

Épandage agricole des biosolides municipaux : contenu en métaux et en PBDE du lait de vache

Marc Hébert, Dominic Lemyre-Charest, Guy Gagnon, François Messier and Sylvie De Grosbois

Volume 11, Number 2, September 2011

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/1009363ar>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

Université du Québec à Montréal
Éditions en environnement VertigO

ISSN

1492-8442 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

Hébert, M., Lemyre-Charest, D., Gagnon, G., Messier, F. & De Grosbois, S. (2011). Épandage agricole des biosolides municipaux : contenu en métaux et en PBDE du lait de vache. *VertigO*, 11(2).

Article abstract

The impact of land application of biosolids (treated municipal sewage sludge) on dairy milk quality was measured in real farm operating conditions where biosolids were applied in accordance with the regulatory framework prescribed in the province of Quebec (Canada). The milk from 14 farms receiving biosolids were sampled in the Saguenay region in December 2009 and compared to milk from 14 control farms. The tested farms had used biosolids an average of 11 years. Statistical analysis revealed no difference in the content of inorganic contaminants (arsenic, copper, molybdenum, zinc and thallium) in milk. These results suggest absence of induced hypocupriosis for dairy cows from farms using biosolids. However, the content of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) was higher in milk sampled from the farms using biosolids. Differences could be due, in part, by variability of exposition to dust among farm buildings. PBDE levels were however very low (mean value of 7,2 ng/L), and remained 3-7 times lower than the average levels recorded for various dairy products in the United States and Europe (fat content basis). These low levels could be linked, in part, to lower air depositions on forage in the Saguenay region or lower dust contamination in farm buildings. Based on these results, current knowledge and available data, the application of municipal biosolids under Québec regulations would have no significant impact on PBDE exposure for consumers of dairy products produced in Quebec.



Marc Hébert, Dominic Lemyre-Charest, Guy Gagnon, François Messier
et Sylvie De Grosbois

Épandage agricole des biosolides municipaux : contenu en métaux et en PBDE du lait de vache

Introduction

- 1 Les quelque 700 stations d'épuration municipales du Québec produisent environ 900 000 tonnes de boues municipales par an sur base humide (Hébert et al., 2008). Ces boues sont obtenues par divers traitements des eaux usées visant essentiellement à réduire le niveau de microorganismes pathogènes et à extraire la matière organique et les nutriments pour minimiser ensuite les rejets dans les lacs et les cours d'eau de ces constituants responsables de l'eutrophisation. Par contre, ces mêmes constituants ont des propriétés utiles pour les milieux terrestres, car les éléments minéraux, tels le phosphore et l'azote, ainsi que la matière organique de ces fumiers humains, accroissent la fertilité des sols et améliorent la productivité des plantes (Beecher, 2009 ; Perron et Hébert, 2008 ; BUC, 2008). Cependant, pour pouvoir être épandues, les boues doivent satisfaire des critères de qualité, notamment sur les plans de la désinfection et de la teneur en métaux et en dioxines et furannes (MDDEP, 2008). On parle alors de biosolides municipaux. Les biosolides doivent aussi être épandus selon les normes réglementaires et les critères en vigueur (MDDEP, 2008).
- 2 Pour une minorité d'agriculteurs, qui en reçoivent à chaque année sur moins de 0,5 % des sols agricoles du Québec (Hébert et al., 2008), l'épandage des biosolides municipaux permet de réduire l'achat d'engrais minéral (BUC, 2008). Un recyclage accru de biosolides permet aussi de réduire la dépendance du Québec envers les engrais minéraux importés dans un contexte de raréfaction des gisements de phosphore au plan mondial (Soil Association, 2010). Du côté des municipalités, ce mode de gestion permet de réduire significativement leurs émissions de gaz à effet de serre, comparativement à l'élimination des boues par enfouissement technique ou par incinération (Sylvis, 2009).
- 3 La France et la Norvège épandent actuellement sur leurs sols respectivement 70 % et 90 % des boues produites, contre 27 % pour le Québec (Hébert 2010). Le gouvernement du Québec vise cependant d'ici 2015 à mettre en valeur 60 % de la matière organique résiduelle par épandage, avec ou sans compostage ou méthanisation préalable, incluant les boues municipales (MDDEP, 2011). Dans la région de Saguenay, cet objectif est déjà atteint pour la portion des biosolides municipaux, lesquels sont épandus depuis près de 20 ans sur les sols de cette région (Figure 1), avec un taux de recyclage par épandage et compostage qui se situe à 100 % depuis 1994.

