en ouvrages étanches. Ainsi, les caractéristiques et la déshydratation des biosolides de l'étang 1 et 4 seront comparées. Cependant, ce projet s'intéresse spécifiquement aux biosolides des premiers étangs, car ils sont plus susceptibles d'être problématiques durant leur entreposage et lors de leur éventuelle valorisation. Puisque le premier étang de la station d'épuration agit comme un étang receveur d'eaux usées, il a davantage d'accumulation de biosolides, la flore bactérienne est abondante et on y retrouve de nombreux processus de dégradation de la MO.

L'utilisation des biosolides d'une station d'épuration à des fins agricoles est une méthode d'apport fertilisant des sols dont le développement et la mise en œuvre devraient être mis en évidence en raison de l'augmentation continue du volume des biosolides produit par l'épuration des eaux usées. L'entreposage temporaire en vue de l'épandage des biosolides est une technique populaire, mais son utilisation intensive cause des effets néfastes sur l'environnement à cause de leur composition en métaux lourds (As, Cd, Cr, Hg, Pb), en matière organique, (MO) telle que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et leurs dérivés dont la majorité a montré des effets mutagènes ou carcinogènes (Bodzek *et al.*, 1997). Le contenu organique des biosolides ne peut se réduire aux seuls contaminants surveillés dans les CVMRF du MDDEP, lesquels représentent moins de 1% du contenu organique extractible (Jardé, 2002). De plus, les protocoles d'extraction ne sont pas totalement adaptés à des MO fraîches, telles que les biosolides (Réveillé, 2001). En raison de cette complexité, le contenu organique et inorganique des biosolides ne peut être caractérisé dans son intégralité.

Dans le cadre de ce projet, la caractérisation des biosolides avant l'entreposage et en cours d'entreposage se limite à certains CC (As, Cd, Cu, Pb) et à quelques éléments organiques (% N, NO₂, NO₃, C/N, P, K) et inorganiques (ex : Ba, Ni, Se, Zn) contenus dans les biosolides. En plus, on tient compte des paramètres physico-chimiques, comme la siccité, le pH et le taux de matière solide volatile (MV). Il est connu que certains de ces constituants forment, avec la MO, des complexes très stables tant biologiquement, chimiquement, que physiquement. Cependant,

comment se comportent-ils lorsque les biosolides sont entreposés ? Dans le sol, sont-ils faiblement biodégradés et représentent-ils un risque, même à faible concentration dans l'environnement ? L'étude des biosolides en entreposage permettra de vérifier si le potentiel fertilisant et les contaminants varient dans les biosolides par rapport à leurs concentrations initiales et si celles-ci peuvent causer un problème au site d'entreposage. De plus, les deux méthodes d'entreposage seront comparées ensemble afin de déterminer laquelle est la plus avantageuse économiquement pour la municipalité.

3 BUT ET OBJECTIFS

Les sections précédentes de ce document ont permis de présenter l'état des stations d'épuration à l'étude ainsi que le suivi de la réglementation entourant la gestion des biosolides résiduels au Québec. Ces sections ont permis de mieux comprendre la problématique concernant les biosolides d'épuration des étangs aérés.

Le but du présent projet est de comparer les méthodes d'entreposage temporaire afin de voir laquelle est la plus favorable économiquement pour les municipalités qui ont opté pour un traitement de leurs eaux usées en étangs aérés. De plus, ce projet permettra de vérifier quelle méthode d'entreposage est la plus rentable écologiquement, en tenant compte des derniers CVMRF du Gouvernement du Québec publiés en 2012 (MDDEP, 2012). Ainsi, la caractérisation des divers biosolides permettra d'établir la méthode d'entreposage qui pourra être privilégiée par les municipalités afin, d'une part, de faire des économies substantielles sur la gestion de leurs biosolides et, d'autre part, d'élargir les avenues de valorisation qui leur sont offertes.

Les objectifs de ce projet sont les suivants :

- vérifier la variation des concentrations en éléments fertilisants et en CC, et comparer les propriétés physico-chimiques des biosolides en fonction du temps d'entreposage ;
- étudier ces derniers en fonction des CVMRF ;
- comparer les teneurs des diverses caractéristiques des biosolides selon leur méthode d'entreposage ;
- vérifier si l'entreposage soumis aux précipitations influence la déshydratation des biosolides.

Ce projet est divisé en deux volets expérimentaux :

1^{er} volet : suivi des biosolides entreposés en amas aux champs

Dans un premier temps, il s'agira de comparer les biosolides résiduels des étangs aérés de la station d'épuration de SMC à ceux entreposés en amas aux champs. Dans un second temps, on

évaluera s'il y a une différence significative entre les concentrations des divers éléments au fil de l'entreposage.

Selon la revue de littérature, peu d'études traitent des biosolides résiduaux issus du traitement biologique en étangs aérés en cours d'entreposage. La première hypothèse suppose que l'entreposage des biosolides en amas aux champs diminue la charge en CC contenue dans les biosolides. De ce fait, l'entreposage en conditions environnantes améliorerait le potentiel fertilisant des biosolides puisque le lixiviat entraîne avec lui des teneurs en CC. Ainsi, est-ce que l'entreposage aux champs serait à ce point favorable pour changer le classement initial selon les normes du MDDEP ?

2^e volet : suivi des biosolides entreposés en ouvrages étanches

Selon les résultats obtenus de la première hypothèse, la seconde hypothèse démontrera que c'est l'entreposage en membranes géotextiles qui est la méthode la plus rentable écologiquement et économiquement pour les municipalités. Dès lors, la séparation du lixiviat de la MO des biosolides contribuera-t-elle à l'aspect plus écologique de cette méthode d'entreposage ?

En somme, les biosolides issus des étangs aérés 1 et 4 de la station d'épuration de Louiseville seront comparés aux biosolides entreposés dans les enviro tubesTM des mêmes étangs. Puis, à partir de cette méthode d'entreposage, on vérifiera si les précipitations ont une influence sur la siccité des biosolides et, par après, on examinera la constitution du lixiviat égoutté des enviro tubesTM.

De cette manière, il sera plus facile de comparer les avenues écologiques et économiques pour les municipalités traitant leurs eaux usées via les étangs aérés. D'ailleurs, les résultats permettront de faire la lumière sur la composition et le devenir des principaux constituants des biosolides résiduaux âgés des étangs aérés, de même que sur leur lixiviat.

4 MÉTHODOLOGIE

4.1 Suivi de l'entreposage des biosolides en amas aux champs

Afin de comparer les propriétés physico-chimiques des biosolides des étangs aérés à celles des biosolides entreposés aux champs, et ce, en fonction du temps, les premiers échantillons (Tableau 6) des biosolides ont été récoltés directement à la sortie de l'étang 1B de la station d'épuration des eaux usées de SMC. Au cours de l'été 2010, 273 échantillons de biosolides ont été conservés sur les 8400 tonnes de matières humides (TMH) retirées de cet étang. Les boues ont été pompées via une drague et ont été déshydratées à l'aide d'une centrifugeuse. Cette méthode d'enlèvement des biosolides est utilisée par la compagnie New Alta. Les biosolides de l'étang utilisés à des fins d'analyse sont des échantillons composites qui ont été ramassés aléatoirement lors du remplissage d'une remorque de plus ou moins 30 TMH. Ces échantillons initiaux ont été identifiés: 1B (étang), avec le numéro du voyage et la date.

Tableau 6 Tonnage des biosolides enlevés et calculés en matière sèche (TMS) en fonction de l'étang et de la période d'enlèvement. Une sélection aléatoire des échantillons de biosolides a été conservée

Période	Étang	Quantité de biosolides enlevée (TMS)	Nombre d'échantillons conservés/Total d'échantillons récoltés
2009	Été	1A	267
	Été	1B	1888
	Nov.	1A	2488
2010	Été	1B	2110
TOTAUX	1A+1B	6550	379/658

Par la suite, selon le tonnage des remorques et la chronologie des champs récepteurs, les biosolides ont été vidés en amas de la remorque, directement sur le sol des cinq agriculteurs qui ont accepté de collaborer (Figure 3). Quatre amas ont été entreposés à la Ferme Vallée du Parc (Shawinigan Qc, Canada), un amas, à la Ferme Croisetière (Maskinongé, Qc, Canada), cinq amas, à la Ferme Charette (St-Léon-le-Grand, Qc, Canada), l'amas le plus volumineux, à la Ferme Neault (Ste-Geneviève-de-la-Batiscan, Qc, Canada) et l'amas entreposé dans une fosse, à la Ferme Gélinas (Yamachiche, Qc, Canada). En tout, ce sont 12 amas de biosolides qui ont été conservés pour l'analyse de l'entreposage en amas aux champs.

Dans le cadre de cet ouvrage, le temps zéro indique la date de réception des biosolides aux champs. Chaque champ retenu a un amas de biosolides en entreposage où un échantillonnage devait être fait à une fréquence de 20 jours, et ce, jusqu'à leur épandage. La période a duré plus ou moins 130 jours, de mai à novembre 2010. Ainsi, à chaque période, un trou a été creusé dans chaque amas, à l'exception de la Ferme Neault où deux trous ont été faits puisque l'amas contenait, à lui seul, près de 1 800 TMH. Dans ce trou, un échantillon de biosolides a été pris pour trois strates de profondeur, à savoir une première strate située juste avant l'atteinte du sol, soit à 40-50 cm de profondeur, une seconde strate à 20-30 cm et une dernière en surface, soit à 0-10 cm. La différenciation des échantillons s'est fait de la manière suivante : une lettre était associée au site, un numéro correspondait au trou et une décimale (.1, .2, .3) se rapportait à la strate, de la surface au fond du trou. Les échantillons ont été notés comme suit : « Ferme, AMAS, no du trou (profondeur totale, début de la strate intermédiaire en cm). Exemple : Charette D, no 20 (63, 40 cm).

Les biosolides récoltés ont été conservés dans des sacs de plastique hermétiques de marque « Zyploc » et placés au congélateur (-18°C) jusqu'à la fin de la période d'échantillonnage.



Ferme Vallée du Parc



Ferme Charette





Ferme Croisetière



Fosse Gélinas



Ferme Neault



Figure 3 Représentation des divers amas en entreposage temporaire aux champs

4.2 Suivi de l'entreposage des biosolides en ouvrages étanches

Pour la partie expérimentale de cette seconde partie du projet, la compagnie PM Vac a fourni quatre minis sacs, à savoir des enviro tubesTM. Ces quatre enviro tubesTM d'une dimension de 100 x 60 cm et d'une capacité d'environ 150 L de biosolides à 10% de siccité ont été utilisés afin de suivre le comportement de la matière organique (MO) et inorganique des biosolides soumis à différentes conditions d'entreposage lors de l'expérience qui s'est déroulée en juillet 2011. Deux

des enviro tubesTM fabriqués d'une membrane géotextile ont été remplis de biosolides provenant de l'étang 1 (enviro tubesTM L3 et L4) et les deux autres, de biosolides issus de l'étang 4 (L1 et L2) de la station d'épuration en étangs aérés de Louiseville. Le même patron d'échantillonnage que celui de l'entreposage en amas aux champs a été conservé afin d'obtenir des données comparables entre les différentes méthodes d'entreposage temporaire. Les biosolides ont été pompés de l'étang à l'aide d'une drague et ont été envoyés dans les enviro tubesTM expérimentaux. Les enviro tubesTM ont d'abord été pesés vides, puis ils ont été remplis de biosolides juste avant l'envoi dans l'enviro tubeTM de la ville, déposé sur la lagune de la station d'épuration. L'excès de lixiviat égoutté lors du remplissage de l'enviro tubeTM à la station d'épuration n'a pas été conservé mais, à l'atteinte de plus ou moins 15 kg (poids de l'enviro tubeTM et des biosolides à une siccité d'environ 10%), un échantillon de biosolides a été récolté et du lixiviat a été conservé. Le temps zéro de la période d'échantillonnage 2011 a démarré.

Une fois au site d'entreposage situé à Shawinigan (Qc, Canada), les enviro tubesTM ont été rangés sur des supports en bois munis d'un grillage pour pouvoir les soulever du sol. De cette manière, le lixiviat a pu s'égoutter de l'enviro tubeTM entreposé et s'accumuler dans un contenant de plastique situé au-dessous (Figure 4). Les enviro tubesTM de l'étang 1 (L3) et celui de l'étang 4 (L1) ont été déposés sur un premier support soumis aux précipitations. Un pluviomètre a été installé afin de suivre la quantité de pluie reçue entre chaque période d'échantillonnage de 20 jours. Puis, un autre support, muni également de deux enviro tubesTM provenant de l'étang 1 (L4) et de l'étang 4 (L2), a été aménagé dans une petite cabane en bois, non isolée et adjacente au site d'entreposage extérieur. Ainsi, ces enviro tubesTM étaient protégés des précipitations. Des thermomètres ont été fixés à côté de chacun des montages et les lectures ont été faites chaque jour.



Figure 4 Montage de l'expérience de l'entreposage en contenant étanche (L1 : étang 4, L3 : étang 1) des biosolides de la station d'épuration de Louiseville soumis aux précipitations. Site d'entreposage à St-Boniface. Montage de l'expérience de l'entreposage en contenant étanche (L2 : étang 4, L4 : étang 1) des biosolides de la station d'épuration de Louiseville non soumis aux précipitations. Site d'entreposage à St-Boniface

La période d'échantillonnage s'est déroulée à 0, 10, 20, 40, 60, 80 et 100 jours pour les enviro tubesTM L1 et L2 de l'étang 4, et jusqu'à 80 jours pour les enviro tubesTM L3 et L4 provenant de l'étang 1. Les échantillons de biosolides ont été prélevés dans l'enviro tubeTM sur toute son épaisseur. Quant à lui, le lixiviat a été récolté en fonction de son accumulation dans les contenants de plastique entre chaque période d'échantillonnage, soit à 0 et 10 jours pour la totalité des enviro tubesTM à l'étude. Puis, seuls les enviro tubesTM L1 et L3 soumis aux précipitations ont pu permettre des récoltes subséquentes. La fin de cette partie expérimentale du projet a été déterminée lorsqu'il a été impossible de récolter du lixiviat à cause du gel de ces derniers au jour 100 pour l'enviro tubeTM L1 et au jour 88 pour l'enviro tubeTM L3. Les enviro tubesTM ont été pesés et on a considéré la charge comme poids final.

4.3 Paramètres suivis en entreposage

La date du jour et le temps d'entreposage des biosolides ont été notés pour chaque période d'échantillonnage. Pour les amas entreposés aux champs, l'évolution de la croissance de la végétation, la culture du champ agricole, la dénivellation autour de l'amas et toutes remarques particulières ont été considérées. Situé sur un terrain plat en milieu ouvert, l'entreposage des enviro tubesTM n'a pas été soumis à autant de variables environnementales que l'entreposage en amas aux champs. Les conditions climatiques ont été obtenues à partir des archives nationales des données météorologiques (Statistiques Canada, 2011). Les conditions de température, d'humidité, d'ensoleillement et de précipitations, et la direction du vent ont été notées pour chacune des municipalités possédant des biosolides entreposés.

4.4 Analyses effectuées en laboratoire

Les paramètres à l'étude ont été obtenus à partir d'analyses en laboratoire qui ont été accomplies au cours des hivers 2010-2011 pour l'entreposage aux champs et des hivers 2011-2012 pour l'entreposage des enviro tubesTM. Une fois la période expérimentale terminée, les échantillons ont été décongelés. Dans un premier cas, environ 30 g de l'échantillon humide des biosolides ont été pesés, puis placés dans un four à 105°C pendant 12 h pour permettre le séchage. Ainsi, une mesure de siccité a été obtenue selon la méthode 2540G de APHA (2005) (Tableau 7 : ST). Cet échantillon de biosolides déshydratés a été divisé en deux portions. Une première portion de 0,5 g a subi une digestion partielle de la MO du biosolide. Sur une plaque agitatrice, 25 ml d'acide nitrique à 50% et 0,5 g de biosolides secs ont dû être chauffés à reflux à environ 250 rotations/min pendant 30 minutes. Quelques millilitres de peroxyde d'hydrogène à 30% ont dû être ajoutés, jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de dégagement de fumée jaunâtre et d'effervescence dans le bouillon (CEAEQ, MA.200-Mét 1.1, 2008). Le digestat a ensuite été filtré sur une membrane Whatman no 41 (VWR, no 413). Le filtrat restant de la digestion a été transvidé dans un diluvial et envoyé à l'Institut National de la Recherche Scientifique- Centre Eau Terre Environnement (INRS-ETE) pour obtenir les concentrations des constituants inorganiques des biosolides grâce à un spectrophotomètre d'émission optique au plasma (ICP-OES, modèle Vista

AX CCO Simultaneous) (Tableau 7 : P_i et autres éléments inorganiques). L'autre portion déshydratée a également été envoyée à l'INRS-ETE pour obtenir la proportion totale en carbone et azote via les proportions N/C/S analysées dans les biosolides (Tableau 7 : N/C/S (C_i et N_i)). Ensuite, la dernière portion séchée a subi une combustion à 550°C selon la méthode 2710G de l'APHA (2005) afin d'éliminer toutes les composantes volatiles, minérales et organiques des biosolides, et de connaître la mesure de la partie organique du solide (MV) qui constitue un indice de la stabilité des biosolides.

D'autres fractions de l'échantillon ont été prises et, dans un deuxième cas, une fraction de 5 g de biosolides humides a subi une extraction avec 25 ml de chlorure de potassium 2 M, ce qui a permis l'extraction de l'ammonium, des nitrites et des nitrates (MENVIQ, 1986). Le filtrat issu de cette digestion a été préalablement filtré sur une membrane Whatman no 41 (VWR, no 413). Par la suite, il a été transvidé dans un diluvial et envoyé à l'INRS-ETE pour être analysé par le Technicon de Lachat Instruments selon la méthode IRDA-AS-207-R0 (1999) (Tableau 7 : NO_2/NO_3-NH_4). Dans un troisième cas, une masse de 10 g d'une autre fraction de l'échantillon humide a été diluée dans 100 ml d'eau afin d'en connaître le pH (CEAEQ, méthode MA.100-pH 1.1, 2010) (Tableau 7 : pH). En dernier lieu, seuls les échantillons de lixiviat récoltés lors de l'entreposage des enviro tubesTM ont été acidifiés à l'acide nitrique 5%, puis expédiés à l'INRS-ETE afin de déterminer les concentrations en éléments inorganiques par ICP-EOS.

À partir de ces analyses en laboratoire, les données récoltées ont permis de répondre aux objectifs du projet. Le suivi des éléments physico-chimiques (siccité, pH, MV), des éléments fertilisants (azote, nitrites, nitrates, phosphore, carbone et potassium) et des CC (As, Ba, Cd, Cu, Ni, Pb, Se et Zn) avait pour but de déterminer si l'une ou l'autre des méthodes d'entreposage temporaire est plus avantageuse économiquement et écologiquement pour les municipalités.

Tableau 7 Résumé des manipulations en laboratoire

Caractéristiques	Méthodes utilisées
ST	Séchage des échantillons à 105°C et mesure de la masse sèche (Standard Methods; 2540G, 2005) avec une balance Mettler PM460 Deltarange de Mettler Toledo Canada (Canada). Précision de l'appareil à 0,001g.
MV	Séchage des ST à 550°C et mesure de la masse solide volatile (Standard Methods, 2005).
N/C/S (C _i et N _i)	Séchage des échantillons, broyage et analyse avec un analyseur d'azote-carbone-soufre Leco CHNS-932 de Leco Corporation (É.-U.) selon la méthode d'analyse du C _i dans les sédiments (applicable aux biosolides d'épuration) accréditée par le gouvernement du Québec (MENVIQ, 1986). La justesse de l'appareil est évaluée à 2%.
N-NH ₄ ⁺	Centrifugation des échantillons (8000 tours par minute, 15 min), filtration du surnageant (pompe à vide, filtre 934AH de Whatman) et analyse du filtrat avec un auto-analyseur Lachat Quickchem FIA+ 8000series de Lachat Instruments (É.-U.) selon les protocoles fournis par le fabricant. La justesse de l'appareil est évaluée à 0,5% (Lachat, 1991).
P _i et autres éléments inorganiques (Al, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, S, Zn)	<u>Analyse des teneurs totales</u> : digestion des échantillons selon la méthode de digestion des biosolides d'épuration accréditée par le gouvernement du Québec (CEAEQ, 2008) et analyse du lixiviat avec un ICP-OES selon le protocole fourni par le fabricant. <u>Analyse des teneurs dans la phase soluble</u> : le protocole est le même, mais l'échantillon est préalablement centrifugé (8000 tours par minute, 15 min), filtré (pompe à vide, filtre 934AH de Whatman) et, ensuite analysé.
pH	Ajout de 100 ml d'eau à 10 g de biosolides humides. Agiter 5 min grâce à l'agitateur (agitateur rotatif Northcott). Laisser décanter et prendre les mesures sur la portion liquide. Méthode d'analyse accréditée par le gouvernement du Québec (CEAEQ, 2010). La justesse du pH-mètre/millivoltmètre (Sartorius PP-015) est évaluée à 0,01 unité.
NO ₂ /NO ₃ -NH ₄	Peser 5 g de biosolides humides, les placer dans une fiole erlenmeyer Philips (capacité de 125 ml). Ajouter 25 ml de KCl 2 N et agiter pendant 30 min (agitateur rotatif Northcott). Jeter les premiers ml et filtrer avec un papier filtre P5. Recueillir le filtrat dans un diluvial et doser par colorimétrie automatisée de type Technicon (méthode de l'IRDA-AS-207-R0).
Lixiviat	1-Homogénéiser 2 g de biosolides secs, ajouter 20 ml d'eau désionisée et centrifuger à 3600 rpm pendant 10 min. Séparer le nageant du culot et transférer dans une bouteille de 50 ml. Acidifier les échantillons avec 16 N HNO ₃ . 2-Au culot résiduel, ajouter 16 ml de 1M KNO ₃ et centrifuger à nouveau. 3-Au culot résiduel, ajouter 16 ml de 1M NaOAc, puis centrifuger. 4-Au culot résiduel, ajouter 40 ml de 0,04 M NH ₂ OH•HCl et transférer dans un bain thermostaté à 96 ± 3 °C pendant 6 h. Agiter à intervalle régulier. 5-Au culot résiduel, ajouter 6 ml de 0,02 M HNO ₃ /10 ml de H ₂ O ₂ 30%. Transférer dans un bain thermostaté à 85 ± 2°C durant 2 h. Agiter à intervalle régulier. 6-Ajouter 6 ml de H ₂ O ₂ 30%, agiter pendant 3 h. 7-Ajouter 10 ml de 3.2 M NH ₄ OAc/8 ml d'eau désionisée et agiter sur la plaque agitatrice durant 30 min à la température de la pièce. Analyser les métaux dans les surnageants des 5 étapes au ICP-EOS (Tessier <i>et al.</i> , 1979).

5 RÉSULTATS

Les objectifs du projet sont de vérifier la variation des concentrations des éléments fertilisants, des contaminants et des propriétés physico-chimiques contenus dans les biosolides, et de les comparer aux CVMRF élaborés par le MDDEP avant et après l'entreposage. En plus de ces comparaisons, la caractérisation initiale et finale des biosolides entreposés et issus de ces deux méthodes d'enlèvement est nécessaire pour élargir les avenues de valorisation écologique et économique pour les municipalités qui doivent opter pour un entreposage temporaire de cette matière résiduelle. La caractérisation des biosolides est représentée par plusieurs paramètres physico-chimiques déterminant le facteur économique du budget alloué à la mobilisation des biosolides. Ce sont les concentrations en éléments fertilisants et en CC et, les indicateurs biologiques qui constituent le facteur écologique des méthodes d'entreposage. Tout d'abord, les paramètres environnementaux et physiques doivent être élaborés afin de bien comparer chacune des expérimentations.

5.1 Paramètres environnementaux et physiques

5.1.1 Variation de la température

La température extérieure en cours d'entreposage est une variable essentielle à connaître puisqu'elle influe sur la rentabilité de déshydratation (versus siccité) des biosolides. La température a également beaucoup d'effet sur les processus biologiques et physico-chimiques qui se produisent dans les amas (WPCF, 1985). Ainsi, pour chacune des années d'entreposage temporaire, la température environnante des régions d'entreposage des biosolides a peu varié selon le Tableau 8. En somme, aucune différence significative n'a été détectée via l'analyse statistique des variables selon la loi de Student des températures mesurées entre les deux années ($p : 0,77 > 0,05$).

Tableau 8 Variation de la température extérieure (en °C) pour chacune des périodes d’entreposage temporaire pour les années 2010 et 2011, selon Statistiques Canada (2011)

Années	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre
2010	18,8	20,6	19,2	14,1	8,1
2011	17,7	21,1	19,4	14,8	8,3

5.1.2 Variation des précipitations

Quelques microclimats d’orage diffèrent entre les amas entreposés aux champs, mais la variation de saison des périodes d’échantillonnage est le facteur qui a le plus d’influence. Le premier échantillon de biosolides de la ferme Neault a été récolté avant un orage comparé aux autres échantillons récoltés dans les autres fermes. Cet écart de précipitations se poursuit sur toute la période d’entreposage des amas aux champs. Selon les archives nationales des données météorologiques (Statistiques Canada, 2011), la ferme Neault a reçu au total 444 mm de pluie en 156 jours d’entreposage, et c’est cette dernière qui a mis fin à la période d’échantillonnage de l’entreposage des amas aux champs le 30 octobre 2010 (Figure 5). Cependant, c’est en septembre que les amas de Vallée du Parc ont été épandus en premier. Au total, 233 mm de pluie ont été recueillis en 124 jours d’entreposage. Ensuite, les fermes Charette et Croisetière ont reçu 318 mm de pluie en 126 et 128 jours d’entreposage respectivement (Figure 5).

Quant à l’entreposage en membranes géotextiles, celui-ci s’est déroulé entre les mois d’août et de novembre 2011. Les accumulations de pluie ont été vérifiées lors de chaque échantillonnage grâce à un pluviomètre adjacent au site d’entreposage. Cela a permis de constater des précipitations régulières au fil des mois, atteignant 46 mm de différence avec le suivi de l’entreposage en amas de septembre 2010 (Figure 5). Ensuite, les précipitations ont suivi leur ascension en octobre. Bien qu’il n’y ait que quelques jours de différence entre la fin des périodes d’échantillonnage des deux méthodes d’entreposage, 86 mm de pluie diffèrent entre l’amas de la ferme Neault et celui des membranes géotextiles. Étant donné la faible quantité des écarts de

précipitations accumulées entre chacune des méthodes d'entreposage temporaire, les résultats n'ont pas été affectés. L'analyse statistique des précipitations des deux années d'échantillonnage n'a pas démontré de différences significatives ($p : 0,71 > 0,05$).

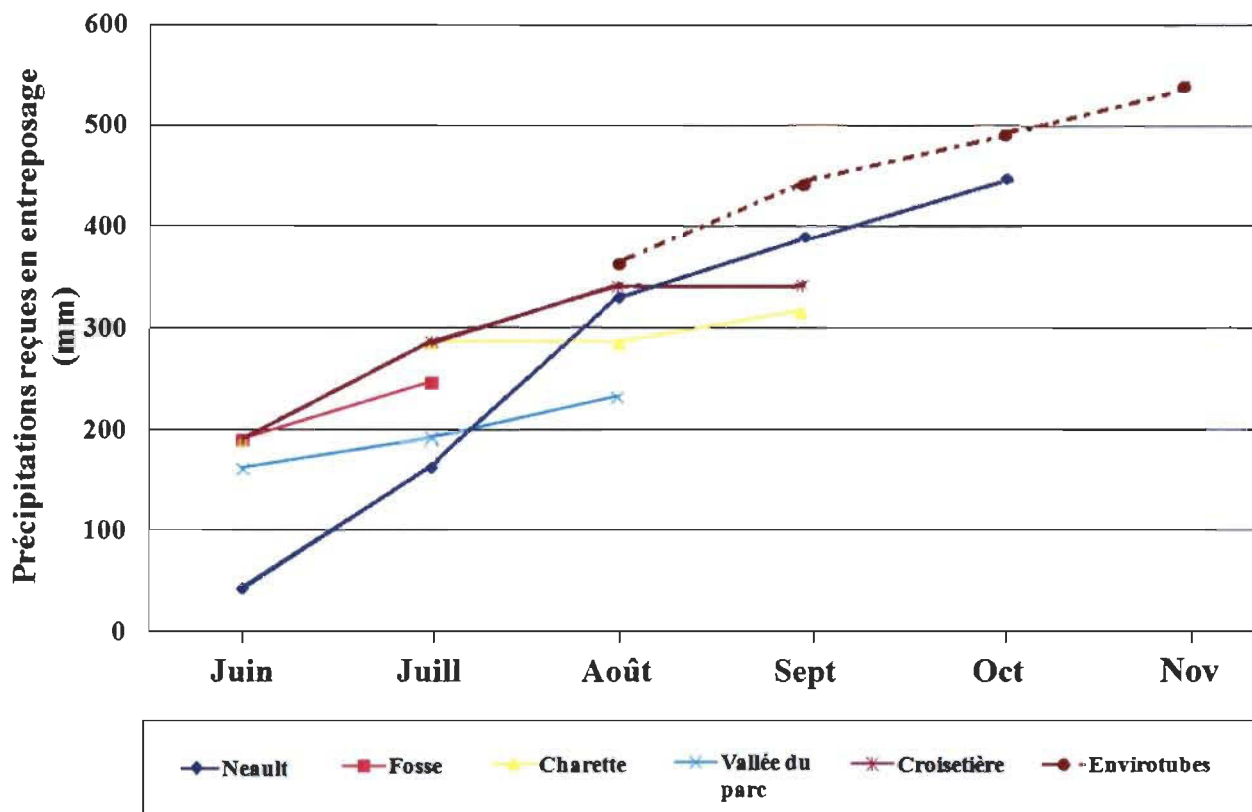


Figure 5 Précipitations reçues de juin à septembre, entre les deux périodes d'échantillonnage. Ligne pleine : année 2010, entreposage en amas aux champs différencié pour chacun des amas. Ligne pointillée : Année 2011, entreposage en membranes géotextiles, expérience réalisée à St-Boniface

5.1.3 Perception des odeurs

L'odeur est une mesure subjective, car elle dépend de la faculté de la personne qui perçoit l'odeur. C'est une caractéristique commode pour vérifier la condition des biosolides et les processus chimiques. En fonction des quantités déposées sur le sol, seuls les amas entreposés en environnement varient de 25 à 1781 tonnes de biosolides. Ces derniers ont dégagé une odeur

caractéristique des stations d'épuration, sans toutefois devenir inconfortable. Dans le cas des enviro tubesTM, aucune odeur n'a été remarquée.

5.1.4 Perception de couleurs

La couleur est non seulement un bon indicateur d'humidité, mais aussi un signe de réaction chimique. On pouvait remarquer des taches orangées dans les biosolides entreposés, qui est un signe d'oxydation du fer. Cependant, seuls les amas entreposés aux champs ont pu laisser paraître une différenciation évidente de trois strates colorées (Figure 6). Dans la colonne des biosolides retirés des amas, un gris pâle apparaissait généralement en surface (0-10 cm) et les biosolides s'effritaient, indiquant une siccité élevée s'approchant de 80%. En profondeur, les biosolides argileux (20-30 cm) devenaient presque noirs et constituaient la strate profonde de l'amas (50-60 cm) juste avant l'atteinte du sol. On pouvait facilement distinguer le sol brun-sable des biosolides presque noirs.



Figure 6 Différenciation des couleurs des strates perçues dans les trous creusés des amas en entreposage aux champs. Exemple de l'illustration : Charette D, no 20 (63, 40 cm)

5.2 Paramètres physico-chimiques

5.2.1 Siccité des biosolides

La siccité est le pourcentage massique de matière sèche calculée à partir d'un échantillon humide. Des biosolides ayant une siccité de 10% présentent une humidité de 90%. De plus, la consistance est un état physique dépendant de la siccité. La siccité est une donnée obligatoire à connaître pour toute manipulation des biosolides puisqu'elle détermine les coûts reliés à leur transport. Ce dernier comprend celui des biosolides décantés dans l'étang aéré à l'endroit de choix en vue de leur valorisation. La consistance des biosolides varie selon les informations du Tableau 9.

Tableau 9 Critères pour déterminer le type d'entreposage des biosolides en fonction de leur siccité selon le MDDEP (OTV, 1997; MDDEP, 2002; SOMAE, 2006)

Types de biosolide	Siccité	Transport	Entreposage
Liquide	1 à 10%	Pompage	Silo ou lagune
Pâteux	10 à 25%	Pompage ou par vis	Plate-forme, silo ou fosse
Solide	25% à 85%	Tapis, vis ou pelletable	Amas ou contenant étanche
Sec	> 85%	Tapis ou autres	Amas ou contenant étanche

Comme le niveau de déshydratation modifie l'état physique des biosolides, selon la compagnie New Alta ou PM Vac, les biosolides passent de l'état liquide à l'état semi-liquide (pâte), ou demeurent liquide. Les centrifugeuses de la compagnie New Alta donnent des biosolides plutôt pâteux en raison de performances de déshydratation qui plafonnent à 26-32% de siccité selon la compilation des 273 échantillons analysés en laboratoire. Or, avec le principe de pompage de PM Vac, on obtient une siccité moyenne à la sortie de leur système, de 5-11% sur 97 échantillons analysés.

Plus spécifiquement, en 2010, le soutirage des biosolides de l'étang 1B de la station de SMC par la compagnie New Alta s'est effectué en un mois. On a relevé en moyenne une siccité de 29% à peine supérieure à celle obtenue avec la méthode de soutirage employée par PM VAC, soit une siccité de 28% dans l'étang 1 (envirotubesTM L3 et L4) et une siccité de 14% dans l'étang 4 (envirotubesTM L1 et L2) de la station d'épuration de Louiseville. Par ailleurs, la compagnie New Alta a un rendement supérieur avec 8 400 TMH enlevées, alors que PM Vac a permis la mobilisation de 3 600 TMH dans un même intervalle de temps. De plus, l'analyse des échantillons entreposés dans les membranes géotextiles sur des périodes prolongées d'un an et de quatre ans ont permis de constater qu'au terme de ces périodes, l'échantillon de l'étang 4 de la station d'épuration de Massueville a une siccité de 27% et qu'il est à peine plus sec que l'échantillon de l'étang 4 de la station d'épuration de Louiseville qui, entreposé pendant un an, a obtenu une siccité de 23%.

En vue d'être valorisés, les biosolides soutirés de l'étang 1 de SMC ont été entreposés temporairement en amas dans des champs lors de l'été 2010. Quatre fermes ont permis un suivi sur plus de 100 jours d'entreposage. De ces fermes, seuls les amas de la ferme Vallée du Parc ont rejoint la siccité des échantillons du sol au-delà de 80% (Cf. la délimitation dans la Figure 7), représenté par un carré dans la Figure 6. Les autres amas s'approchent considérablement de cette siccité, sans toutefois l'atteindre. Ayant la période d'entreposage la plus courte, une siccité maximale de 87% a été relevée à la ferme Vallée du Parc dont les amas ont reçu le moins de précipitations (Figure 7) avec 233 mm de pluie en 124 jours d'entreposage. Quant aux fermes Charette et Croisetière, elles ont la même quantité de précipitations avec 233 mm de pluie reçue en 126 et 128 jours d'entreposage. La siccité de leurs amas est semblable et varie autour de 70-80%. L'amas à la ferme Neault a reçu le plus de biosolides, a été le plus longtemps entreposé, soit 156 jours, et a reçu 360 mm de pluie. Ainsi l'amas a atteint une siccité maximale de 79%. Dans cette même figure, on retrouve également les échantillons récoltés des étangs 4 de la station d'épuration de Massueville, entreposés pendant 4 ans, et ceux de la station d'épuration de Louiseville, entreposés en membranes géotextiles durant 1 an. La Figure 7 tient compte des précipitations reçues et du temps d'entreposage (en jours). Plus la siccité est élevée, moins l'échantillon contient de l'eau.

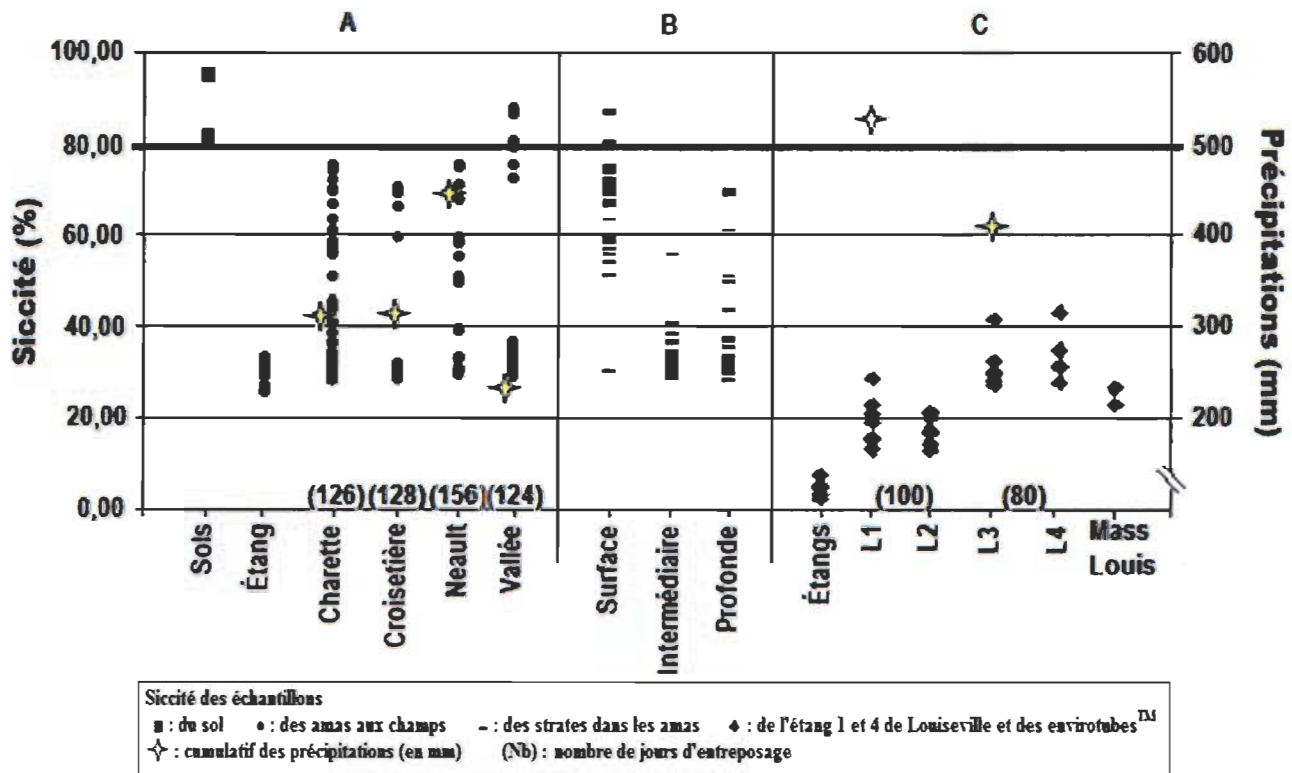


Figure 7 Siccité des échantillons du sol comparée (A) à celle des échantillons des biosolides de l'étang 1 de SMC et des amas entreposés aux champs ;(B) aux strates perçues dans les trous faits dans les amas ; (C) à la siccité des échantillons des étangs 1 et 4 de la station d'épuration de Louiseville et des envirotubesTM (L1-L4)

À partir de la colonne B du même graphique, on constate que ce sont les échantillons de la strate de surface, soit les échantillons récoltés des sols agricoles, qui atteignent une siccité allant au-delà de 80%. Tandis que la strate intermédiaire comprimée entre les deux couches adjacentes tend à moins s'assécher, tous les échantillons de la strate profonde ont une siccité nettement inférieure à celle des échantillons récoltés à la surface des amas.

Bien qu'il y ait une différence de plus ou moins 20 à 60 jours d'entreposage entre les échantillons des amas des biosolides aux champs et ceux entreposés dans les membranes géotextiles, les envirotubesTM n'atteignent jamais la siccité obtenue lors de l'entreposage aux champs. Toutefois, l'écart de la siccité des échantillons au t=0 par rapport à ceux de la fin de la période est généralement positif pour les deux méthodes d'entreposage (Tableau 10). Pour la

ferme de Charette, la siccité des amas A, D, E et G a augmenté en moyenne de 10% en 126 jours d'entreposage. Seul l'amas F a pris de l'humidité avec un écart de 15%. Quant à l'amas de la ferme Neault de 1800 TMH, la série de trous N2 a pris de l'humidité. L'amas Y de Vallée du Parc a un écart de près de 40% entre la siccité du début et de la fin de sa période d'échantillonnage.

Tableau 10 Siccité initiale et finale (en %). Les résultats considèrent les précipitations reçues et le nombre de jours d'entreposage rapporté en pourcentage d'écart pour chacun des amas et envirotubes™ entreposés

Endroit d'entreposage (Nb de jours entreposés)	Amas/ Envirotubes™	Siccité (%)		Résultats
		Initiale	Finale	Écart (%)**
Charette (126)	A	31,96	36,74	+ 13,01
	D	43,60	49,13	+ 11,26
	E	44,09	47,06	+ 6,31
	F	53,36	46,47	- 14,83
	G	41,16	45,69	+ 9,92
Croisetière (128)	K	41,66	47,42	+ 12,15
Neault (156)	N1	50,93	68,38	+ 25,52
	N2	47,27	40,55	- 16,57
Vallée du Parc (124)	R	49,37	53,15	+ 7,11
	Y	46,41	33,26 *	- 39,54
Shawinigan (L1-2:100 L3-4: 80)	L1	15,22	22,98	+ 33,77
	L2	12,77	21,43	+ 40,41
	L3	27,45	41,58	+ 33,00
	L4	27,68	43,31	+ 36,09

* Une seule donnée a pu être comptabilisée.

**Les résultats positifs (+) indiquent une déshydratation de l'amas et les résultats négatifs(-) indiquent quel amas a pris de l'humidité. Les caractères gras indiquent les prises en humidité.

Pour le volet des biosolides entreposés dans les membranes géotextiles, la siccité de chacun des enviro tubesTM a toujours augmenté en cours d'entreposage (Tableau 10). Passant de 27% au début à 41% en fin d'entreposage, l'écart positif de 34% dévoile, dans un premier étang, un rendement nettement supérieur de la compagnie PM Vac par rapport à sa rivale, New Alta. La station d'épuration de Louiseville démontre un faible écart de 2,5% entre les biosolides entreposés de l'étang 1 et 4, et un écart de 0,77% entre les biosolides soumis aux précipitations et ceux les couvrant des précipitations.

5.2.2 Variation du pH des biosolides

Le pH est important, car il régit un grand nombre d'équilibres physico-chimiques dans les biosolides. De façon générale, le gradient de pH dans les enviro tubesTM est beaucoup plus stable que celui observé lors de l'entreposage en amas aux champs. Ainsi, d'après le Tableau 11, le pH a très peu varié pour chacune des strates dans les amas. Globalement, les biosolides des amas aux champs ont un pH variant autour de $6,97 \pm 1,38$; alors que ceux du sol sont à $6,19 \pm 1,38$. La strate intermédiaire s'éloigne le plus du pH mesuré des sols agricoles, mais elle se rapproche le plus du pH retrouvé dans les biosolides provenant de l'étang aéré 1 de SMC avec $7,31 \pm 1,20$. Pour les biosolides entreposés en membranes géotextiles, toutes les strates confondues, les enviro tubesTM de l'étang 4 de Louiseville (L1 et L2) ont un pH moyen de $6,42 \pm 0,93$; alors que ceux de l'étang 1 (L3 et L4) ont varié de $6,52 \pm 1,22$. Le pH initial des biosolides des étangs 1 est de $6,24 \pm 0,71$ et celui de l'étang 4 est de $6,97 \pm 0,98$.

Tableau 11 Valeurs du pH, ainsi que son écart-type autour de la moyenne des échantillons récoltés des strates de surface, intermédiaire et profonde, des échantillons de sol et des enviro tubesTM

Strates / Enviro tubesTM	pH	Écart-type
Surface	6,94	1,71
Intermédiaire	7,09	1,38
Profonde	6,71	1,17
Sol	6,19	1,38
L1	6,40	0,67
L2	6,43	1,13
L3	6,52	1,19
L4	6,51	1,25

5.3 Éléments fertilisants

5.3.1 Variation du taux de matières solides volatiles

Le taux de matières solides volatiles (MV) représente la proportion de matière sèche constituée de matières organiques. Plus le rapport est faible, plus les biosolides sont stables, c'est-à-dire qu'il y a moins de fermentation des biosolides (APHA, 2005). En entreposage temporaire, plus de 75% de la totalité des échantillons se situent entre 50 à 70% de MV (Figure 8). De plus, ce sont les échantillons de la strate de surface des amas des biosolides entreposés aux champs qui présentent le plus grand coefficient de corrélation avec 47,4%. Ils sont suivis par ceux de la strate intermédiaire nettement inférieure avec 27,3% et par ceux de la strate profonde avec 6,7% de variance. La distribution des échantillons de l'étang 1 de SMC est de 8,6% et celle du sol est de 6,0%.

Lors de l'entreposage en membranes géotextiles, la variabilité des échantillons dévoile une très faible dispersion des données pour l'ensemble des échantillons de l'étang 4 de la station d'épuration de Louiseville. Indiquant aucune reprise évidente de l'activité bactérienne en cours

d'entreposage. Or, on observe le contraire dans le cas de la distribution des données pour le premier étang aéré de cette même station d'épuration. En effet, elle dépasse largement la variance de l'étang 1 de SMC. L'abondance de la MO favorise le maintien de la population bactérienne, mais sans plus. Un brassage des amas aurait augmenté le pourcentage des MV, subséquemment stabilisé davantage un biosolide jeune, et non comme ceux utilisés dans le cadre de cette expérience.