Figure 1. Reprise des biosolides stockés au champ en vue de leur épandage sur une ferme de Saguenay.



Photo : Guy Gagnon

- 4 Cependant, l'épandage des biosolides a suscité plusieurs craintes au fil des ans, notamment du fait que les boues d'épuration retiennent une partie des métaux et autres contaminants chimiques se retrouvant au départ dans les eaux usées municipales (Harrison et McBride, 2009 ; Desmarais, 2006 ; McBride, 2003). Un grand nombre de recherches ont donc été réalisées dans divers pays au cours des 30 dernières années pour documenter les teneurs en contaminants dans les boues et les risques potentiels liés à leur épandage sur les sols. Ces études ont ensuite fait l'objet de plusieurs synthèses (WEAO, 2010 ; Pepper et Zerkghi 2008 ; MDDEP, 2006 ; NAS, 2002 ; WEAO, 2001). Les synthèses indiquent généralement que le niveau de risque est relativement faible, selon les normes en vigueur dans les différents pays, mais que les études doivent se poursuivre notamment sur certains contaminants chimiques particuliers, ceux qu'on appelle dorénavant les « contaminants d'intérêt émergent » (CIÉ) (Hydromantis, 2010 ; 2009). Les CIÉ regroupent de nombreux composés que l'on retrouve dans les produits de consommation courante, tels les produits pharmaceutiques et de soin personnel. Ces composés sont susceptibles de se retrouver dans les excréments humains et dans les eaux de lavage domestique, et ainsi dans les boues résultantes de leur traitement (Xia et al., 2010). Plusieurs CIÉ sont cependant fortement dégradés lors du traitement des boues (Hydromantis, 2010) ou métabolisés en conditions aérobies au niveau du sol à la suite de l'épandage des biosolides, notamment les hormones et les nonyls-phénols (Andrade et al., 2010 ; Whalen et Hébert, 2010 ; Xia et al., 2010), ainsi que les antibactériens triclosan et triclocarban (Xia et al., 2010).
- 5 Les risques potentiels les plus préoccupants en matière de contaminants chimiques concernent donc surtout les molécules qui combinent les caractéristiques suivantes : toxicité élevée, persistance et teneur élevée dans les boues traitées, persistance dans les sols récepteurs et bioaccumulation dans la chaîne alimentaire (BNQ, 2009). Parmi les contaminants recoupant au moins deux de ces caractéristiques, on trouve des éléments traces métalliques (ÉTM), comme le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le mercure (Hg), le zinc (Zn) et le plomb (Pb), ainsi que des composés organiques comme les dioxines et furannes (PCDD/PCDF), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les biphényles polychlorés (BPC) et des agents retardateurs de flamme, dont les diphényles éther polybromés (PBDE).