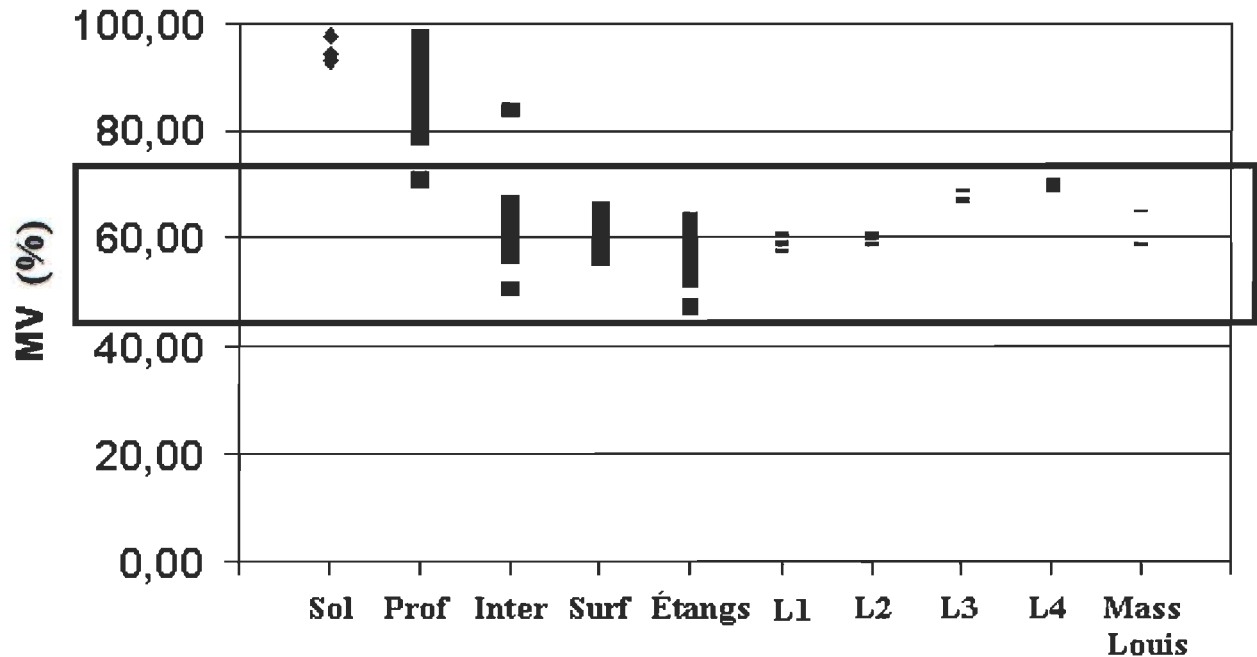


Figure 8 Taux des matières volatiles (MV) des échantillons prélevés des étangs, comparés à chacune des strates des amas entreposés aux champs, puis aux amas de l'entreposage en membranes géotextiles

5.3.2 Variation des concentrations en azote

Particulièrement bénéfique, l'azote trouvé dans les biosolides prend diverses formes. Dans les eaux usées, il existe sous quatre formes : l'azote organique, l'azote ammoniacal (comprenant les ions d'ammonium et l'ammoniac libre), les nitrites et les nitrates. Le pourcentage d'azote contenu dans les échantillons varie très peu : il est de l'ordre de quelques dixièmes de pourcentage. Toutefois, le contenu des enviro tubesTM est un peu plus élevé, soit 1,82% d'azote, alors que le contenu des amas aux champs est à 1,18%. Seules les concentrations des nitrites et



des nitrates ont démontré une différence plus marquée entre le début et la fin de leur entreposage. Tel que démontré dans le graphique suivant (Figure 9), les concentrations sont toutes à la baisse sauf pour deux amas, à savoir l'amas Y de Vallée du Parc et l'amas A de la ferme Charette. De manière générale, l'entreposage des amas aux champs a permis un abattement des teneurs en nitrites et en nitrates de 81%. L'entreposage à la Ferme Neault a, quant à lui, permis un abattement de 69%. La teneur moyenne initiale en nitrites et en nitrates dans les biosolides étaient de 2223 mg/kg. Le même patron de diminution s'est poursuivi lors de l'entreposage en enviro tubesTM. Il était de l'ordre de 90% pour l'étang 4 et de 71% pour les enviro tubesTM de l'étang 1. Malheureusement, les concentrations contenues dans le lixiviat n'ont pas pu être analysées à cause d'une défectuosité de l'appareil. Toutefois, faute d'avoir été lessivées, les concentrations en nitrites et en nitrates des biosolides contenus dans les enviro tubesTM soumis aux précipitations ont diminué davantage.

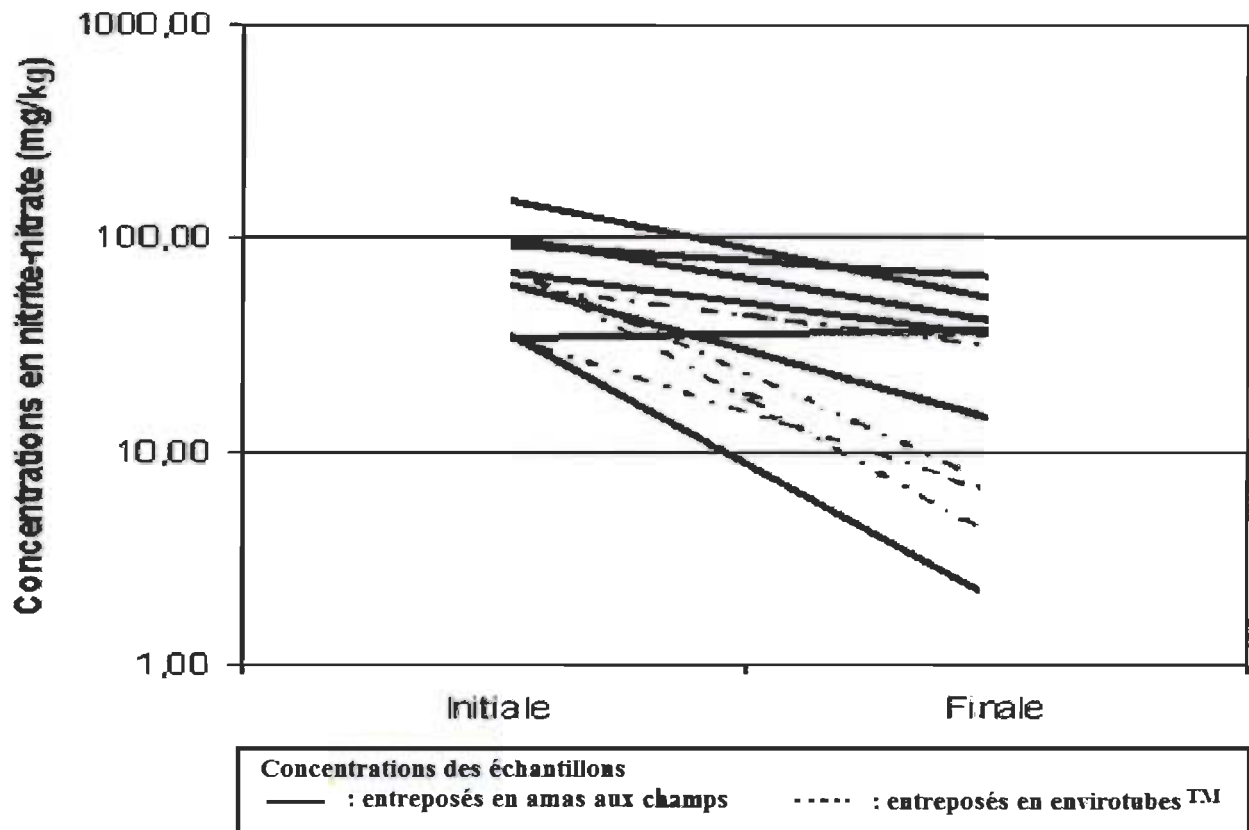


Figure 9 Concentrations en nitrites-nitrates retrouvées (en mg/kg) dans les échantillons initiaux et finaux pour les deux méthodes d'entreposage temporaire. Échelle logarithmique

5.3.3 Variation des concentrations en phosphore

Il est primordial de faire le suivi du phosphore dans les biosolides en entreposage temporaire puisqu'il contribue à la prolifération des algues dans les eaux de surface pouvant être à proximité des sites d'entreposage. Cette prolifération algale diminue la performance du traitement bactérien dans l'amas de biosolides, contribuant ainsi à sa fermentation. Selon les données internes récoltées par la V3R à partir du suivi hebdomadaire de l'effluent de la station de SMC des années 2007, 2008 et 2009, les concentrations en P_{tot} dépassent largement l'exigence gouvernementale de 0,8 mg/L (SOMAE, 2012). On remarque que les concentrations en phosphore contenu dans les biosolides de l'étang suivent un même patron au fil des ans et atteignent un sommet qui est dépendant de la température saisonnière. Une fois les biosolides décantés dans le fond de l'étang, le phosphore atteint des niveaux encore plus élevés que l'effluent (2,5 mg/L). Ainsi, tel que démontré dans le graphique suivant, les concentrations initiales en phosphore contenues dans les amas diffèrent peu au cours de l'entreposage, contrairement à ce que l'on peut retrouver dans un étang aéré. En tenant compte des concentrations initiales et finales des biosolides d'étangs, on constate peu de différence entre l'entreposage en amas aux champs et celui en enviro tubesTM. Toutefois, on remarque une perte évidente du phosphore lorsque l'entreposage est soumis aux précipitations. Cette perte est de l'ordre de 67% pour l'étang aéré 4 et de 81% pour l'étang aéré 1 de la station d'épuration de Louiseville.

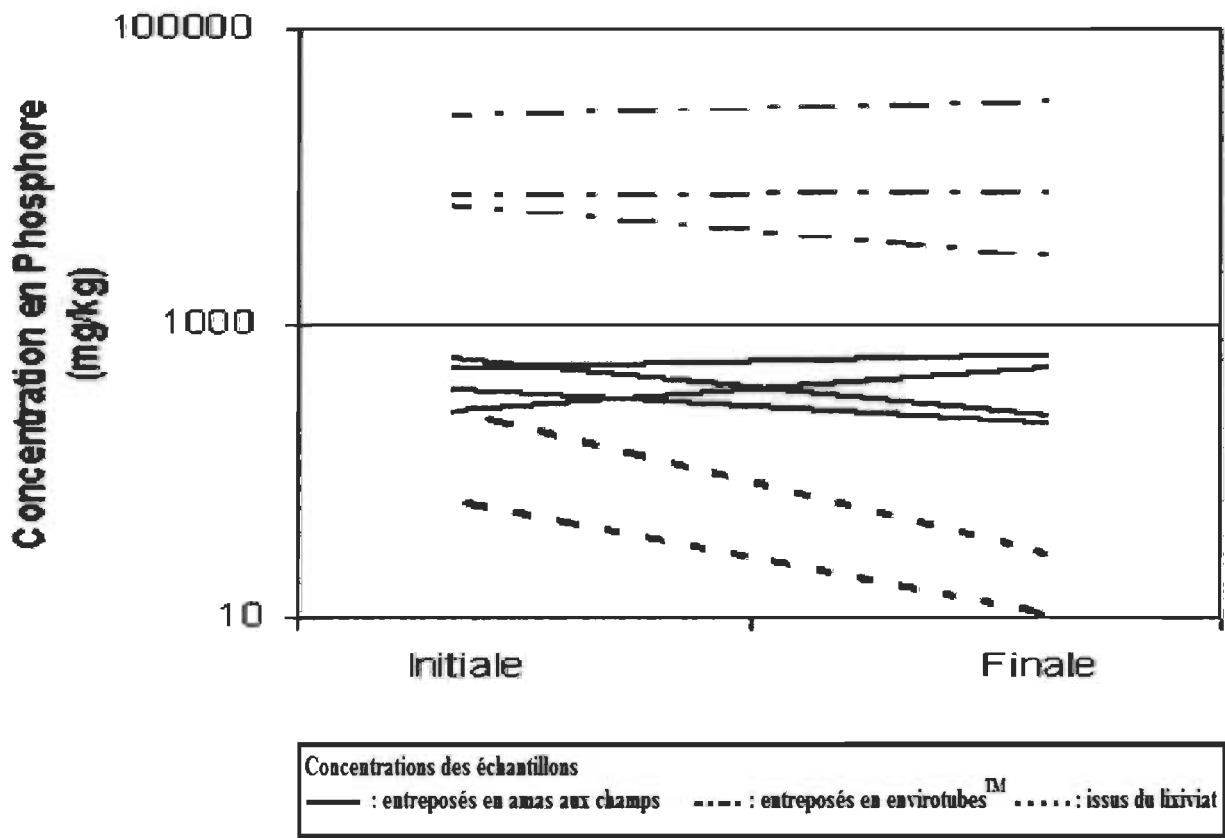


Figure 10 Concentrations initiales et finales en phosphore (mg/kg) pour chacun des échantillons pour les deux méthodes d'entreposage temporaire. Échelle logarithmique

5.3.4 Variation des concentrations en carbone et en potassium

Le carbone et le potassium sont très importants afin de qualifier le pouvoir fertilisant des biosolides. Cependant, les résultats n'ont dévoilé aucune différence significative entre les méthodes d'entreposage, ni en cours d'entreposage, si ce n'est qu'il faut tenir compte de la provenance des biosolides de deux municipalités différentes. Le pourcentage de carbone contenu dans les échantillons entreposés en amas aux champs est de 15% alors que ceux entreposés en envirotubes™ est de 19%.

Quant au potassium, les concentrations des amas étaient de 1790 mg/kg, alors qu'en membranes géotextiles, les concentrations atteignaient 2424 mg/kg. De plus, même si l'entreposage est

couvert ou non, une très faible perte de l'ordre de 437 mg/L a été décelée dans le lixiviat des enviro tubesTM soumis aux précipitations.

5.4 Éléments potentiellement toxiques

5.4.1 Suivi des concentrations en contaminants chimiques

Les principaux éléments inorganiques pouvant avoir un effet direct sur l'environnement et qui ont été suivis dans le cadre de ce projet sont : l'arsenic (As), le baryum (Ba), le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le plomb (Pb), le sélénium (Se) et le zinc (Zn). Ces derniers font l'objet d'une surveillance auprès du MDDEP en vue de leur valorisation. Ils ont également été suivis pendant la période d'échantillonnage afin de connaître leur impact sur le site d'entreposage. Retrouvé en diverses quantités selon leur concentration de départ, aucun patron régulier n'apparaît en cours d'entreposage (Figure 11). En plus grande concentration, on retrouve le Zn, suivi du Cu, du Pb, du Ni, de l'As et du Cd. Toutefois, pour chacune des fermes, la variation des contaminants dans un même amas est constante. Quand l'un chute, les autres contaminants suivent. Généralement, la moitié des amas ont vu leurs concentrations en divers CC augmenter en cours d'entreposage. La plupart étant en concentration variable lors des échantillonnages, seul l'arsenic présente des concentrations davantage constantes. De plus, on remarque que la moitié des échantillons entreposés a subi une chute de leurs concentrations lors de l'échantillonnage du 2 octobre 2010 (Figure 11 : 4^e point d'échantillonnage). Il est impossible de justifier avec certitude la diminution des concentrations des métaux perçues de l'amas G du 2 octobre (4^e point d'échantillonnage). Est-ce lié à un problème d'échantillonnage ou d'analyse ? Surement, plutôt qu'une réelle tendance de la variation de la concentration des métaux lors de l'entreposage.

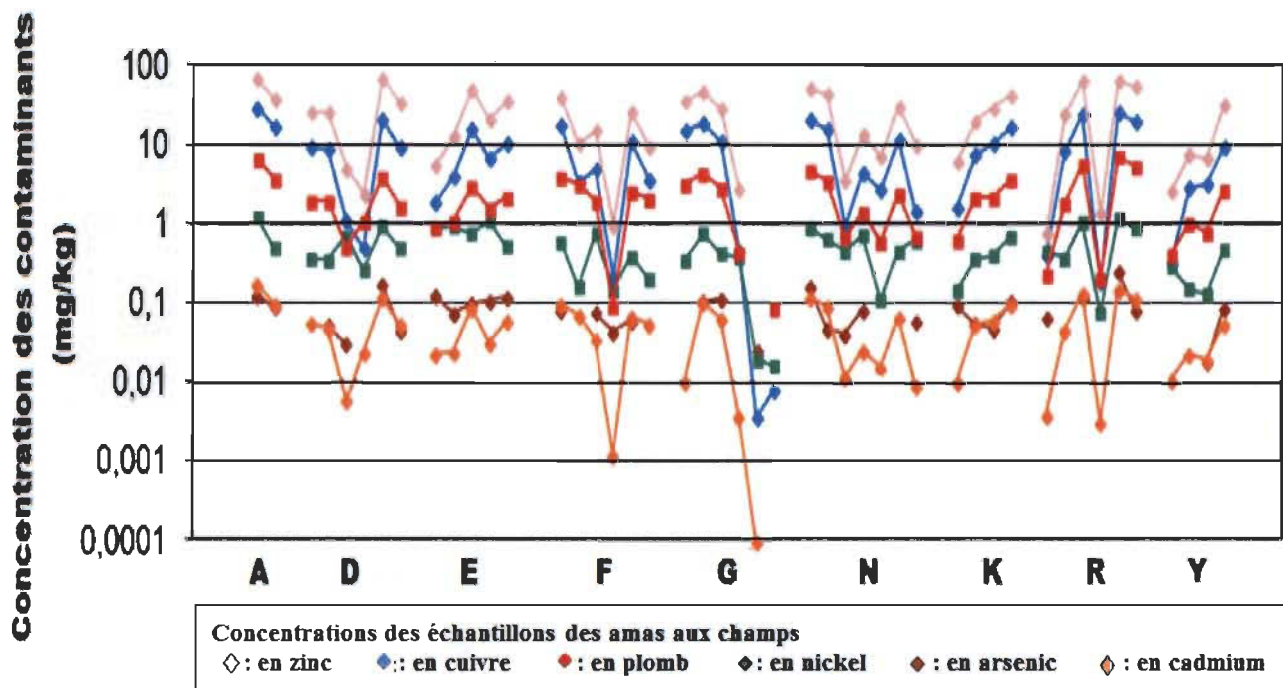


Figure 11 Concentrations des divers contaminants chimiques (en mg/kg de matière sèche) pour chacun des échantillons de biosolides récoltés des divers amas (A-D-E-F-G-N-K-R-Y) de l'entreposage aux champs. Chaque losange est un échantillonnage et chaque échantillonnage est séparé d'une période de ± 20 jours

Pour l'amas A de la ferme de Charette, la strate en surface montre une diminution des concentrations pour l'ensemble des CC. Pour l'amas D, on remarque que les strates de surface et intermédiaire sont très similaires et que les concentrations en CC diminuent abruptement dans la strate profonde au début de l'entreposage. À l'inverse, on note une élévation de la concentration des CC dans les strates intermédiaires et profondes de l'ensemble des amas des échantillons finaux.

Le suivi des CC en entreposage des enviro tubesTM corrobore les résultats obtenus lors de l'entreposage en amas aux champs. Les concentrations en Zn sont plus élevées, suivies de celles du Cu, du Pb, du Ni, de l'As et du Cd. Aucun patron particulier des variations des concentrations des CC n'est apparu (Figure 12). Les concentrations initiales en CC sont plus élevées à la station d'épuration de Louiseville mais, de toute évidence, les biosolides entreposés en membranes géotextiles et soumis aux précipitations ne laissent pas nécessairement échapper davantage leurs

CC. Les concentrations en Ni sont deux fois plus élevées dans les biosolides que les concentrations mesurées dans les sols agricoles. Cependant, cela est peu préoccupant, car aucune concentration de Ni et de Pb n'a été détectée dans le lixiviat. Ainsi, ce sont les enviro tubes™ entreposés sous couvert des précipitations qui contiennent davantage les CC dans leur membrane géotextile.

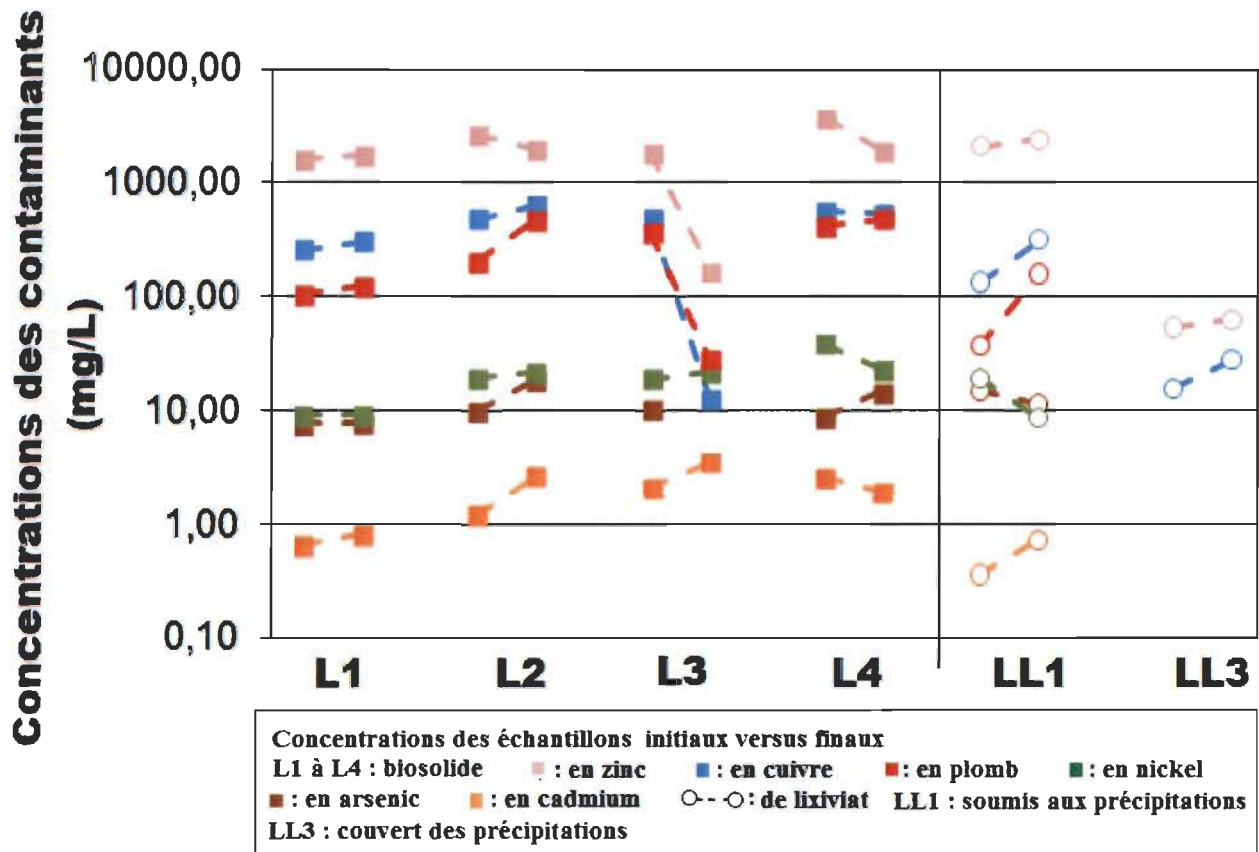


Figure 12 Concentrations des divers contaminants chimiques (en mg/L) initiaux et finaux pour chacun des enviro tubes™ à l'étude

Bien qu'il soit non règlementé par le MDDEP, le baryum (Ba) est un métal pouvant influencer grandement la dureté de l'eau et causer ainsi, un changement dans la vie aquatique environnante aux sites d'entreposage. La strate de surface est toujours plus concentrée en Ba que la strate profonde des amas de biosolides entreposés aux champs. Il est évident que l'apport en Ba des biosolides augmente la teneur retrouvée dans le sol. Toutefois, il n'y a aucune différence

significative ($p : 0,81 > 0,05$) de la concentration en Ba entre le début et la fin de la période d'entreposage en amas. Pour l'entreposage en enviro tubesTM non soumis aux précipitations, les teneurs en Ba demeurent constantes tout au long de la période d'entreposage. Quant à eux, les échantillons soumis aux précipitations ont laissé échapper d'infimes quantités de Ba.

Pouvant également être toxique à cause des composés qu'il forme lorsqu'il se retrouve dans le milieu aqueux, le sélénium (Se) est tout de même considéré comme un oligo-élément. Dans les biosolides de SMC, il est, avec le Zn et le Hg, un des composants classés dans la catégorie C2. Toutefois, les analyses n'ont pas pu permettre de voir comment le Se et le Hg ont été influencés au cours de l'entreposage. Lors de l'entreposage dans les enviro tubesTM, les teneurs en Se ont davantage contaminé les biosolides. Par conséquent, un suivi devrait être fait mensuellement afin d'éviter que la limite C2 ne soit excédée et n'entraîne les biosolides à être hors norme avant leur épandage.

5.5 Paramètres biologiques

Les micro-organismes sont nombreux et diversifiés dans les eaux usées. À SMC, on retrouve principalement des protozoaires, tels que des rotifères et des cladocères, et également des copépodes et des daphnies (Observations personnelles).

La régie du Gouvernement ne tient compte que de la présence ou non de certaines bactéries. En outre, la présence en abondance de *Salmonella* ssp., son abondance indique le risque pathogène des biosolides à être valorisés en environnement. Ainsi, dans le cadre de ce projet, les analyses bactériologiques ont été effectuées dans la seconde partie expérimentale. L'analyse des biosolides témoins a révélé une présence de salmonelles dans les échantillons des deux étangs aérés de la station d'épuration de Louiseville. L'entreposage dans les enviro tubesTM n'a pas permis d'éliminer à 100% le risque pathogène que représente le biosolide, puisque 2 bactéries ont été mesurées dans les échantillons de 100 g de biosolides, et ce, après 5 mois d'entreposage. Toutefois, des analyses effectuées sur des échantillons des stations d'épuration de la Baie St-Paul, d'Hérouxville et de St-Séverin, dont les biosolides ont également été entreposés dans une membrane géotextile pendant 16 mois, ont tous montré une absence de *E. coli* dans 50 g de poids humide de biosolides. Ensuite, dans les cas des stations de St-Clotilde de Beauce et de St-Joseph

de Coleraine dont l'entreposage a duré 24 mois, toutes les analyses ont également montré une absence des bactéries dans 10 g de poids humide, ainsi que dans les échantillons issus d'un entreposage de 4 ans.

L'abondance d'*Escherichia coli* restreint la quantité de biosolides pouvant être valorisés. L'analyse des biosolides témoins de la station d'épuration de Louiseville a permis d'évaluer l'abondance à 27 000 *E. coli* pour 100 g de biosolide au début de l'entreposage. L'entreposage de 5 mois a permis une diminution de l'ordre de 85% dans les échantillons de 100 g prélevés en cours d'expérience. Sans toutefois atteindre l'absence de bactéries potentiellement pathogènes dans les biosolides, les envirotubesTM ont permis la diminution de 90% d'*E.coli* en 10 jours d'entreposage et, par la suite, la population s'est davantage stabilisée. De plus, les concentrations dans les biosolides demeurent proportionnelles à celles retrouvées dans le lixiviat égoutté des envirotubesTM. Néanmoins, aucun patron d'augmentation ou de diminution de la population d'*E. coli* n'a pu être observé en cours d'entreposage.

5.6 Éléments normés par le MDDEP

Outre l'impact du climat, comme la fluctuation des précipitations, l'inégalité de la température et le vent pouvant causer des désagréments, ses retombées influencent la composition des biosolides en cours d'entreposage dans l'environnement.

Ainsi, des éléments, tels que la teneur en azote (N), en phosphore (P), en potassium (K), en carbone (C) et en bore (B), sont pris en considération pour que les biosolides soient voués à l'épandage. Les éléments en vert (Tableau 12) sont ceux pris en considération pour la valorisation en agriculture. Ils sont calculés en fonction du besoin agronomique du sol receveur et de la dose d'épandage.

Les teneurs des éléments considérés essentiels à faible dose, tels que l'arsenic (As), le cobalt (Co), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le molybdène (Mo), le nickel (Ni), le sélénium (Se) et le zinc (Zn) doivent également être mesurées puisque ces éléments représentent un risque pour l'environnement si leurs concentrations dépassent la dose nécessaire à la réalisation de certains processus métaboliques dans les êtres vivants. De plus, pour l'émission d'un certificat

d'autorisation, les teneurs en contaminants, comme le cadmium (Cd), le mercure (Hg), le plomb (Pb), les dérivés de dioxines (PCDD) et les furanes (PCDF) dans les boues ne doivent pas excéder certaines concentrations afin que la valorisation soit autorisée. Le Tableau 12 montre que certaines concentrations sont supérieures à la limite de la catégorie C1 du MDDEP (Cf. les éléments en rouge). À cause de ce dépassement, les biosolides des deux stations d'épuration sont classés C2. Les éléments en gras dans le Tableau 12 montrent que l'entreposage pourrait entraîner un changement de catégorie. Toutefois, dans l'ensemble, les biosolides sont demeurés C2, tandis que les éléments en bleu se situent au-delà de la concentration C2 (Tableau 12). Au sujet des PCDDF, une seule analyse a été comptabilisée (Tableau 12 ; ND). Elles ont été classées C1, car les résultats ont dépassé la norme établie.

En général, selon le même tableau, la variation des concentrations des éléments fertilisants (Cf. les éléments en vert) diffère peu entre le début et la fin de la période d'entreposage, et ce, peu importe la condition d'entreposage. Seules les concentrations en potasse (K_2O) diminuent en moyenne de 70% pour les deux années d'expérience. À propos des autres éléments pouvant être néfastes en excès (As, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Se et Zn), aucune différence significative n'a pu être démontrée entre le début et la fin de la période d'échantillonnage. Il en va de même pour les contaminants stricts (Cd, Hg et Pb). Aucun d'entre eux ne diffère suffisamment pour être significativement distinct. En somme, la comparaison des teneurs avec celles des CVMRF, en fonction de leur période et de leurs conditions d'entreposage, ne permet ni de gagner ni de perdre du potentiel fertilisant du biosolide. Les fluctuations ne sont également pas assez importantes pour avoir un impact sur le classement C-P-O du MDDEP.

Tableau 12 Résumé des principaux éléments normés par le MDDEP. Catégorisation des biosolides de SMC et de Louiseville selon la classification C-P-O du MDDEP (MDDEP, 2012)

Éléments mg/Kg (b.s.)*	MDDEP		SMC	Entreposage en amas		Louiseville		Envirotubes™			
	C1	C2	Témoïn	Début	Fin	Témoïn**		Étang 1		Étang 4	
						Étang 1	Étang 4	Début	Fin	Début	Fin
As	13,0	41,0	2,5	3,3	3,7	2,6	3,2	9,3	14,9	8,8	13,8
Co	34,0	150,0	4,7	8,4	6,3	11,0	1,1	ND	ND	ND	ND
Cr	210,0	1000,0	52,0	151,1	116,2	230,0	610,0	567,0	377,5	722,7	534,0
Cu	400,0	1000,0	340,0	336,4	296,3	380,0	200,0	523,8	495,2	369,4	421,8
Mo	5,0	20,0	3,0	4,3	2,9	6,2	1,0	9,5	10,4	7,2	10,6
Ni	62,0	180,0	21,4	21,4	18,5	27,0	9,6	28,9	22,5	14,5	15,7
Se	2,0	14,0	2,1	ND	ND	1,3	1,4	36,2	20,3	21,3	26,1
Zn	700,0	1850,0	1300,0	897,4	907,8	550,0	380,0	2778,7	1491,4	2136,1	1879,7
N-NTK	n-a	n-a	22 341,4	ND	ND	13 000,0	24 000,0	ND	ND	ND	ND
N-NH ₄	n-a	n-a	3719,3	ND	ND	1700,0	3800,0	ND	ND	ND	ND
N-NH ₄ /N-NTK	n-a	n-a	18,9	ND	ND	n-a	n-a	ND	ND	ND	ND
C / N	n-a	n-a	9,0	12,1	12,6	n-a	n-a	11,1	10,8	10,1	10,2
P ₂ O ₅	n-a	n-a	35 445,3	24795,0	26597,3	n-a	200,0	16486,1	17261,4	68 174,5	48 356,7
K ₂ O	n-a	n-a	1462,0	2302,6	1661,2	3900,0	161,0	2410,9	1746,9	2743,2	2062,1
B	n-a	n-a	6,5	ND	ND	20,0	11,0	178,1	108,2	150,7	152,4
Cd	3,0	10,0	2,3	2,1	2,5	1,5	0,8	2,3	2,7	0,9	1,7
Hg	0,8	4,0	2,4	ND	ND	2,7	0,4	ND	ND	ND	ND
Pb	150,0	300,0	54,0	87,1	88,8	210,0	73,0	394,7	344,3	154,8	297,7
PCDDs-Fs	17,0	50,0	ND	ND	ND	50,0	n-a	ND	ND	ND	ND

* Résultats rapportés sur une moyenne de sept analyses effectuées entre 1995 et 2008 pour l'étang 1B de SMC utilisé par l'agronome pour l'élaboration du certificat d'autorisation.

** Critère P : Biosolides municipaux provenant d'un traitement biologique, contenant moins de 2 000 000 *E. coli*/g (moyenne géométrique) et dont l'âge est supérieur à 20 jours, est classé dans la catégorie P2. Critère O : Biosolides municipaux, de fosses septiques, d'abattoirs et de papetiers classés dans la catégorie O2.

***Les résultats des biosolides témoins de Louiseville proviennent d'une analyse faite en juin 2011, en vue de la mobilisation.

6 DISCUSSION

Au Québec, sur les quelques 910 000 tonnes de biosolides à disposer selon le MDDEP, seuls 16% ont été valorisés en agriculture en 2007, comparativement à l'objectif de 60% à atteindre d'ici 2015 (MDDEP, 2009; Villeneuve, 2011). Pourtant, ce sera bientôt la voie à privilégier pour le recyclage des biosolides d'épuration étant donné le prochain bannissement de leur enfouissement (MAMR, 2009; Coors *et al.*, 2011). Cette méthode de gestion des biosolides entretient la fertilité des sols quand elle est correctement pratiquée, diminuant ainsi les besoins en engrais commerciaux (MDDEP, 2005; Perron et Hébert, 2007; CCME, 2010). Les agriculteurs y voient un net avantage. Toutefois, compte tenu des multiples procédés épuratoires utilisés dans les différentes stations d'épuration des eaux usées, les biosolides sont susceptibles de présenter une diversité de composition selon le type de traitement utilisé, le type d'effluent entrant, la taille de la station et le microclimat environnant (Sibony, 1997; Vink *et al.*, 1999; CNRS, 2003).

Bien que la valorisation agricole constitue une bonne façon de se départir des biosolides d'épuration municipale, les restrictions concernant le moment d'épandage ne permettent toutefois pas l'utilisation des biosolides sur les sols agricoles tout au long de l'année, et un entreposage plus ou moins long est souvent nécessaire. Selon les conditions d'entreposage, il peut y avoir une modification des teneurs en éléments fertilisants ou en contaminants. De cette façon, même si les biosolides répondaient aux normes applicables à la valorisation agricole à la sortie de l'étang aéré, ce ne serait plus nécessairement le cas à la fin de la période d'entreposage.

Les biosolides entreposés sont soumis à une grande variété de processus physiques, chimiques et biologiques. Certains de ces éléments peuvent être volatilisés, immobilisés par adsorption, transportés vers les eaux de surface ou percolés à travers la colonne du sol vers les eaux souterraines. Dès lors, l'entreposage des biosolides d'épuration doit se faire de manière réfléchie.

Au Québec, les critères de valorisation des matières résiduelles fertilisantes (CVMRF) sont basés sur une moyenne des concentrations des principaux éléments organiques et inorganiques retrouvés dans les biosolides des nombreuses stations d'épuration québécoises (MDDEP, 2012).

Malgré cette régie entreprise par le MDDEP via la diffusion de certificats d'autorisation à une municipalité concernée, l'entreposage des biosolides peut causer quelques problèmes. En effet, une période d'entreposage est susceptible d'entraîner une reprise de l'activité microbienne sous l'action des températures chaudes et des précipitations, ainsi que d'engendrer des odeurs nauséabondes pouvant causer des désagréments (Lemineur, 2000; Leonard *et al.*, 2005; MDDEP, 2008). De plus, dans le cas de l'épandage agricole, les éléments fertilisants, tels que le phosphore et l'azote, doivent être pris en considération. Par contre, ces éléments ne peuvent être directement extraits des biosolides. Ils sont calculés via les complexes qu'ils forment dans les agrégats des biosolides.

Comparés à ceux des derniers étangs d'une station d'épuration, les agrégats que forme la matière organique des premiers étangs permettent une déshydratation facilitée en entreposage (Desjardins et Brière, 1994). Par conséquent, des biosolides séchés ont l'avantage d'être plus économiques pour les municipalités en ce qui concerne le transport depuis l'étang aéré vers le lieu de l'entreposage. Par contre, la déshydratation et le séchage des biosolides concentrent certains de leurs éléments. Une fois secs, les biosolides pourraient fournir un apport intéressant en matière organique. Cependant l'ensemble des biosolides pourrait neutraliser les effets nutritifs bénéfiques, se solubiliser à cause des changements entraînés par l'entreposage et intoxiquer le milieu environnant.

Les stations d'épuration des eaux usées produisent des biosolides en continu sur toute une année. Pour être enlevés d'un étang aéré, les biosolides doivent être transportés, empilés et entreposés pendant une certaine période, et ce, dépendamment de la saison pour permettre la valorisation agricole. Ainsi, certaines contraintes reliées à l'équipement ou à la disponibilité des sols peuvent influencer l'entreposage (Sibony, 1997; Matthews, 2001).

Le choix des possibilités de traitement, de valorisation et d'élimination des biosolides dépend principalement de deux facteurs : le budget disponible et les résultats des analyses de la composition des biosolides. La composition et la consistance des biosolides déterminent la stratégie à employer. Quant à elle, la stratégie découlera de certains facteurs, tels que la siccité, l'apport en éléments fertilisants et les concentrations en métaux lourds. Ensuite, les conditions

environnementales des milieux d'entreposage, les quantités accumulées de biosolides et la physico-chimie de l'amas ont une incidence sur les biosolides au cours de l'entreposage.

6.1 Siccité des biosolides selon le type d'entreposage

Étant donné que la siccité est la propriété physique qui affecte le plus le budget lors de la mobilisation des biosolides, une allocation moindre en transport de ces derniers au(x) site(s) d'entreposage permet aux municipalités d'augmenter la flexibilité du budget de gestion en vue d'une meilleure valorisation. L'enlèvement des biosolides avec la compagnie New Alta a permis d'atteindre une siccité située autour de 30%, versus une siccité de 10% obtenue avec la compagnie PM Vac. En fonction des besoins et des ressources dont la municipalité dispose, le choix de la méthode d'enlèvement est décisif dans le budget à prévoir. Une siccité de 30% à la sortie de l'étang aéré permet aux biosolides d'être pelletables et transportés par des camions vers un site d'entreposage à proximité. Cependant, il doit y avoir suffisamment d'aires d'entreposage pour contenir tous les biosolides récupérés de l'étang, car plus on s'éloigne de la station d'épuration, plus il devient dispendieux pour la municipalité de se départir de ses biosolides. Suite à des discussions avec 32 municipalités, cela représente un problème préoccupant, notamment pour 24 d'entre elles qui ont mentionné devoir y faire face (Observations personnelles). D'ailleurs, Sibony (1997) avait déjà soulevé le manque de terrains pour les quantités grandissantes de biosolides.

Si la compagnie PM Vac permettait d'obtenir des biosolides liquides d'une siccité de 10%, cela nécessiterait un tout autre équipement pour leur transport. Dans ce cas, il faudrait prévoir une méthodologie permettant d'entreposer les biosolides sur place afin d'éviter des coûts supplémentaires pour le transport. Dès lors, il devient primordial de tenir compte des méthodes employées par chacune de ces deux compagnies.

La compagnie New Alta a demandé une grande surface pour l'opération de ses équipements. Au sujet de l'enlèvement de 9000 à 12 000 TMH de biosolides d'un étang à la station d'épuration de SMC, New Alta a eu besoin de 200 m² pour son installation. Plus de 266 voyages de camions

chargés à environ 30-35 tonnes ont été effectués dans les régions avoisinantes de Shawinigan, de Louiseville et de Batiscan. Les coûts pour la disposition des biosolides ont été de 1 500 000 \$.

La méthode employée par New Alta permet de donner aux biosolides une consistance physique plus solide, ce qui facilite leur conditionnement, leur manutention et leur transport. La méthode par centrifugation permet non seulement d'épaissir les biosolides, mais aussi de les déshydrater. La centrifugation permet de travailler en mode continu dans une enceinte fermée et compacte, et de réduire ainsi les inconvénients associés aux odeurs. Son rendement typique varie entre 18 et 31% de siccité, et il s'agit d'une technique performante pour la séparation des solides de diverses granulométries retrouvées dans les différents étangs aérés. La centrifugeuse nécessite peu de surveillance, mais la main-d'œuvre abondante doit être qualifiée et divisée en équipes, prêtes à se succéder, car les opérations ont lieu 24 heures sur 24 et 7 jours sur 7. Enfin, qu'il s'agisse respectivement d'une unité ayant une capacité de 1 TMS/jour ou 5 TMS/jour, les coûts varient entre 191 \$/TMS et 62 \$/TMS.

Quant à elle, la compagnie PM Vac a procédé à l'enlèvement des biosolides des étangs 1 et 4 de la station d'épuration de Louiseville. Le comparatif à la tonne de matière enlevée pour New Alta est de 87 \$/TMS et de 42 \$/TMS pour PM Vac. Le transport des biosolides est réduit avec PM Vac, car les biosolides liquides sont contenus dans des membranes géotextiles entreposées sur les lagunes de la station d'épuration.

Les enviro tubesTM peuvent être déplacés et transportés en 20 jours. En fonction de l'endroit d'entreposage temporaire, la moyenne des siccités des échantillons de biosolides récupérés dans les amas aux champs a permis un rendement de 13% de déshydratation en 120-160 jours. Les enviro tubesTM ont permis un rendement de 19% en 80-100 jours d'entreposage pour un même étang aéré. L'entreposage sur place de cette dernière a permis des économies d'au moins 25% en transport dans un budget alloué à la mobilisation des biosolides. En effet, un seul degré de siccité peut amener une variation, d'au moins 4% des quantités de biosolides déshydratées à transporter (Desjardins et Brières, 1994). Par conséquent, une gestion efficace d'un projet de vidange et de déshydratation des biosolides permet bel et bien de réaliser des économies supplémentaires. En somme, la compagnie PM Vac est l'alternative la plus rentable économiquement pour l'entreposage en membranes géotextiles. L'équipe de Reddy *et al.* (2013) a fait les mêmes

constats lors d'une récente étude. Les coûts en équipements, la simplicité de l'utilisation et le rendement supérieur de déshydratation des membranes géotextiles sont nettement plus avantageux que ceux des méthodes mécaniques de déshydratation. Par ailleurs, l'entreposage temporaire à la station d'épuration, même sur plusieurs années, permet d'augmenter la flexibilité d'un budget municipal et d'élargir ainsi les avenues de valorisation des biosolides des étangs aérés.

6.2 Paramètres suivis en entreposage

La déshydratation favorisée et l'augmentation de la température dans l'amas de biosolides permettent la diminution de la concentration en agents pathogènes, ce qui augmente l'innocuité ainsi que la valeur fertilisante des biosolides entreposés (Lemineur, 2000; ADEME, 2002). Malgré les précipitations, l'entreposage en condition environnementale permet de diminuer la teneur en eau dans les biosolides puisqu'il y avait moins de 1% de différence de siccité entre les enviro tubesTM soumis aux précipitations et ceux sous couvert des précipitations. De plus, le lixiviat égoutté des enviro tubesTM entraîne avec lui les contaminants chimiques. Par conséquent, la méthode d'entreposage temporaire la plus avantageuse écologiquement a été déterminée selon la diminution du volume des biosolides en entreposage et l'augmentation en qualité due aux concentrations en azote (N), en phosphore (P) et en contaminants chimiques (CC) des biosolides. Malheureusement, les caractéristiques rhéologiques (la viscosité et la taille des particules) affectent fortement la plupart des opérations de traitement (Stickland *et al.*, 2013), de disposition et d'entreposage des biosolides. Ainsi, pour chaque étang aéré d'une même station d'épuration des eaux usées, l'aspect qualitatif et la physico-chimie des biosolides considérés sont importants afin d'éviter les imprévus dans la gestion de mobilisation.

Bien qu'il n'y ait eu aucune différence significative entre les données de température ($p: 0,77 > 0,05$) et de précipitations reçues ($p: 0,71 > 0,05$) durant chaque année d'entreposage, il est tout de même important de noter que les deux périodes d'échantillonnage ont varié lors des saisons. L'entreposage des amas aux champs a commencé au début de l'été, soit le 16 mai 2010, afin de profiter des températures chaudes de cette période de l'année. Ensuite, ce sont les amas de la ferme Vallée du parc qui ont été épandus à la mi-septembre, suivis des amas des fermes

Charette et Croisetière à la mi-octobre. Seul l'amas de la Ferme Neault s'est échelonné sur une plus longue période d'entreposage, à savoir du 5 juillet au 30 octobre 2010. Dans le cas de l'entreposage en membranes géotextiles, les enviro tubesTM de l'étang 4 de la station d'épuration de Louiseville ont été placés à la fin de l'été, soit le 28 août 2011, au moment où les températures sont à la baisse jusqu'en automne. L'expérience a duré jusqu'au 6 novembre, cumulant 108 jours de surveillance. Après, les enviro tubesTM de l'étang 1 ont été mis en place le 9 septembre 2011 et ont été suivis jusqu'au gel du 27 novembre 2011, ce qui a permis de comptabiliser 80 jours d'entreposage. Néanmoins, cet écart de saison entre les périodes d'échantillonnage des deux années d'expérimentations a entraîné 86 mm de précipitations supplémentaires dans les enviro tubesTM L1-L3 par rapport à l'amas de la Ferme Neault l'année précédente. Or, le rendement de déshydratation des enviro tubesTM est supérieur dès le début de la période expérimentale de toutes les conditions d'entreposage confondues. Seuls quelques amas, à savoir l'amas F de la ferme Charette, l'amas N2 de la ferme Neault et l'amas Y de la ferme Vallée du Parc, ont pris de l'humidité au cours de l'entreposage. Cela dit, cette prise en eau est reliée aux conditions du milieu de l'entreposage. L'amas F était situé au bord de la route où une large dénivellation a permis le ruissellement de l'eau de pluie de la colline vers le site d'entreposage. Il en va de même pour l'amas N2 qui était situé au bas d'une butte en bordure du champ agricole, c'est-à-dire à l'endroit où le sol a été constamment inondé. Tel que mentionné dans l'étude de Stickland *et al.* (2013), le taux de déshydratation peut être affecté non seulement par les conditions climatiques, mais aussi par l'environnement et les caractéristiques de la matière contenue dans les biosolides. Cependant, ces constatations ne s'appliquent pas pour l'amas Y à propos duquel il est difficile d'expliquer pourquoi il a pris de l'humidité. Pourtant, ce site d'entreposage est le seul à produire du millet perlé (*Pennisetum glaucum*) qui est une céréale cultivée dans une zone sèche.

6.2.1 Coloration des strates dans les biosolides

Tel qu'observé lors du creusement des trous dans les amas, trois strates de coloration étaient visibles. Une progression dans l'intensité du gris est directement reliée au taux d'humidité contenu dans la strate. La strate de surface, directement soumise aux conditions

environnementales, a permis d'assécher les biosolides par la création de fentes et d'obtenir ainsi une siccité autour de 68%. Dans ces fentes, la température chaude, l'ensoleillement à diverses périodes de la journée et l'apport en pluie reçue ont favorisé, d'une part, l'oxydation du fer (coloration orangée en bordure des fentes) et, d'autre part, le développement d'une mousse verte. En plus de réagir rapidement aux changements d'humidité, cette bryophyte est réputée pour être un excellent bioaccumulateur (Pernet-Coudrier, 2008). Cependant, cette dernière n'a pas fait l'objet d'une analyse parce que, résistante à diverses pollutions, elle ne sert pas de bio-indicateur (Lopez et Carballeira, 1993; Siebert *et al.*, 1996). Toutefois, vers la 8^e semaine d'entreposage, la mousse a été graduellement remplacée par les graminées.

La strate intermédiaire plus foncée a permis le développement des plants de tomates. Sans que cela ait été prévu, les graines de tomates étaient viables après avoir été décantées dans le biosolide de l'étang aéré de la station d'épuration. Les conditions humides de cette strate ont été propices à la germination des graines. Ainsi, les racines arboraient les premiers centimètres de la strate intermédiaire. La tige s'allongeait dans la strate en surface et, au fur et à mesure de sa croissance, le développement des plants était plus court que ceux caractérisés dans la littérature et présentait un feuillage beaucoup plus dense. L'été passant, les fruits se sont développés dans les plants et les feuilles ont présenté une carence. Avant l'épandage, aucune racine de la végétation qui s'était développée sur les amas n'avait dépassé la strate intermédiaire pour atteindre la strate profonde.

La strate profonde, adjacente au sol, présentait un début d'incorporation au sol. Toutefois, on pouvait très bien distinguer la couleur brune du sol et la couleur quasi noire de la strate profonde de l'amas. Aucune racine, ni aucun ombilic, ni aucun insecte n'ont été retrouvés dans cette strate. En effet, le mélange des biosolides avec le sol, un matériau de plus faible densité et riche en matière organique plus ou moins fragmentée, améliore la structure du sol (Bouanani, 2001), augmente sa porosité et diminue sa densité (Pagliali *et al.* 1981). Avec ces changements, de nouveaux agrégats stables se forment par adhésion des particules du sol aux molécules organiques des biosolides (Pagliali et Antisari, 1993; Zahrer et Lawrence, 2001). Ainsi, à plus long terme, l'épandage des biosolides améliore le développement des racines des plantes et, de ce fait, le développement des micro-organismes de la macro- et microfaune du sol est favorisé.

Par ailleurs, la capacité de rétention en eau du sol augmente, ce qui présente un certain intérêt dans le cas où le stress hydrique est le premier facteur limitant la croissance des végétaux (Guittonny-Larchevêque, 2004).

6.2.2 Dégagement d'odeur du site d'entreposage

Il y a une limitation de l'odeur dégagée par dégradation en milieu oxygéné de l'amas de biosolides soumis aux conditions environnementales (ADEME-CNRS, 2001). En début d'entreposage, les biosolides sont très riches en matières organiques (MO), ce qui favorise la prolifération des micro-organismes qui s'y multiplient et qui décomposent la matière organique biodégradable. Cette dégradation aboutit à la formation d'éléments minéraux sur les complexes de MO, favorisant ainsi l'apport fertilisant de l'amas (Sibony, 1997). Tel qu'estimé dans la strate intermédiaire des amas, la migration des micro-organismes en manque d'oxygène dissous provoque la décomposition de la MO et libère des composés d'hydrogène sulfuré (WPCF, 1985; Lemineur, 2000; Leonard *et al.*, 2005). Néanmoins, les perceptions odorantes n'ont causé aucun désagrément significatif.

6.2.3 Perturbations reliées au site d'entreposage

Dans un autre ordre d'idées, considérons que les amas aux champs entraînent une perturbation, celle-ci étant vue comme la force appliquée à la culture et non comme la réponse de la végétation (Dell *et al.* 1986). L'écrasement produit au moment de la déposition des biosolides en amas constitue la force appliquée à la culture, c'est-à-dire une perturbation, car elle induit une diminution du recouvrement global de la végétation. Par ailleurs, une des caractéristiques importantes des perturbations est leur fréquence relative au temps qui sépare deux événements. La mise en amas via les camions, l'entreposage, la récupération par la machinerie agricole et l'épandage sont des stress qui affectent la structure de l'écosystème en relation avec la durée de vie des espèces végétales (White et Jentsch, 2001).

Pourtant, la valorisation agricole n'est possible et durable que « si les déchets utilisés ne doivent pas présenter de risques pour la santé et l'environnement. [De plus, ils doivent] être faciles à étaler sur le sol et se décomposer rapidement en éléments fertilisants sous l'action des micro-organismes » (LCPE, 1999; MDDEP, 2001). Comme toutes les espèces végétales ne sont pas soumises à la même intensité de perturbation, leurs réponses peuvent être différentes, surtout lorsqu'on ajoute des biosolides. En effet, ceux-ci constituent un stress supplémentaire à cause de leurs diverses concentrations en éléments organiques et inorganiques, et en contaminants chimiques.

6.2.4 Suivi du pH en cours d'entreposage

L'article R211-32 du Code de l'environnement (2012) spécifie que les biosolides doivent avoir fait l'objet d'un traitement de manière à réduire leur pouvoir fermentescible et les risques sanitaires liés à leur épandage. Le sol est considéré comme un tampon naturel, un filtre régulant le transport d'éléments et de substances chimiques vers l'atmosphère, l'hydrosphère et les êtres vivants (Zakoski et Edmonds 1986; Kabata-Pendias et Pendias, 1992). Cependant, le rôle le plus important du sol est lié à sa productivité et au maintien de ses fonctions écologiques et agricoles essentiels pour la survie des humains. Ainsi, les articles R211-33 et R211-34 (Code de l'environnement, 2012) stipulent que tout épandage est soumis à la loi sur l'eau et rendent obligatoire, d'une part, la réalisation d'une étude préalable (sol et biosolide) aboutissant à un plan d'entreposage et, d'autre part, la surveillance qualitative des flux d'éléments potentiellement toxiques.

La digestion bactérienne, la toxicité et certains procédés chimiques, servant notamment à l'enlèvement des biosolides, sont influencés par le pH. L'activité bactérienne, même si elle est faible, ne s'arrête pas en cours d'entreposage. Ce phénomène engendre un équilibre entre la formation d'acides organiques et la nitrification de l'ammoniaque, des nitrites et des nitrates qui contribuent à l'acidification des biosolides (SNIDE, 2001). Par ailleurs, il se peut que la présence de carbonates, au lieu du gaz carbonique dissout, crée un effet tampon (Prescott *et al.*, 1995; Reddy *et al.*, 2013). De plus, la présence abondante d'ammoniaque dans les biosolides en entreposage peut contribuer à atténuer la remontée du pH au contact des molécules d'eau, car ces

biosolides ont pour effet d'acidifier le milieu en formant de l'acide nitrique (Prescott *et al.*, 1995; Sanchez-Monederot *et al.*, 2001). Or, c'est lors de l'utilisation de membranes géotextiles que le pH est demeuré le plus stable. L'équipe de Reddy *et al.* (2013) est aussi parvenue à cette conclusion. Lors d'un entreposage de 96 heures, ils ont noté une répartition du pH dans la gamme de 6,7-7,4. L'étang aéré 1 de la station d'épuration de Louiseville a obtenu un pH autour de 6,4, notamment à la fin de sa période d'entreposage. Le même patron a pu être observé pour l'étang 4 avec 6,7 de pH. Les biosolides en entreposage en amas aux champs ont varié d'environ une unité. Plus basique dans l'étang aéré, l'entreposage a acidifié les biosolides, en rejoignant le pH de 6,2 des sols agricoles mesurés. Dans les amas aux champs, c'est la strate intermédiaire qui est demeurée près du pH des biosolides provenant des étangs. De plus, cette strate a présenté le moins de variation, puisqu'elle est comprimée entre les deux autres strates. Ainsi, peu d'oxygène s'y est trouvé, et l'humidité des étangs aérés et celle des pluies sont restées emprisonnées. En somme, peu de réactions chimiques ont influencé le pH. À l'inverse, la strate de surface, directement soumise aux conditions environnementales, a présenté un pH beaucoup plus variable ($6,9 \pm 2,9$). Comme c'est le cas pour le pH mesuré dans les biosolides des amas aux champs, celui du lixiviat des enviro tubesTM s'est ajusté à un pH légèrement inférieur en cours d'entreposage. Ce n'est qu'après 100-120 jours d'entreposage que le pH du lixiviat a suivi inévitablement celui noté dans les biosolides entreposés. De ce fait, le pH des biosolides et de leur lixiviat diffère peu de celui des sols agricoles et n'engendrerait pas de risques potentiels pour le milieu, et ce, peu importe le type d'entreposage.

Rapport-gratuit.com 
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MEMOIRE

6.3 Concentrations des éléments fertilisants en cours d'entreposage

6.3.1 Concentration des nitrites et des nitrates des biosolides

C'est surtout en raison de leur richesse en carbone organique, en azote et en phosphore que les biosolides sont potentiellement intéressants pour améliorer les propriétés des sols (Whicherek *et al.*, 2001; Jardé, 2002; Hébert, 2005). L'azote est l'élément fertilisant qui influence le plus la productivité végétale, alors que le phosphore est l'élément le plus important dans la croissance des plantes (Hébert, Rioux et Gagnon, 2003). Cependant, l'azote présent dans les biosolides se

trouve principalement sous forme organique et il n'est disponible pour la plante qu'après la minéralisation de la matière organique. En ce qui concerne les nitrates, leur accumulation dans les biosolides est plus importante, car les conditions aérobiques du milieu avantagent la nitrification de l'ammoniaque au détriment de la dénitrification des nitrates. Comme l'ion nitrate constitue le stade final de l'oxydation, il est rare que l'azote soit entièrement assimilable par les plantes. Lorsque les températures sont suffisamment chaudes ($\pm 20^{\circ}\text{C}$), les processus biologiques sont enclenchés dans les étangs aérés, et la nitrification débute et entraîne la formation des nitrites. Néanmoins, les concentrations en nitrites et en nitrates dans les amas aux champs au début de l'entreposage ont été évaluées à 21 407 mg/kg, alors qu'au final, les concentrations des échantillons ont atteint en moyenne 5352 mg/kg. Ainsi, il s'agit d'un abattement de 81% des concentrations en nitrites et en nitrates lors de l'entreposage en amas aux champs. L'amas de la Ferme Neault ayant été le plus longtemps entreposé, celui-ci a obtenu un taux d'abattement de ses concentrations en nitrites et en nitrates de l'ordre de 69%. La durée de l'entreposage n'a donc pas eu d'influence sur le taux d'abattement des teneurs sous forme d'azote.

Puisque PM Vac procède également à l'ajout de polymères et opte davantage pour un pompage des biosolides qui les déplace vers leur site d'entreposage, les concentrations des enviro tubesTM passent de 75 235 mg/kg au début de l'entreposage à 7443 mg/kg à la fin de l'entreposage en ce qui concerne le dernier étang de la station d'épuration de Louiseville. Ainsi, on atteint un taux d'abattement de 90%, alors que celui de l'étang 1 est de 71%. Les processus de biotransformation de l'azote sont favorisés au fur et à mesure du traitement biologique dans les étangs aérés. Dans le premier étang, les micro-organismes décomposent les composés facilement biodégradables. À la fin du traitement, ce sont les composés difficilement biodégradables ou non dégradables qui s'y accumulent. Étant donné que certaines formes d'azote sont facilement assimilables, alors que d'autres complexes sont plus stables (Guittonny-Larchevêque, 2004), l'entreposage temporaire permet la diminution des concentrations en nitrites et en nitrates. Cependant, ce sont les enviro tubesTM soumis aux précipitations qui atteignent un niveau supérieur (91%) d'abattement de cette forme d'azote. Selon les observations de Reddy *et al.* (2013), il y aurait une perte d'ammoniaque allant jusqu'à 29% en 96 heures d'entreposage en membranes géotextiles. Toutefois, les concentrations totales en azote n'auraient pas significativement diminué. Lors de l'entreposage en membranes géotextiles de l'expérience

actuelle, les concentrations en nitrates apportées par les biosolides, sur une période de 100 jours, peuvent être transférées vers les eaux souterraines et de surface après l'épandage, et induire la pollution des nappes phréatiques.

Dès lors, l'entreposage temporaire doit être fait de manière réfléchi. Les teneurs analysées des sols agricoles entreposant des biosolides atteignent déjà des niveaux de 6000 à 26 000 mg/kg de nitrites et de nitrates dans leur horizon de surface. L'étude de Rouse *et al.* (1999) a démontré que des concentrations aussi minimales que 2000 à 5000 mg/kg de nitrates avaient des effets chroniques chez les amphibiens. Les enviro tubesTM peuvent être placés sur les lagunes autour des étangs aérés. Ils permettent ainsi la récupération des quantités de nitrites et de nitrates perdues, et de les retourner dans les étangs aérés de la station d'épuration.

6.3.2 Concentration du phosphore des biosolides

La présence du phosphore dans les eaux des étangs aérés provient principalement de l'utilisation des détergents ainsi que du drainage des terres agricoles fertilisées. Le phosphore est un constituant cellulaire et un transporteur d'énergie important pour la végétation. Dans les biosolides, il se trouve essentiellement sous forme inorganique et constitue dans le sol un « garde-manger » lentement utilisé par les végétaux. En général, le phosphore n'est pas toxique pour l'homme, les animaux ou les poissons (MDDEP, 2002). Étant donné les teneurs élevées en phosphore des engrais de ferme, soit 37 000 mg/kg (PGDA, 2007) versus 25 000 mg/kg (échantillons tout confondus) contenus dans les biosolides, leur épandage constitue alors un apport équivalent en nutriments. Ainsi, dans le cas des sols agricoles pauvres, l'apport en biosolides va améliorer l'ensemble de ses propriétés et la fertilité du sol, en induisant une diminution des besoins en engrais commerciaux pour l'agriculteur. Selon le CRAAQ (2010), les livraisons nationales d'engrais phosphatés ont baissé progressivement de 31 à 10 kg P/ha fertilisables entre 1972 et 2008 (CRAAQ, 2010).

Toutefois, les concentrations de phosphore retrouvées dans l'effluent de la station d'épuration de SMC dépassent largement l'exigence (0,8 mg/L) prescrite par le Gouvernement du Québec depuis quelques années (MDDEP, 2008) et constituent une pollution supplémentaire pour le

Fleuve St-Laurent. Les biosolides décantés dans les étangs aérés atteignent des niveaux plus élevés en phosphore (24 868 mg/kg). Au cours de l'entreposage, les amas aux champs ont tous présenté une augmentation considérable des concentrations en phosphore. La diminution de la masse de la matière humide déshydratée fait en sorte de concentrer davantage les éléments organiques et inorganiques de la MO. Certaines teneurs en phosphore diminuent dans les biosolides entreposés et cela est dû à son lessivage vers le sol. Ainsi, une partie du phosphore se retrouve dans les horizons du sol, de l'humus et de l'horizon minéral de l'entreposage des amas aux champs, pour ensuite être davantage lessivée vers l'eau de la nappe phréatique. Il a clairement été démontré par Guittonny-Larchevêque (2004) que l'apport de biosolides accroît fortement et durablement, sur deux ans, les quantités d'azote et de phosphore entreposées dans les fractions d'humus et de litière du sol. De ce fait, cela augmente le recyclage de ces éléments dans le système sol/plante puisque, pour les racines, il est facile de venir puiser directement les éléments nutritifs dans ces deux fractions. Malgré une augmentation du taux d'humidité et des teneurs en N et en P de la fraction organique du sol après épandage, les processus de décomposition n'ont cependant pas été favorisés (Guittonny-Larchevêque, 2004). Toutefois, l'utilisation des biosolides dans les champs agricoles est remise en question.

Étant donné que les données démontrent une perte évidente du P des enviro tubesTM soumis aux précipitations, soit une perte de 67% pour l'étang aéré 4 et de 81% pour l'étang aéré 1, l'entreposage entraîne des changements dans la composition des biosolides et provoque la perte de phosphore sur le lieu de l'entreposage. Comme cet élément est facilement mis en solution et que son absorption par la végétation est négligeable par rapport à sa teneur édaphique, son augmentation excessive dans le sol pourrait entraîner des phénomènes de pollution des eaux et d'eutrophisation. Récemment, l'étude de Reddy *et al.* (2013) a clairement démontré que l'ajout de polymères dans les biosolides influence grandement les concentrations de P, et ce, tant dans la phase solide des biosolides entreposés que dans leur phase liquide. Cependant, dans le cas présent, les concentrations mesurées dans les lixiviats issus des deux conditions d'entreposage semblent insuffisantes pour causer de sérieux problèmes de pollution. Néanmoins, la récupération des lixiviats issus de la méthode employée par la compagnie PM Vac demeure une excellente solution pour limiter les risques de dégradation du milieu d'entreposage.

6.4 Sources potentielles de contamination

Susceptibles d'être libérés à l'acidification du sol sous l'effet des changements de température, d'humidité ou du relargage atmosphérique, ou lors d'épandage de matières résiduelles fertilisantes, le devenir des métaux dépend de nombreux facteurs parmi lesquels la nature du sol et son acidité influent principalement. Certains paramètres du système biogéochimique du sol déplacent l'équilibre de ces réactions chimiques et contrôlent le comportement des ETM. Le principal facteur de déséquilibre est le pH, car il provoque la mobilisation des métaux par échange protonique, la solubilisation de sels habituellement insolubles et la destruction de la phase de rétention des cations métalliques (ADEME, 1995). Par conséquent les métaux lourds ne s'accumulent pas dans les sols acides et pauvres en humus. Ils sont absorbés par les plantes ou lessivés vers les nappes phréatiques et, de ce fait, présentent un risque pour l'environnement. Les métaux lourds étant piégés dans les sols basiques riches en humus, il n'y a pas de risque immédiat pour la santé du milieu.

Les ETM suivis sont l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le plomb (Pb), le sélénium (Se) et le zinc (Zn).

Certains de ces ETM sont des oligo-éléments pour les plantes, c'est-à-dire qu'en faible quantité (inférieure à 100 mg/kg de matière sèche), ils sont indispensables pour la réalisation de certains processus vitaux. On parle ici du cuivre (Cu), du nickel (Ni) et du zinc (Zn). D'autres de ces oligo-éléments, dont le plomb (Pb) et le cadmium (Cd), sont néfastes pour les processus biologiques (ADEME, 1995; MENV, 2004; MDDEP, 2012). Les quantités variables en ETM peuvent avoir d'importants effets délétères et certains risques sur la chaîne alimentaire (Ashish Pathank *et al.*, 2008). Pour cette raison, l'utilisation des biosolides en agriculture soulève des débats.

Selon le MDDEP, les teneurs des CC contenus dans les biosolides municipaux correspondent globalement à ce que l'on trouve dans les engrais de ferme (Perron et Hébert, 2007). Cependant, ces CC sont généralement liés à la matière organique. Certains complexes qu'ils forment sont solubles, peuvent être disponibles pour les cultures ou mobiles selon la nature du sol, et peuvent migrer vers les eaux souterraines. La forme chimique spécifique des métaux dans les biosolides et leur mode de liaison avec les particules du sol ont une influence majeure sur l'estimation de

leur mobilité, de leur disponibilité biologique et de leur potentiel écotoxique (Guittonny-Larchevêque, 2004). Donc, il est possible que l'épandage des biosolides dans certaines régions, telles que le Saguenay-Lac-St-Jean, soit adéquat, mais que ce soit l'inverse dans la région mauricienne où les terres sont principalement sablonneuses.

Ainsi, les contaminants chimiques (CC) fréquemment contenus dans les biosolides sont le Cd, le Cu, le Ni, le Pb, le Se et le Zn, et ils sont soumis à des législations strictes.

Quoique présent dans l'environnement sous diverses formes, la quantité de sélénium (Se) contenu dans les biosolides est identique aux doses contenues dans les divers engrais chimiques. Son élimination étant longue dans la nature, cet élément est bioaccumulé dans la chaîne alimentaire. Dans son étude, Hamilton (2004) stipule qu'une pollution aussi infime que 3-4 µg/g dans le système aquatique peut diminuer de 72% la biomasse de certaines espèces de poissons. Malheureusement, seules les concentrations pour l'élaboration du certificat d'autorisation pour la valorisation agricole ont pu être évaluées dans les biosolides de SMC. Celles-ci atteignaient 2,1 mg/kg, alors que celles des biosolides témoins de la station d'épuration de Louiseville étaient de 2,9 mg/kg. Ainsi, ces teneurs dépassent le critère de la catégorie C1 établi par le MDDEP, mais elles respectent la norme C2.

Le Cd n'a pas de fonction biologique connue (Irwin, 1997a) et il manifeste une zootoxicité à des concentrations non phytotoxiques (Chance, 2001). Il provoque de nombreux problèmes chez les êtres vivants (Bates and Environment Canada, 1972; Cheung, 2000). Outre la source naturelle émise par les volcans, l'exposition au Cd est principalement industrielle au Québec (Irwin, 1997a; Chance, 2001). Cinq à 25% des sols agricoles québécois sont déjà fortement chargés en Cd (Hébert, 1998a), et les concentrations actuelles en Cd dans l'alimentation animale et humaine approchent les maximums acceptables au Canada (CODA-CERVA, 2008). Néanmoins, selon Baize *et al.* (2006), les flux de Cd plus petits ou égaux à 0,15 kg total/ha sur 10 ans n'entraîneraient toutefois pas d'impact significatif sur la teneur en Cd accessible des sols agricoles. Pourtant, il est évident que l'entreposage en amas augmente légèrement la concentration en Cd des terres agricoles. Cependant, cette concentration en Cd atteinte dans les biosolides se situe en dessous des teneurs moyennes généralement trouvées dans les terres

cultivées. De plus, les concentrations des témoins demeurent stables dans les biosolides en entreposage.

En outre, la méthode de déshydratation employée par la compagnie n'a aucun impact sur les teneurs en Cd. Les concentrations n'ayant pas pu être détectées dans le lixiviat, cela indique que le Cd demeure emprisonné par la MO. Toutefois, comme la MO diminue son ratio surface/volume par rapport à sa teneur en eau moindre au fil de l'entreposage, on peut présager une augmentation des concentrations en Cd, résultant du processus de digestion de la MO en fin d'entreposage. La norme pour la teneur en Cd est de 3,0 mg/kg (MDDEP, 2012), alors que celle des biosolides des stations d'épuration de SMC atteignent 2,13 mg/kg et ceux de Louiseville, 1,62 mg/kg. Même si les teneurs en Cd sont moindres relativement à la réglementation gouvernementale, la dose journalière tolérable temporaire pour les organismes décomposeurs est fixée à 1 µg/kg/j pour éviter la contamination du site d'entreposage. Toutefois, l'épandage n'y change rien puisque, en plus d'être accumulée au fil de la chaîne alimentaire, seule une concentration plus grande que 200 mg/m³ de Cd entraîne des troubles graves chez les êtres vivants. Dans les amas aux champs, il est certain que le Cd a migré dans la strate profonde vu que, dans 100% des cas, les concentrations ont augmenté par rapport à la strate de surface. Or, la haute toxicité et la forte mobilité de ce métal dans un écosystème représentent un risque. Toutefois, selon l'étude de Guittonny-Lachevêque (2004), l'épandage des biosolides n'a induit aucune contamination en Cd des plants (*Quercus pubescent*), et ce, malgré l'augmentation de cet élément dans le sol. Tout de même, étant donné la toxicité de ce métal, il vaut mieux être vigilant et opter pour le principe de précaution (Principe 15 de la Déclaration de Rio). Ainsi, il est préférable d'envisager l'entreposage en membranes géotextiles. En effet, selon Perron et Hébert (2007), le Cd est un des principaux éléments responsables du dépassement des critères C1 dans les premiers étangs des stations d'épuration au Québec. Dans ce cas-ci, il est évident que la qualité des biosolides pour cet élément n'affecte pas sa valorisation.

Étant donné que les biosolides constituent une source très importante de Cu et surtout de Zn pour le milieu naturel, la minéralisation progressive des biosolides en entreposage peut induire, à plus long terme, des phénomènes de remobilisation de ces éléments persistants et poser, plus tard, des problèmes de contamination pour les producteurs primaires et des problèmes de toxicité sur les

micro-organismes décomposeurs (Khan et Scullion, 2002; Guittonny-Larchevêque, 2004). Les concentrations de Cu et de Zn dans les sols agricoles résultent principalement des élevages intensifs de porcs où les concentrations atteignent environ le tiers de la concentration toxique des plantes (Aurousseau, 2001; Miquel, 2001).

Le Cu est un micronutriment essentiel et un activateur d'enzymes. Cependant, en excès, il est également phytotoxique et provoque une rupture de la balance ionique interne des êtres vivants (Irwin, 1997c; Olsson, 1998; Cheung, 2000). Le ruissellement de la poussière contaminée des sources industrielles ou des pesticides est le principal apport dans les étangs aérés (Irwin 1997c). La biodisponibilité du Cu est diminuée en forte présence de Zn, de N et de P (Pasian, 2002). Évidemment, ces derniers éléments sont prédominants dans les biosolides.

Dans les étangs aérés, il semble que le Cu est demeuré attaché à la MO des biosolides décantés. La concentration en Cu échangeable de cette fraction augmente en cours d'entreposage. Les concentrations en Cu et en Zn sont corrélées ($p : 0,02 < 0,05$) quand la teneur de l'un chute, l'autre suit inévitablement. L'entreposage en membranes géotextiles n'induit vraisemblablement pas de risque de pollution des eaux puisqu'elles retiennent le Cu dans son contenant. L'entreposage en amas a présenté une augmentation des concentrations en Cu nettement plus importante de l'ordre de 90%. Celui-ci constitue le second élément limitant l'épandage répété des biosolides sur les terres agricoles. Toutefois, l'épandage unique permet des concentrations en déca de 1000 mg/kg selon celles décrites par le CVMRF du Québec. Les membranes géotextiles ont démontré que le Cu n'était pas lessivé, ce qui prouve l'avantage écologique de ceux-ci au site d'entreposage, même si le Cu est, avec le Cd, un des principaux éléments pouvant nuire à la valorisation agricole.

De plus, vu les fortes quantités de P et de Zn accumulées dans les biosolides en fin d'entreposage, il est évident que des épandages répétés ne sont également pas envisageables. Le Zn constitue le premier élément limitant les épandages de biosolides dans le milieu naturel. Il est un autre micronutriment essentiel pour la maturation et le métabolisme des cellules mais, en excès, il est également phytotoxique et zootoxique (Irwin, 1997c; Olsson, 1998; Cheung, 2000). De sources diversifiées, l'eau de ruissellement en provenance de conduites galvanisées peut contenir jusqu'à 50% de la quantité de Zn retrouvée dans les étangs aérés (Irwin, 1997b).

Par ailleurs, la disponibilité à court terme de cet élément dans les biosolides est de l'ordre de 1000 à 2000 mg/kg en entreposage. Finalement, il est suffisamment faible pour qu'aucune contamination des plantes n'ait été mise en évidence pour de mêmes concentrations obtenues lors des expériences de Guittonny-Larchevêque (2004).

Toutefois, à des concentrations aussi faibles que 10 mg/L, le Zn est facilement lessivable et toxique pour les micro-organismes aquatiques (Garrido *et al.*, 2005). Lorsque l'on considère la dose réelle d'apports que les biosolides représentent à l'hectare, les risques de pollution des eaux par le Zn sont insignifiants. Cependant, l'élévation importante de sa teneur édaphique après l'entreposage pourrait perturber les processus de minéralisation de la surface du sol où les biosolides sont entreposés. Il est donc préférable d'opter pour un entreposage en envirotubesTM à proximité des étangs aérés afin d'éviter des problèmes au site d'entreposage.

Le Ni n'est généralement pas considéré comme un micronutriment, mais une corrélation existe entre sa déficience et l'anémie (Irwin, 1997e). Le Ni étant phytotoxique et zootoxique, son excès provoque diverses infections respiratoires et digestives chez les êtres vivants (Irwin, 1997e; Cheung, 2000). Il est toutefois présent en faible concentration dans les sols agricoles du Québec (Hébert, 1998b). Les principales sources de Ni sont les effluents des industries spécialisées dans la fabrication d'acier ou d'alliage, de recouvrement de surfaces métalliques ou de l'hydrogénation des huiles ou d'autres substances organiques. On en retrouve également dans la peinture et dans divers produits cosmétiques (OTV, 1997).

Malgré le fait qu'aucune contamination significative n'ait été mise en évidence, les biosolides apportent un supplément de Ni au sol. Les teneurs sont deux fois plus élevées dans les biosolides que dans ceux des sols agricoles. L'entreposage n'induit aucun lessivage du Ni. Cet élément pourrait favoriser une bonne installation des cultures agricoles, mais cet effet disparaîtrait dès la deuxième année après l'épandage, et ce, suite à la minéralisation progressive de la matière organique (Guittonny-Larchevêque, 2004). Toutefois, des changements dans les conditions physico-chimiques du sol induisent la remobilisation du Ni persistant et augmentent sa disponibilité pour les cultures, conduisant à des phénomènes d'accumulation et de toxicité éventuelle en épandage répété. Il est donc important d'éviter l'entreposage temporaire et répétitif au même endroit. Il semble que seul un sol calcaire pourrait piéger les cations métalliques du Ni

et avoir un effet protecteur sur les cultures en diminuant son absorption, même si les teneurs augmentent après plusieurs épandages (Van Den Hoop *et al.*, 1995).

Pour sa part, le Pb n'a pas de fonction biologique connue et il est plus zootoxique que phytotoxique. Il est un immunosuppresseur et provoque des problèmes neurologiques, rénaux et enzymatiques, et de l'anémie (Irwin, 1997d; OTV, 1997; Cheung, 2000). Il se retrouve également dans divers produits de consommation et d'industrie. Par contre, dans les biosolides, le Pb est un élément très stable. Il forme plutôt des composés insolubles (sulfates, phosphates, sulfures, oxydes et hydroxydes) qui se solubilisent en milieu acide. La mobilité et la biodisponibilité du Pb sont donc faibles (Irwin, 1997d) et représentent peu de risques environnementaux. L'étude de Perron et Hébert (2007) a démontré que des applications répétées de biosolides entraînent une accumulation de cet ETM dans les sols récepteurs. Suite à un épandage, le Pb a montré un écart de 62% entre les horizons 0-20 cm et 40-60 cm du sol. Par conséquent, le sol a été contaminé à une concentration toutefois inférieure à celle jugée critique. Malgré cette augmentation significative en Pb, il n'y a pas lieu de s'en inquiéter autant. En effet, les teneurs obtenues sont de 86 mg/kg pour la station d'épuration de SMC, alors que le niveau réglementaire du MDDEP accepte des biosolides ayant des teneurs limites en deca de 300 mg/kg. Cependant, la teneur de Louiseville atteint un niveau de 341 mg/kg. Toutefois aucune valorisation agricole n'a encore été envisagée. Une fois de plus, le Pb n'ayant pas sa place sur les terres agricoles, il est écologiquement préférable d'opter pour un entreposage en envirotubesTM puisque ces derniers retiennent le Pb dans la membrane géotextile.

Finalement, les ETM les plus susceptibles de causer des problèmes sont le Cd, le Cu et le Zn suite à leur accumulation et à leur percolation causées par les pluies successives au cours de l'entreposage, et suite à la formation de complexes métal/composé organique soluble.

6.5 Matière organique dans les biosolides en entreposage

L'expression MO est utilisée pour désigner l'ensemble des composés hydrocarbonés d'origine naturelle et anthropique d'un étang aéré d'une station d'épuration des eaux usées. La MO dans les étangs aérés est constituée d'un mélange de molécules extrêmement complexe (Filella, 2008).

Si l'on tient compte de la diversité des processus de synthèse et de dégradation, le nombre de constituants de la MO peut être considéré comme excessivement grand, voire infini. Il en résulte une telle variété de propriétés qu'il est presque impossible de les prédire.

Une des limitations dans ces expérimentations avec des mélanges sol-biosolides est que les résultats obtenus dépendent du type de sol, de la nature des biosolides utilisés, du temps d'incubation et du taux d'application (Hsieh *et al.*, 1981; Chae et Tabatabai, 1986; Wiseman et Zibilske, 1988; Serna et Pomares, 1992).

Compte tenu de la grande hétérogénéité structurale de la MO, la prise en compte de son rôle est nécessaire pour interpréter correctement et prévoir le comportement d'un polluant, tel qu'un métal à l'état de trace dans un environnement donné (Lorenzo *et al.*, 2002; Gustafsson *et al.*, 2003; Koukal *et al.*, 2003; Slaveykova *et al.*, 2003; Lamelas *et al.*, 2005). De plus, la MO possède des propriétés de complexation au contact de certains métaux et elles ont généralement des affinités avec le proton et les autres cations, comme le calcium (Ca) ou le magnésium (Mg). Ainsi, ces éléments vont rentrer en compétition avec le métal considéré (Van den Hoop *et al.*, 1995; Christensen et Christensen, 2000; Lu et Allen, 2002). En outre, sans oublier l'influence des conditions environnementales sur les propriétés physico-chimiques des conditions d'entreposage, l'influence sur la MO est très difficile à suivre. Par exemple, lorsque le pH diminue, on observe généralement une décomplexation des métaux traces, caractérisée par une augmentation de la concentration en métaux non liés à la MO (Cao *et al.*, 2004). Pour l'ensemble de ces métaux, à savoir le Cu, le Pb, le Cd et le Zn, les paramètres de complexation sont très fortement corrélés à la concentration de carbone organique dissous, c'est-à-dire à la MO (Town et Filella, 2000a, 2000b). De plus, les biosolides issus des étangs aérés subissent d'importantes pertes de MO par les divers processus de décomposition et concentrent ainsi leurs éléments (Perron et Hébert, 2007). D'ailleurs, la MO est davantage oxydée par les micro-organismes proliférant dans les étangs aérés (Perron et Hébert, 2007), ce qui rend les analyses plus ardues au cours de l'entreposage. En somme, aucune des deux méthodes d'entreposage n'a pu démontrer les influences notables de la MO, mis à part l'augmentation des teneurs de divers éléments par rapport à la diminution de la masse de la MO dans les biosolides.

6.6 Suivi des agents pathogènes en cours d'entreposage

Comme le traitement d'épuration est nettement influencé par les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de l'eau usée accumulée dans les étangs aérés, le rendement du système de traitement épuratoire dépend de l'efficacité des micro-organismes à décomposer la MO retrouvée dans l'eau usée (WPCF, 1985). Ainsi, des agents pathogènes, tels que certains virus, bactéries, et nématodes, peuvent causer des maladies et sont susceptibles de se trouver dans tous les biosolides, et ce, peu importe le type d'entreposage. Plusieurs provinces utilisent des organismes indicateurs, par exemple la *Salmonella* sp., *E.coli* et les coliformes fécaux, pour détecter la présence potentielle d'une contamination ou pour évaluer l'efficacité du traitement de la station d'épuration.

Selon la classification du MDDEP, les biosolides issus des étangs aérés sont de catégorie P2 et la bactérie *E. coli* sert d'indicateur (présence < 2 000 000/g). D'autres exigences à satisfaire, basées sur le niveau et le type de traitement, doivent être satisfaites pour les catégories P1 et P2. De plus, cette catégorie détermine la dose pouvant être épandue sur les terres agricoles. Au Québec, il n'y a aucun épandage de biosolides sur le pâturage et les cultures vivrières. Pour le fourrage et l'alimentation destinés aux animaux, un délai de 30 jours est nécessaire entre l'épandage et la récolte. Un épandage sur du gazon nécessite un délai de 12 mois avant la récolte alors que, dans le cas d'un épandage en sylviculture et en lieux dégradés, aucune restriction n'est applicable à l'exception de la prise en considération des besoins de fertilisation des divers milieux.

En fonction des milieux d'habitation, de l'odeur dégagée et des agents pathogènes, la distance séparatrice applicable à l'épandage varie de 50 m (P2) à 500 m (O3). L'épandage près d'un fossé agricole ou de tous cours d'eau varie de 1 m à 10 m selon la classification P1 ou P2 des biosolides. La distance d'une zone humide à respecter devrait être 100 m et 300 m pour l'entreposage aux champs (MDDEP, 2012).

La préoccupation concernant les risques microbiens est aussi un des éléments ayant conduit à l'arrêt de la valorisation agricole des biosolides municipaux. L'United States Environmental Protection Agency (USEPA) considère que le niveau de désinfection de l'entreposage, combiné aux restrictions d'usage, implique un risque négligeable pour la santé humaine. D'ailleurs, un rapport américain indique qu'aucun cas de contamination documenté scientifiquement n'a été

rapporté lorsque les normes gouvernementales ont été respectées (NAS, 2002). Le même constat a également été rapporté par le Ministère de l'Environnement de l'Ontario après plus de 25 ans de valorisation des biosolides municipaux (Smith, 2005).

Toutefois, selon Apedaile *et al.* (2002), les œufs d'helminthes peuvent survivre plusieurs années sur les pâturages. Avant de pouvoir pratiquer certaines cultures vivrières, il faut attendre trois ans, ce qui correspond à la période de viabilité normale des œufs d'helminthes dans le sol. Plusieurs critères américains peuvent être transposables à nos conditions plus nordiques : tel que rapporté par l'United States Environmental Protection Agency (USEPA), le temps normal de survie des bactéries dans le sol est de deux mois, ce qui coïncide avec la durée normale de survie des *E. coli* dans le sol mesuré par Gagnon et Ziadi (2005), et par Côté et Quessy (2005). Le temps maximal de survie des salmonelles dans le sol est de 49 semaines (Wakelin *et al.*, 2003). De plus, un délai de 30 jours après l'épandage est nécessaire avant de pouvoir récolter une prairie, correspondant au temps de survie des pathogènes sur le feuillage.

Par souci de prévention, la province impose également des délais d'attente de 30 jours à trois ans avant la récolte des cultures, selon le type de culture (CCME, 2010). Cependant, au dépôt du certificat d'autorisation de valorisation par le MDDEP à l'agronome responsable de la valorisation des biosolides d'étangs aérés voués à l'épandage, aucune mention n'a été faite à propos d'un délai d'attente entre les deux.

Les risques engendrés par l'épandage agricole des biosolides des étangs aérés ne sont pas nuls, et c'est pourquoi cette pratique fait l'objet de normes et de nombreuses contre-indications. Néanmoins, selon le cadre légal en vigueur, les risques s'avèrent très faibles et globalement moindres que les pratiques agricoles courantes (Coors *et al.*, 2011). Malheureusement, très peu d'études font l'objet du suivi des risques liés à l'épandage des biosolides issus des étangs aérés sur le pâturage des animaux de ferme.

La stratégie découle principalement sur les moyens employés par la municipalité étant donné que les possibilités de traitement, de valorisation et d'élimination des biosolides municipaux dépendent du budget alloué par la ville ainsi que des résultats d'analyse de la composition et de la consistance de ce dernier. L'entreposage temporaire entraîne des changements physico-chimiques dans les biosolides. Il permet la diminution des éléments pathogènes, sans toutefois

éliminer complètement tous les risques lorsque l'entreposage dure quelques mois. Pourtant, les résultats suggèrent qu'un entreposage sur plus d'une année est suffisamment long pour enrayer la présence de pathogènes dans les biosolides. Malheureusement, l'expérience ne s'est pas déroulée jusqu'au gel complet des amas ni jusqu'à leur dégel, mais il aurait été intéressant de confirmer que le gel contribue à améliorer le potentiel fertilisant des biosolides en entreposage.

6.7 Sommaire des avantages et des inconvénients des types d'entreposage

Le Tableau 13 suivant reprend les éléments essentiels mis en évidence et ceux qui diffèrent de chacune des méthodes d'entreposage temporaire des biosolides des étangs aérés du présent projet.

En général, la variation des concentrations des éléments fertilisants diffère peu entre le début et la fin de la période expérimentale, peu importe la condition d'entreposage. À propos des autres éléments pouvant être néfastes (As, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Se et Zn), aucune différence significative n'a pu être démontrée entre le début et la fin de la période d'échantillonnage pour chacune des méthodes employées, et ce, même s'ils sont en excès. Il en va de même pour les contaminants stricts (Cd, Hg et Pb) : aucun d'entre eux ne diffère suffisamment pour être significativement distinct. En somme, la comparaison des teneurs à celles des CVMRF, en fonction de leur période et de leurs conditions d'entreposage, ne permet pas de gagner ni de perdre du potentiel fertilisant des biosolides. Les fluctuations ne sont également pas assez importantes afin d'avoir un impact sur le classement C-P-O du MDDEP. Toutefois, les catégories P et O du même classement après entreposage pourraient potentiellement changer de catégorie, soit devenir P1 et O1, mais cela devra à être confirmé dans des travaux ultérieurs.

Tableau 13 Récapitulatif des principales observations et constats des deux méthodes d'entreposage

	Avantages	Inconvénients
Entreposage en amas aux champs	Évite l'encombrement des lagunes Fonctionne même si les conditions climatiques sont défavorables	Transport/coûts supp/dérangement des voisins Perturbation des cultures Selon les quantités déposées en amas, il peut avoir perception d'odeur incommode Rendement de déshydratation dépendant des précipitations, type de sol et du milieu (dénivellation) Étude nécessaire pour site récepteur (proximité cours d'eau, quantité à recevoir...)
Entreposage à l'aide de membranes géotextiles	Transport évité en cours d'enlèvement Envirotubes transportable en 20 jours Fonctionne même si les conditions climatiques sont défavorables Rendement de déshydratation rapide	Encombrement de la station d'épuration par les envirotubes Rendement de déshydratation optimale la 1 ^{ère} année seulement et stagnant ensuite
New Alta	Efficace pour l'enlèvement de gros volume Siccité plus élevée à la sortie du système; augmente les possibilités d'entreposage Temps d'exécution meilleur	Bruyant Opération 24 h/24 h, 7 jrs/7 jrs Rendement dépendant des équipes de travail
Pm Vac	Dépendamment des régions, peut aider dans le processus de valorisation Utilisation propre Espace pour la mobilisation moindre Installation relativement simple	Méthode relativement nouvelle; peu de données scientifiques concluantes Siccité à la sortie du système; diminuant les possibilités d'entreposage Pour un volume d'enlèvement égal, procédé plus long

CONCLUSION

Étant donné que certains usages des biosolides sont interdits ou en voie de l'être, le plan d'action 2011-2015 du MDDEP prévoit d'enfouir une seule matière résiduelle, soit le déchet ultime. L'enfouissement de résidus organiques pouvant être encore valorisés est le moyen envisagé par le gouvernement mais, en pratique, ce n'est pas toujours évident pour les municipalités qui ont à se départir de grands volumes de biosolides. Une comparaison précise des avantages et des inconvénients des différents modes de valorisation est impossible pour plusieurs raisons. En effet, l'évaluation du coût des différentes filières est en partie arbitraire, car elle dépend des éléments retenus dans le budget. Elle est notamment fortement biaisée par les interventions publiques qui ont un système complexe de taxes et de subventions. De plus, les biosolides ont une composition fluctuante, alors qu'une valorisation optimale passe par des produits de composition définie et garantie. Puisque l'utilisation des biosolides issus des étangs aérés présente potentiellement des risques pour la santé et l'environnement, cela limite les possibilités de valorisation.

D'un point de vue économique, il est préférable d'utiliser les biosolides issus de l'épuration des eaux usées comme substituts aux engrais commerciaux. Cela permet de réduire les coûts de production pour les entreprises agricoles tout en ayant un effet positif sur les sols et en améliorant leur qualité à court terme. De plus, c'est nettement plus avantageux d'opter pour un entreposage en membranes géotextiles, en raison de son économie en transport. Toutefois, d'un point de vue environnemental, des études ont démontré que, lorsque l'application de biosolides n'était pas immédiatement suivie d'une forte pluie, les pertes en agents pathogènes, en azote, en phosphore et en éléments traces métalliques n'étaient pas différentes de celles observées dans les contrôles utilisant un engrais minéral (Cohen *et al.*, 1978; NBMA, 1997d). De ce fait, l'entreposage temporaire en vue de valorisation ne doit être encouragé que si l'activité engendre un gain environnemental et minimise les risques associés au maintien, à long terme, de la bonne santé du milieu partagé entre les êtres vivants. En ce sens, des analyses doivent être effectuées par les municipalités afin d'obtenir un certificat d'autorisation, et la valorisation doit se faire selon des règles de bonnes pratiques. Or, l'utilisation des membranes géotextiles favorise la conservation en bon état du lieu d'entreposage. L'entreposage temporaire en contenant étanche

que procurent les enviro tubesTM utilisés par la compagnie PM Vac placés sur les lagunes des étangs aérés de la station d'épuration est idéal. De plus, son rendement supérieur en déshydratation permet de les déplacer en 20 jours vers un lieu plus adéquat.

Malheureusement, diverses contraintes ont été rencontrées dans le cadre de ce projet. Ainsi, il serait pertinent d'évaluer les mêmes critères d'entreposage en membranes géotextiles pour un échantillon apparent de la station d'épuration de SMC et de pouvoir augmenter non seulement les quantités de biosolides en entreposage, mais aussi le nombre de réplicats. De plus, il aurait été intéressant d'obtenir les mêmes biosolides des deux années d'expérimentations et d'allonger les périodes d'entreposage afin d'inclure une période de gel et de dégel. Puisque l'effet conditionnant du traitement gel-dégel permet la séparation solide-liquide, celle-ci s'effectue pendant la cristallisation de l'eau contenue dans les biosolides. Les cristaux de glace en formation repoussent les impuretés qui sont ainsi concentrées, et favorisent leur agglomération (Gagné, 2010) pouvant rendre la siccité du biosolide à son maximum. Dès lors, il serait intéressant d'investiguer davantage puisque le risque pathogène devient presque nul suite à une période de gel-dégel.

Si l'on considère que les biosolides séchés ont l'avantage d'être plus économiques pour les municipalités, concernant le transport de l'étang aéré vers l'endroit d'entreposage, ces biosolides peuvent, par contre, concentrer certains de leurs éléments néfastes. Ils peuvent aussi fournir un apport intéressant en MO, mais l'ensemble de leur contenu peut neutraliser les effets nutritifs et bénéfiques, se solubiliser à cause des changements entraînés par l'entreposage et intoxiquer les cultures environnantes. Le moyen le plus adéquat pour l'élimination des biosolides des étangs aérés serait leur valorisation en sylviculture. Elle se justifie par l'écartement de la matière ligneuse produite, de la chaîne alimentaire. Ceci éviterait les risques d'accumulation et de transmission des métaux lourds et des agents pathogènes chez les êtres vivants.

En outre, cette gestion des biosolides, qui est plus grandement avantageuse sur le plan écologique qu'économique, peut influencer de plusieurs façons les émissions de GES (CCME, 2009a). Néanmoins, l'utilisation des biosolides en sylviculture permet non seulement une nette absence d'émission de GES (carbo-neutralité), en raison d'une production réduite des émissions de méthane et de N₂O, mais également de générer des crédits grâce à la séquestration du carbone

dans le sol et au remplacement d'autres sources anthropiques de GES émises par les biosolides. La compensation de crédits peut être envisagée par une utilisation moindre d'engrais minéral pour stimuler la croissance des plantes.

Il est aussi intéressant de constater que la méthode employée par la compagnie de mobilisation des biosolides a une incidence sur les émissions de GES issues de la gestion décrite par la municipalité, par le transport des biosolides aux sites d'entreposage et par l'ajout de polymères pour l'épaississement ou le conditionnement des biosolides. Il est à noter que ce dernier est une plus grande source de GES que le transport, et ce, en raison du procédé industriel de fabrication des polymères qui en génère une grande quantité (CCME, 2009b).

Finalement, ce projet apporte des solutions pour une meilleure gestion de la valorisation de grands volumes de biosolides issus des étangs aérés, tout en conciliant une stratégie à la fois économique et écologique pour les municipalités qui ont opté pour ce type de traitement d'épuration des eaux usées.



BIBLIOGRAPHIE

- Pagliali, M. et L.V. Antisari LV, 1993. Influence of waste organic matter on soil micro- and macro-structure. *Bioresource Technology*, 43, 205-213.
- ADEME, 1995. Les micropolluants métalliques dans les boues résiduares des stations d'épuration urbaines. Document rédigé par l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie. ADEME éditions, Paris, 103 p.
- ADEME, 2001. Les boues d'épuration municipales et leur utilisation en agriculture. Document rédigé par l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie. Comité technique permanent sur l'épandage des boues d'épuration. Dossier documentaire consulté à l'adresse suivante : <http://www.agriculture.gouv.fr/actu/epuration/dossier.htm>.
- ADEME, 2002. Les techniques de gestion des déchets ménagers. Document rédigé par l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie. Document consulté via le site : [http://www.ademe.fr/collectivités/Dechets-new/Politique plani/Plans/Fichiers.PDF](http://www.ademe.fr/collectivités/Dechets-new/Politique%20plani/Plans/Fichiers.PDF).
- ADEME, 2009. Boues résiduares de station d'épuration. Document rédigé par l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie. Consulté à l'adresse suivante: <http://www.ademe.fr/partenaires/Boues/Pages/chap2.htm>.
- ADEME-CNRS, 2001. Les mondes des boues. La difficile institutionnalisation des filières d'épandage des boues d'épuration urbaines en agriculture. Document consulté via le site : <http://www.ademe.fr/htdocs/publications/publipdf/boues.pdf>.
- Apedaile, E., 2001. A perspective on biosolids management. *The Canadian Journal of Infectious Disease*, 12 (4), 202-204.
- APHA, 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater, 21st Edition. American Public Health Association, American Water Works Association et Water Environment Federation, Washington, DC, 1368 p.
- Ashish-Pathak, A., M.G. Dastidar et T.R. Sreekrishnan, 2009. Bioleaching of heavy metals from sewage sludge: A review. *Journal of Environmental Management*, 90, 2343-2353.

- Aurousseau, P., 2001. Les apports de métaux lourds sur les sols de Bretagne. Conseil Scientifique Régional de l'Environnement de Bretagne. Séance du 28 mars 2001. Site consulté à l'adresse suivante : <http://viviane.roazhon.inra.fr/diagnostic/cu+zn.htm>.
- Baize, D., 2000. Teneurs totales en métaux lourds dans les sols français. Résultats généraux du programme ASPITET. Le courrier de l'environnement n°39, février 2000. Site consulté à l'adresse suivante : <http://www.inra.fr/Internet/Produits/baizec39.htm>.
- Baize, D., C. Courbe, O. Suc, C. Schwartz, M. Tercé, A. Bispo, T. Sterckman et H. Ciesielski, 2006. Épandage des boues d'épuration urbaines sur les terres agricoles : Impacts sur la composition en éléments traces des sols et des grains de blé tendre. Courrier de l'environnement de l'INRA, 53, 35-61.
- Bates et T.E., Environnement Canada, 1972. Land application of sewage sludge. Approvisionnement et Services Canada, Ottawa, Ontario, 212 p.
- Blais, J-F., 2011. Assainissement des eaux usées. Cours Eau 454, INRS-ETE, Québec, Qc, Canada, 495 p.
- Bodzek, D., B. Janoszka, C. Dobosz, L. Warzecha et M. Bodzek, 1997. Determination of aromatic compounds and heavy metals in sludges from biological sewage treatment plants. Journal of Chromatography, 774, 177-192.
- Bouanani, F., 2001. Étude en champs et en conditions contrôlées de la minéralisation de l'azote et des modifications de l'organisation du sol, après apport de matières organiques issues de déchets urbains et agricoles. Thèse de doctorat, Université de Provence, Provence, France, 136 p.
- Cao J., K. C. Lam, R. W. Dawson, W. X. Liu et S. Tao, 2004. The effect of pH, ion strength and reactant content on the complexation of Cu²⁺ by various natural organic ligands from water and soil in Hong Kong. Chemosphere 54 (4), 507-514.
- CCME, 1999. Approvisionnement en eau des collectivités. Conseil Canadien des Ministres de l'environnement. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999. Winnipeg, MB, 5 p.

- CCME, 2009a. Modèle d'évaluation des émissions associées aux biosolides. Conseil Canadien des Ministres de l'environnement. PN 1431. Winnipeg, MB, 15 p.
- CCME, 2009b. Le modèle d'évaluation des émissions associées aux biosolides (MEEB) : une méthode pour déterminer les émissions de gaz à effet de serre issues de la gestion des biosolides au Canada. Conseil Canadien des Ministres de l'environnement. Sommaire du rapport final. Winnipeg, MB, 14 p.
- CCME, 2010. Un examen de l'actuel cadre législatif des biosolides municipaux au Canada. Conseil Canadien des Ministres de l'environnement. PN 1447. Winnipeg, MB, 72 p.
- CEAEQ, 2008. Méthode d'analyse. Détermination des métaux : méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon. Centre d'expertises en analyses environnementales du Québec, 2008, MA. 200 – Mét. 1.1. Ministère de l'Environnement du Québec, Québec, Qc, 34 p.
- CEAEQ, 2010. Méthode d'analyse, Détermination du pH : Méthode électrométrique. Centre d'expertises en analyses environnementales du Québec, 2010, MA. 100 – pH 1.1 Ministère de l'Environnement du Québec, Québec, Qc, 11 p.
- Chance, G.W., 2001. Environmental contaminants and children's health: Cause for concern, time for action. *Paediatrics Child Health*, 6 (10), 731-743.
- Cheung, R., 2000. Toxicity of heavy metals. The Chinese University of Hong Kong, Department of Chemical Pathology, Hong Kong, Chine, 10 p.
- Christensen J. B. et T. H. Christensen, 2000. The effect of pH on the complexation of Cd, Ni and Zn by dissolved organic carbon from leachate-polluted groundwater. *Water Research*, 34 (15), 3743-3754.
- CNRS, 2003. Gestion des déchets organiques et des boues : un choix local. Centre national de la recherche scientifique. Science et décision, février 2003, Québec, Canada, 19 p.
- CODA-CERVA, 2008. Les contaminants ainsi que la qualité de l'environnement dans le cadre de la sécurité de la production alimentaire. Centre d'Étude et de Recherches Vétérinaires et

- Agrochimiques. Informations consultées à l'adresse suivante : http://www.codacerva.be/index.php?option=com_content&view=frontpage&Itemid=263&lang=fr.
- Code de l'environnement, 2012. Règles et lois sur l'environnement du Québec. Site consulté à l'adresse suivante : <http://droit-finances.commentcamarche.net/legifrance/22-code-de-lenvironnement/64477/conditions-generales-d-epandage-des-boues>.
- Cohen, D.B., M.D. Webber et D.N. Bryant, 1978. Land application of chemical sewage. Sludge Utilisation and Disposal Seminar, Conference proceedings, 6. Environnement Canada Ottawa, Ontario, ed. 20-21, 108-137.
- Coors, A., T. Moser, J. Römbke, R. Schmelz, E. Topp et D. Lapen, 2011. Bioassays of a biosolids land application site in Ontario. Using structural and functional end points of soil organisms. Site consulté à l'adresse suivante : www.nebiosolids.org/uploads/pdf/Bioassay/CoorsBioassayPrsentatnCondensed.pdf.
- CRAAQ, 2010. Guide de référence en fertilisation, 2^e édition, Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec. Site consulté à l'adresse suivante : www.craaq.qc.ca/Publications?p=32&l=fr&IdDoc=2193.
- De Baere, 2005. Will anaerobic digestion of solid waste survive in the future? *Water Science Technology*, 53, 187-194.
- Dell, B., A. J. M. Hopkins, et B.B. Lamont, 1986. Introduction resilience in Mediterranean type ecosystems, eds B. Dell, A. J. M. Hopkins, B. B. Lamont, Dr W Junk Publishers, Dordrecht, Pays-Bas, 1-5.
- Desjardins, M. A. et R. Brière, 1994. Caractéristiques de boues d'étangs aérés facultatifs. *Sciences et techniques de l'eau*, 27, 45-56.
- Festy, B., P. Hartemann, M. Ledrans, P. Lavallois, P. Payment et D. Tricard, 2003. Qualité de l'eau. Environnement et santé publique-Fondements pratiques, Edisum, Tec et Doc, Acton Vale, Paris, 333-368.
- Filella, M. 2008. Freshwaters: which NOM matters? *Environmental Chemistry Letters*, 7, 21-35.

- Gagné, M., 2010. Comparaison de l'efficacité de la déshydratation en fonction de la nature des boues et de l'étang de provenance, Terratube, Lévis, Qc, 4 p.
- Garrido, S., G. Martin Del Campo, M.V. Esteller, R. Vacan et J. Lugo, 2005. Heavy in soil treated with sewage sludge composting, their effect on yeild and uptake ok broad bean seeds (*Vicia faba L.*). *Water, Air and Soil Pollution*, 166, 303-319.
- Guitonny-Larchevêque, M., 2004. Valorisation d'un compost de boues urbaines en garrigue pour le reboisement : Comportement des jeunes arbres d'une plantation et modifications de la dynamique de la végétation naturelle après amendement. Thèse de l'école Doctorale en Sciences de l'environnement. Université de Provence, Provence, France, 227 p.
- Gustafsson J. P., P. Pechovaet, D. Berggren, 2003. Modeling metal binding to soils: the role of natural organic matter. *Environmental Science and Technology*, 37 (12), 2767-2774.
- Hamilton, S.J., 2004. Review of selenium toxicity in the aquatic food chain. *Science of the Total Environment*, 326, 1-31.
- Hébert, M., 1998a. Contamination des sols agricoles par les éléments traces: situation actuelle et perspective. *Agrosolutions*, 10 (2), 87-95.
- Hébert, M., 1998b. Réglementation et critères environnementaux relatifs à la valorisation des matières résiduelles fertilisantes et au compostage. *Agrosolutions*, 10 (1), 10-16.
- Hébert, M., 2005. Pathogènes dans les biosolides municipaux et autres MRF : normes et critères de bonnes pratiques. *Agrosolutions*, 16 (2), p. 105-106.
- Hébert, M., V. Rioux et É. Gagnon, 2003. Contrôle de qualité indépendant des MRF. Document rédigé pour le MENV. *Vecteur environnement*, 36 (1), 34-40.
- Hsieh, Y.P., L.A. Douglas et H.L. Motto, 1981. Modelling sewage sludge decomposition in soil. 2-nitrogen transformations. *Journal of Environmental Quality*, 10 (1), 59-64.
- Igoud, S., 2001. Valorisation des boues résiduaires issues des stations d'épuration urbaines par leur épandage dans les plantations forestières. *Revue de l'Énergie Renouvelable: Production et Valorisation – Biomasse*, 2001, 69-74.

- IMIST, 2012. La fertilisation foliaire en zinc : une approche efficace et diététique pour la fortification de la farine du blé en zinc. Bulletin de l'IMIST d'information technologique consultée à l'adresse suivante :<http://bitagro.imist.ma/spip.php?breve782>.
- Irwin, R.J., 1997a. Environmental Contaminants Encyclopedia: Cadmium Entry. National Park Service- Water Resources Division, Fort Collins, CO, 88 p.
- Irwin, R.J., 1997b. Environmental Contaminants Encyclopedia: Chromium Entry. National Park Service- Water Resources Division, Fort Collins, CO, 75 p.
- Irwin, R.J., 1997c. Environmental Contaminants Encyclopedia: Copper Entry. National Park Service- Water Resources Division, Fort Collins, CO, 99 p.
- Irwin, R.J., 1997d. Environmental Contaminants Encyclopedia: Lead Entry. National Park Service- Water Resources Division, Fort Collins, CO, 117 p.
- Irwin, R.J., 1997e. Environmental Contaminants Encyclopedia: Nickel Entry. National Park Service- Water Resources Division, Fort Collins, CO, 75 p.
- Jardé, É., 2002. Composition organique de boues résiduelles de stations d'épuration Lorraines : Caractérisation moléculaire et effets de la biodégradation. Thèse en Science de l'Univers, École des sciences doctorales, Ressources, Produits, Procédés et Environnement, Université Henri-Poincaré, Nancy, France, 272 p.
- Kabata-Pendias, A. et H. Pendias, 1992. Trace elements in soils and plants, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL, 432 p.
- Khan, M. et J. Scullion, 2002. Effects of metal (Cd, Cu, Ni, Pb or Zn) enrichment of sewage sludge on soil microorganisms and their activities. *Applied Soil Ecology*, 20, 145-155.
- Koukal, B., C. Gueguen, M. Pardos et J. Dominik, 2003. Influence of humic substances on the toxic effects of cadmium and zinc to the green alga "*Pseudokirchneriella subcapitata*". *Chemosphere* 53 (8), 953-961.
- Lachat, 1991. Determination of nitrate and nitrite using hydrazine in soil extracts by flow injection analysis. Lachat Instrument Division, QuikChem Method 12-107-04-1-E. Zellweger Analytics inc. Milwaukee, USA, 12 p.

- Lamelas, C., K.J. Wilkinson et V.I. Slaveykova V.I., 2005. Influence of the composition of natural organic matter on Pb bioavailability to microalgae. *Environmental Science and Technology*, 39 (16), 6109-6116.
- Laurin, 2008. Ouvrages de surverse et stations d'épuration. Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2004. Ministère des Affaires municipales et des régions, Gouvernement du Québec, Québec, QC, Canada, 164 p.
- LCPE, 1999. Loi canadienne de la protection sur l'environnement. Texte de loi consulté au site suivant : <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=Fr&n=26A03BFA>.
- Lemineur, M., 2000. L'eau et la commune. Intercommunale Namuroise de Services Publics. Document consulté à l'adresse suivante : <http://www.ciger.be/inasep/chap5/index.shtml>.
- Leonard, A., S. Blacher, P. Marchot, J.P. Pirard et M. Crine, 2005. Convective drying of wastewater sludges: influence of air temperature, superficial velocity, and humidity on the kinetics. *Drying Technology* 23 (8), 1667-1679.
- López, J. et A. Carballeira, 1993. Interspecific differences in metal bioaccumulation and plant-water concentration ratios in five aquatic bryophytes. *Hydrobiologia*, 263 (2), 95-107.
- Lorenzo J. I., O. Nieto et R. Beiras, 2002. Effect of humic acids on speciation and toxicity of copper to "*Paracentrotus lividus*" larvae in seawater. *Aquatic Toxicology*, 58 (12), 27-41.
- Lu, Y. et H.E. Allen, 2002. Characterization of copper complexation with natural dissolved organic matter (DOM)-link to acidic moieties of DOM and competition by Ca and Mg. *Water Research*, 36 (20), 5083-5101.
- MAMR, 2007. Passif au titre des activités de fermeture et d'après-fermeture des sites d'enfouissement. Document d'information émis par la Direction des finances municipales, Octobre 2007, Québec, Qc, Canada, 2 p.
- MAMROT, 2008. Répertoire des municipalités. Site consulté à l'adresse suivante afin de connaître la population desservie par la station d'épuration de Louiseville :

http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/finances_indicateurs_fiscalite/information_financiere/profil_financier/2008/PF200851015.pdf.

MAMROT, 2009. Répertoire des municipalités. Site consulté à l'adresse suivante afin de connaître la population desservie par la station d'épuration de Louiseville :

http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/finances_indicateurs_fiscalite/information_financiere/profil_financier/2009/PF200951015.pdf.

MAMROT, 2010. Suivi des ouvrages d'assainissement des eaux. Site consulté afin de connaître les données de conception de la station d'épuration de Louiseville :

<http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/infrastructures/suiviouvragesassainissement/eaux/evalperformrapport2010.pdf>.

MAMROT, 2011. Répertoire des municipalités. Site consulté à l'adresse suivante afin de connaître la population desservie par la station d'épuration de Louiseville :

http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/finances_indicateurs_fiscalite/information_financiere/profil_financier/2011/PF201151015.pdf.

Matthews, P., 2001. Agricultural and other land uses. Sludge into biosolids: Processing, disposal and utilization. Spinosa L. et P.A.Vesilind (Éditeurs). IWA Publishing, Londres, Royaume-Uni, 394 p.

MDDEP, 2001. Gestion des déchets organiques. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs. Circulaire du 28 juin 2001 consultée à l'adresse suivante : <http://www.environnement.gouv.fr/dossiers/dechets/textes/20010628-circulaire-gestion-dechets-organiques.htm>.

MDDEP, 2002. Critères provisoires pour la valorisation des matières résiduelles fertilisantes. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs. Site consulté le 26 décembre 2009 à l'adresse suivante :

http://www.menv.gouv.qc.ca/matieres/mat_res/fertilisantes/index.htm.

MDDEP, 2005. Guide sur l'utilisation de matières résiduelles fertilisantes (MRF) pour la restauration de la couverture végétale de lieux dégradés. Critères et exigences. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, Qc, Canada, 35 p.

- MDDEP, 2008. Guide sur la valorisation des matières résiduelles fertilisantes. Critères de référence et normes réglementaires. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs. Publié en février 2004 et réédité en novembre 2008. Document disponible à l'adresse :
http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/mat_res/fertilisantes/critere/guide-mrf.pdf.
- MDDEP, 2009. Projet de règlement modifiant le règlement sur les redevances exigibles pour l'élimination de matières résiduelles. Étude d'impact économique. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs. Novembre 2009, Québec, Qc, Canada, 17 p.
- MDDEP, 2012. Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes. Critères de référence et normes réglementaires. Édition 2012. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs. Québec, Qc, Canada, 160 p.
- MENV, 2004. Guide sur la valorisation des matières résiduelles fertilisantes. Critères de référence et normes réglementaires. Ministère de l'Environnement du Québec, Québec, Qc, Canada, 127 p.
- MENVIQ, 1986. Sédiments: détermination de l'azote et du carbone total, Analyse élémentaire (CHN) 86.09/305. Ministère de l'Environnement du Québec, Québec, Qc, Canada, 2 p.
- Miquel, G., 2001. Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport de l'office parlementaire des choix scientifiques et technologiques n° 261. Avril 2001.
<http://www.senat.fr/rap/100-261/100-2611.pdf>.
- NBMA, 1997d. Biosolids recycling fact sheet: Soil improvement/land reclamation. Northwest Biosolids Management Association, Seattle, WA), 2 p.
- OER, 2009. Calcul et interprétation des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique, 2^e édition, Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Format PDF à l'adresse suivante : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/oer/index.htm>.

- Olsson, P.E., 1998. Disorders associated with heavy metal pollution. Fish diseases and disorders, Volume 2: Non-infectious disorders. J.F. Leatherland and P.T.K. Woods, Université de Guelph, Ontario, Canada, p.105-131.
- OTV, 1997. Traiter et valoriser les boues. Lavoisier TEC & DOC, Cachan, France, 457 p.
- Pagliali M., G. Guidi, M. La Marca, M. Giachetti et G. Lucamente, 1981. Effect of sewage sludge and composts on soil porosity and agregation. Journal of Environmental Quality, 10 (4), 556-561.
- Pasian, C.C., 2002. Micronutrients disorders. Ohio State University Extension Fact Sheet: Horticulture and Crop Science. Site consulté à l'adresse suivante: <http://ohioline.ag.ohio-state.edu>.
- PEAEQ, 2008. Programme d'assainissement des eaux usées du Québec. Sommaire. Site consulté à l'adresse suivante : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/industrielles/>.
- Pereira, B. et P. Sonnet, 2007. La contamination diffuse des sols par les éléments traces métalliques en région Wallone. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon. Université de Louvain, Faculté d'ingénierie agronomique, biologique et environnementale, Louvain-la-Neuve, Belgique, 27 p.
- Pernet-Coudrier, B., 2008. Influence de la matière organique dissoute sur la spéciation et la biodisponibilité des métaux : Cas de la Seine, un milieu sous forte pression urbaine. Mémoire de thèse présenté pour l'obtention du titre de Docteur de l'université Paris Est. Spécialité : Sciences de l'univers et de l'environnement, Paris, France, 292 p.
- Perron, V. et M. Hébert, 2007. Valorisation agricole de biosolides municipaux à Ville de Saguenay : Impact à moyen terme sur le contenu en métaux des sols récepteurs Agrosolution, 19 (1), 15-24.
- PGDA, 2007. La gestion des effluents d'élevage avec les nouvelles normes de teneurs en azote. Livret de l'Agriculture n°2. Direction générale de l'agriculture, Wallone, Belgique, 5 p.

- Prescott, M.L., J.P. Harley et D.A. Klein, 1995. Microbiologie. De Boeck Université, Bruxelles, Belgique, 1014 p.
- Reddy, G.B., D.A. Forbes, R. Philips, J.S. Cyrus et J. Porte, 2013. Demonstration of technology to treatswine waste using geotextile bag, zeolite bed and constructed wetland. Ecological Engineering, 57, 353-360.
- Réveillé, R., 2001. Caractérisation de mélanges sol/boues : Complexe d'échange, matière organique et répartition des métaux. Thèse en Science et techniques de l'environnement, Université de Paris XII-Val de Marne, Paris, France, 227 p.
- Rouse, J.D., C.A. Bishop et J. Struger, 1999. Nitrogen pollution: An assessment of the impact on amphibians. Environmental Health Perspective, 107 (10), 1-6.
- Sanchez-Monedero, M.A., A. Roig, et C. Paredese, 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. Bioresource Technology, 78, 301-308.
- Serna, M.D. et F. Pomares, 1992. Indexes of assessing N availability in sewage sludges. Plant Soil, 139, 15-21.
- Sibony, J., 1997. Traiter et valoriser les boues. Collection OTV2, Cachan, France, 457 p.
- Siebert A., I. Bruns, G-J Krauss, J. Miersch J et B. Markert, 1996. The use of the aquatic moss *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw.as a bioindicator for heavy metals: Fundamental investigations into heavy metal accumulation in *Fontinalis antipyretica* L. Science of The Total Environment, 177 (13), 137-144.
- Slaveykova V. I., K.J. Wilkinson, A. Ceresa et E. Pretsch, 2003. Role of fulvic acid on lead bioaccumulation by "*Chlorella Kesslerii*". Environmental Science and Technology, 37, 1114-1121.
- SNIDE, 2001. Service national d'information et de documentation sur l'eau. Document produit pour l'Office Internationale de l'eau afin de développer les compétences pour mieux gérer l'eau. Limoges, janvier 2001. Document consulté à l'adresse suivante : www.oieau.org/documentation/IMG/pdf/02-StabBoues.pdf.

- SOMAE, 2006. Suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux, Programme de suivi de la station d'épuration. Document rédigé par le Ministère des affaires municipales, région et occupation du territoire (MAMR) en septembre 2006. Format PDF à l'adresse suivante : <http://www.mamrot.gouv.qc.ca/publications/infrastructures.pdf>.
- SOMAE, 2012. Suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux, Programme de suivi de la station d'épuration. Format PDF à l'adresse suivante : <http://www.mamrot.gouv.qc.ca/infrastructures/suivi-des-ouvrages-dassainissement/>.
- Statistiques Canada, 2011. Données des températures et précipitations moyennes observées pour différentes années pour une région donnée. Statistiques obtenues à partir du site internet suivant : http://climate.weatheroffice.gc.ca/climate_normals/results.html.
- Stickland, A. D., C. A. Rees, K. P. M. Mosse, D. R. Dixon et P. J. Scales, 2013. Dry stacking of wastewater treatment sludges. *Water Research*, 47, 3534-3542.
- Technicon, 1999. Ammonium et nitrates + nitrites échangeables extraits au KCl 2N. Méthode IRDA-AS-207-R0, 8 p.
- Tessier, A., P.G.C. Campbell et M. Bisson, 1979. Heavy metal extractability in long-term sewage sludge and metal salt amended soils. *Environmental Science and Technology*, 23 (4), 29-36.
- Town, R. M. et M. Filella, 2000a. A comprehensive systematic compilation of complexation parameters reported for trace metals in natural waters. *Aquatic Sciences - Research Across Boundaries*, 62 (3), 252-295.
- Town R. M. et M. Filella, 2000b. Dispelling the myths: Is the existence of L1 and L2. *Aquatic Sciences - Research Across Boundaries*, 63 (4), 241-247.
- Tremblay, J., 2006. Stockage et stabilité à long terme de boues d'épuration municipales décontaminées et stabilisées par voie chimique ou biologique. Mémoire de maîtrise de l'Institut national de la recherche scientifique, INRS-ETE, Québec, Qc, Canada, 238 p.

- Van den Bossche, H., J. M. Audic, A. Huyard, C. Gascueli-Odoux, F. Trolard et G. Bourrié, 2000. Phosphorus losses from sewage sludge disposed on a field: evidence from storm event simulations. *Science and Technology*, 42, (9), 179-186.
- Van den Hoop M.A.G.T., H.P. Van Leeuwen, J.P. Pinheiro, A.M. Mota et M.L. Simoes Gonçalves, 1995. Voltammetric analysis of the competition between calcium and heavy metals for complexation by humic material. *Colloid and Surface Science A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 95 (23), 305-313.
- Villeneuve, C., 2011. Biosolides municipaux : Quelle est la meilleure option pour le climat? *Vecteur environnement*, 44 (4), 8-12.
- Vink, R.H., B. Behrendt et W. Salomon, 1999. Development of the heavy metal pollution trends in several European rivers: An analysis of point and diffuse sources. *Water Science and Technology*, 39 (12), 215-223.
- Whicherek, S.P., M.R. Laverdière, A. Angélie, C. Bernard, M.O. Boissier et D. Côté, 2001. Valorisation des résidus en terres agricoles au Québec et en France. *Cahiers d'études et de recherches francophones/Agriculture*, 10 (5), 327-333.
- White, P.S. et A. Jentsch, 2001. The search for generality in studies of disturbance and ecosystem dynamics. *Progress in Botany*, 62, 399-449.
- Wiseman, J.T. et L.M. Zibilske, 1988. Effect of sludge application sequence on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Journal of Environmental Quality*, 17 (2), 334-339.
- WPCF, 1985. Exploitation des stations d'épuration des eaux usées, manuel de pratique no 11, Water pollution control federation, Environnement Canada, 524 p.
- www.newalta.com. Site consulté pour obtenir de l'information sur la compagnie.
- www.PM_VAC.com. Site consulté pour obtenir de l'information sur les dimensions des enviro tubes fournies par la compagnie.
- Zahrer, L. et D.G. Lawrence, 2001. Applying compost: benefits and needs. Seminar proceedings, 22-23 Novembre 2001, Bruxelles, Belgique, 1-8.

Zasoski, R.J. et R.L. Edmonds, 1986. Water quality in relation to sludge and wastewater applications to forest land. The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes (eds D. W. Cole, C. L. Henry & W. L. Nutter), University of Washington Press, Seattle, WA, 10-100.

ANNEXE A

Tableau 14 Sommaire des données de conception établies par le MDDEP lors de la construction des étangs aérés en 1994

Sommaire « Conception / Exigences »
--

Population desservie : 101615

Date mise opération : 1994-05-01

SOMMAIRE des données de CONCEPTION (Année de référence : 1998)

(Sur une base annuelle)	Ensemble de la station	... d'origine industrielle
Débit (m ³ /d)	97037	
DBO ₅ (kg/d)	8343	
MES (kg/d)	8704	
Ptot (kg/d)	306	
NTK (kg/d)		
Équipements de désinfection aux ultra-violets : NON		
Remarques : 2 SÉRIES DE 4 ETANGS		

Nombre de cellules : 4	Volume total (m ³) : 1596336	Type d'aérateurs : Fond
Radier de la conduite d'effluent p/r au fond (m) : 1,5		

Données utilisées pour le calcul des EXIGENCES (sur une base annuelle)

Débit (m ³ /d)	DBO ₅ (kg/d)	MES (kg/d)	Ptot (kg/d)
97037	8343	8704	306

EXIGENCES de rejet

Date d'approbation : 1994-05-01

Date de l'avis de conformité : 1998-12-17

Paramètre	Période	Moyenne sur	kg/d	mg/l	R%
DBO ₅	01-01 au 31-03	période	3337	30	60%
	01-07 au 30-09	période	2426	25	80%
	01-01 au 31-12	période	2920	30	65%
	01-01 au 31-12	période	N/A	N/A	60%
Coliformes fécaux	01-05 au 31-10	période	Moyenne géométrique 5000 org./100 ml		

ANNEXE B

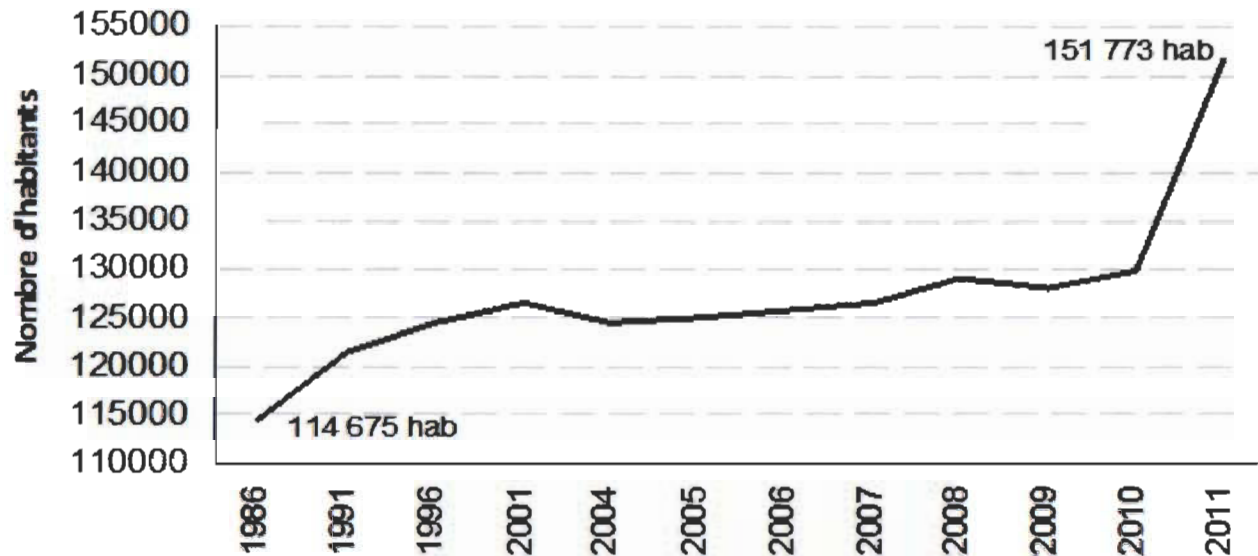


Figure 13 Population du Grand Trois-Rivières.

Depuis la fusion des municipalités en 2001, le décompte de chacune des municipalités n'existe plus. Il faut prendre en considération que le Grand Trois-Rivières comprend la population de Pointe-du-Lac et de Saint-Louis-de-France. Comme ces deux dernières municipalités ont leur propre système de traitement des eaux usées, elles n'entrent pas dans le calcul des gens desservis par le système de traitement des eaux usées de SMC. Données prises de Statistiques Canada sur le site suivant :

<http://www12.statcan.gc.ca/censusrecensement/2011/dppd/prof/details/Lang=F&Geo1=CMA&Code1=PR&Code2=24&Data=Count&SearchText=trois-rivieres&SearchType=Begins&SearchPR=01&B1=All&Custom=&TABID=1>

ANNEXE C

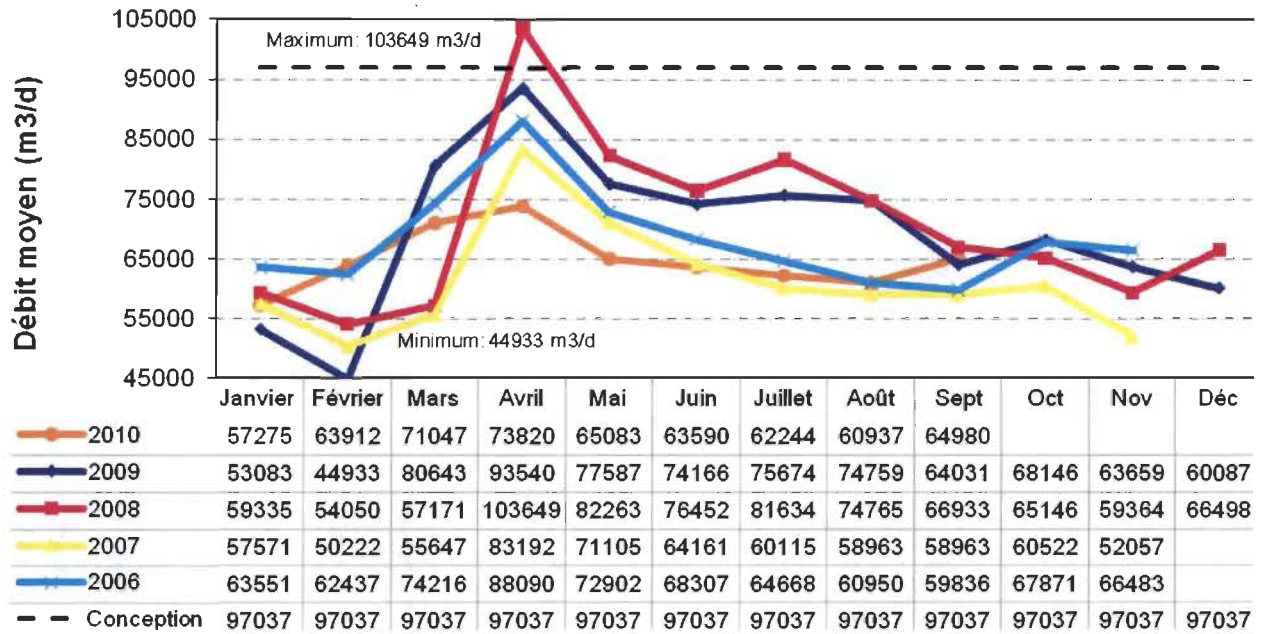


Figure 14 Débit moyen mensuel (m³/jour) de 2006 à 2010 à l'affluent du système de traitement des eaux usées de SMC. Données antérieures non comptabilisées et données de décembre 2006 et 2007, moyennes non significatives

ANNEXE D

Tableau 15 Caractéristiques spécifiques de l'étang 1B de la station d'épuration de SMC pour les années 2009 à 2011.
Moyennes mensuelles calculées à partir du laboratoire interne à la V3R

Étang 1B	DCO / mg/L			DBO ⁵ / mg/L			MES / mg/L			N-NH ⁴ / mg/L			pH			N tot / mg/L			P tot / mg/L			NO ₃ / mg/L		
	2009	2010	2011	2009	2010	2011	2009	2010	2011	2009	2010	2011	2009	2010	2011	2009	2010	2011	2009	2010	2011	2009	2010	2011
Janvier	55	63	58,75	11,16	12,4	5,84	31,25	14,73	9,25	18,4	23,4	18,4	7,02	6,92	6,7	23,25	20,5	20,75	1,97	2,29	1,2	0,4	0,3	ND
Février	55,75	39,75	50,75	13,69	9,86	7,31	22,5	13,44	37,25	21,35	19,73	22,9	6,97	6,75	6,72	17,25	23	24,25	2,74	2,17	2,48	1,2	0,9	ND
Mars	59	45,75	55,5	13,18	8,31	14,88	21	14,87	18,75	21,28	18,5	17	7,14	6,76	7,25	25,25	24,75	19	2,26	2,89	2,69	0,6	0,8	ND
Avril	41	30,5	37	12,19	7,15	5,36	14,29	6,22	8,5	15,74	19,28	12,03	7,39	6,91	7,2	21,4	19,25	12,75	2,54	2,64	1,39	1	0,9	ND
Mai	39,25	50,75	23,25	6,7	16,35	4,46	12,5	16,9	12,25	17,43	21,2	12,53	7,35	7,36	7,07	19,75	24,25	20,25	2,53	2,30	0,97	ND	1	ND
Juin	36,25	47,25	43,5	4,78	4,73	4,52	4	27,25	14,75	18,68	4,83	15,18	7,21	6,9	7,37	19	14,75	12,5	2,68	2,97	1,12	ND	16	ND
Juillet	37,2	44	39,75	8,67	2,74	8,31	4,4	16,5	6,5	15,14	1,9	11,52	7,12	6,66	7,06	20,6	19,75	6,5	2,12	2,40	0,83	ND	14	ND
Août	19,75	17,75	36,75	3,17	1,49	8,36	11	12,58	13,5	2,08	3,48	12,3	6,98	6,91	6,86	18	23,75	25,75	2,87	2,39	0,33	ND	13,3	ND
Septembre	28,2	26,8	46,25	2,8	ND	7,01	0,65	ND	1,53	0,52	0,24	0,38	6,98	5,58	6,52	17	17,4	16,75	2,23	1,99	0,63	ND	13,9	ND
Octobre	24	32,75	25,25	5,55	5,24	10,96	5	5,75	15,5	5	6,6	1,88	7,21	6,41	6,41	22,5	17,5	16,43	2,96	2,59	0,93	ND	12,5	ND
Novembre	18,5	35,25	35,5	3,34	7,95	11,4	5,5	7,95	10,25	20,83	17,9	15,98	7,34	7,29	6,79	24,5	17,75	22,63	2,76	2,52	0,26	ND	1,3	ND
Décembre	36,33	44	31,67	6,95	4,65	4,37	7,44	14,67	10,33	19,33	13,5	20,53	7,18	7,21	7,01	11	7,33	22,67	2,68	2,12	0,8	ND	1	ND
MOYENNE	37,52	39,80	40,33	7,68	7,35	7,73	11,63	13,71	13,20	14,65	12,55	13,39	7,16	6,81	6,91	19,96	19,17	18,35	2,53	2,44	1,14	NA	6,33	NA

ANNEXE E

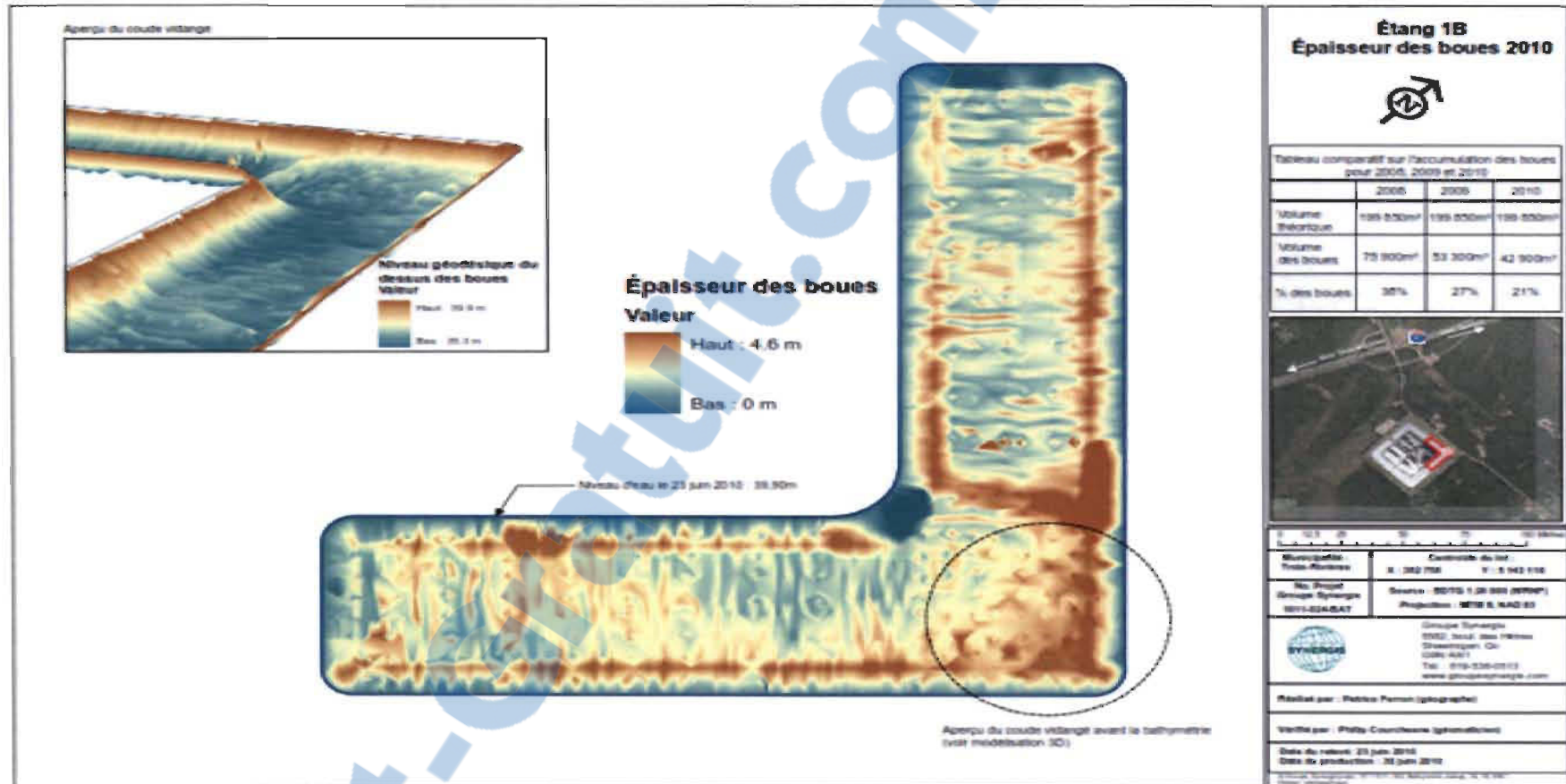


Figure 15 Les mesures bathymétriques ont déterminées que l'étang 1B de SMC contenait un volume de boues de 38% la capacité de l'étang. Suite à la mobilisation d'enlèvement des boues par la compagnie New Alta en été 2010, le volume de boues est passé à 21% de sa capacité et il y a eu ainsi une nette amélioration sur l'efficacité du rendement de la station d'épuration des eaux usées

ANNEXE F

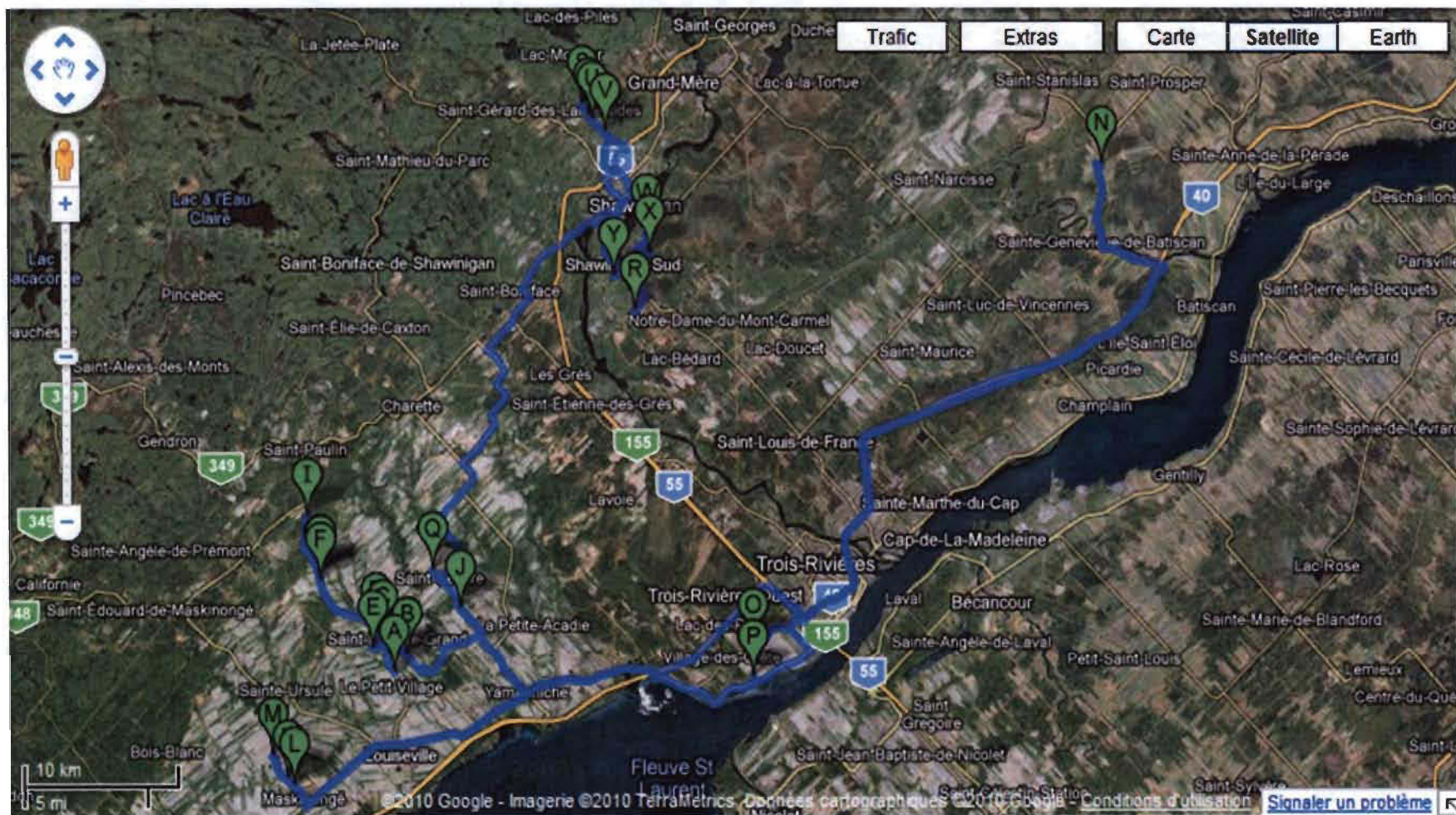


Figure 16 Situation géographique des amas de biosolides entreposés aux champs dans la région mauricienne des mois de juin à novembre 2010

ANNEXE G

Tableau 16 Suivi des ouvrages de mobilisation des biosolides des étangs aérés au Québec pour la période de 2009 et 2010 (MAMROT, 2009; MAMROT, 2010)

MÉTHODE D'ENLÈVEMENT	2009	2010
Déshydratation mécanique	10	7
Lit de séchage	3	3
Gel-dégel	7	3
Membrane géotextiles	29	26
Autres	5	1
TOTAL	54	40
MÉTHODE DE DISPOSITION		
Enfouissement	10	1
Épandage	8	7
Compostage	1	1
Entreposage sur place	32	27
Autres (étangs non-aérés)	3	4