- 6 Une récente étude indique cependant que les teneurs en plusieurs métaux dans les boues municipales canadiennes sont fortement à la baisse, notamment pour Cd, Hg et Pb (Hydromantis, 2010). Cela corrobore une précédente étude québécoise qui précise par ailleurs que les boues de stations municipales ne contiennent maintenant en moyenne pas plus de métaux que les boues de fosses septiques provenant des résidences isolées, sans apport industriel (Perron et Hébert, 2007b). Toutefois, certains métaux comme le Cu et le Zn conservent des teneurs élevées dans les biosolides comparativement aux sols naturels (Perron et Hébert, 2007b). L'épandage répété de biosolides peut donc entraîner à long terme un enrichissement de ces métaux dans les sols récepteurs, comme cela a été démontré en parcelles expérimentales longue durée aux États-Unis (Pepper et Zerzghi, 2008).
- 7 Perron et Hébert (2008) ont déterminé l'enrichissement en plusieurs ÉTM des sols agricoles de Saguenay ayant reçu entre 4 et 12 épandages de biosolides par champ, en conditions réelles, et selon la réglementation en vigueur. Ces épandages répétés n'ont pas altéré la qualité des sols pour les métaux analysés en comparaison des critères de qualité du sol pour les cations métalliques, développés par l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (Giroux et al., 2008), ou pour les critères de teneur en Hg développés par le CCME (2007). Toutefois, les enrichissements du sol en Cu et Zn biodisponibles (Mehlich 3) étaient notables. À moyen terme, l'augmentation du Cu et du Zn biodisponibles dans les sols pourrait se traduire par une augmentation dans les fourrages de la teneur en Cu et Zn, qui sont des éléments essentiels pour le bétail. Cela pouvait par contre indiquer un risque potentiel de dépassement des critères de sols pour des épandages répétés sur plusieurs décennies sur les mêmes parcelles (Perron et Hébert, 2008).
- 8 L'étude de Saguenay n'a toutefois pas documenté l'enrichissement du sol en d'autres ÉTM de type anionique, tels l'arsenic (As), le molybdène (Mo) et le sélénium (Se), en raison de limitations du dispositif expérimental. Or, le Mo du sol s'accumule facilement dans les différentes parties des plantes (Chaney, 1990). Cette bioaccumulation n'est pas forcément problématique pour les végétaux, mais il a été démontré qu'une réduction du ratio Cu/Mo des aliments du bétail peut induire une carence en cuivre préjudiciable à la santé des vaches (Ward, 1978). Sur la base d'études en parcelles expérimentales en Nouvelle-Angleterre, Harrisson et McBride (2009) ont suggéré l'idée que la santé du bétail qui consomme ces herbages pourrait être affectée par les biosolides, particulièrement si la consommation se fait directement au pâturage, avec une ingestion accidentelle de particules de biosolides et de sol. Comme un apport accru en Mo des aliments de la vache se traduit directement en une augmentation marquée de la teneur en Mo du lait (Ward, 1978), une élévation marquée de la teneur en Mo du lait provenant des fermes réceptrices de biosolides représenterait un indice de risque de carence en cuivre chez les bovins. L'étude de Saguenay (Perron et Hébert, 2008) n'a pas non plus mesuré l'enrichissement des sols en thallium (Tl), un autre ÉTM qui fait l'objet de certaines préoccupations relativement à l'épandage des biosolides (WEAO, 2010 ; McBride, 2003).
- 9 Parmi les contaminants organiques qu'on retrouve dans les biosolides, et qui regroupent les caractéristiques de toxicité, de persistance et de bioaccumulabilité, les dioxines et furannes font l'objet d'un suivi depuis plusieurs années au Québec (MDDEP, 2008). Leurs teneurs sont à la baisse et se situent maintenant en moyenne à des niveaux très faibles dans les biosolides municipaux (Hydromantis, 2010 ; Groeneveld et Hébert, 2004), tout comme pour les HAP (Hydromantis, 2010 ; Groeneveld et Hébert, 2004), et pour les BPC (MDDEP, 2008 ; Groeneveld et Hébert, 2004). Ces faibles niveaux sont principalement la conséquence des efforts de réduction de la contamination à la source (normes de rejet à l'égout) et du bannissement de plusieurs produits commerciaux (Hydromantis, 2010). Par contre, les teneurs en diphényles éther polybromés (PBDE) demeurent relativement élevées dans les boues municipales (WEAO, 2010 ; Harrisson et McBride, 2008).
- 10 Les PBDE sont des retardateurs de flammes de synthèse ajoutés en usine à différentes matrices plastiques, à des résines synthétiques ainsi qu'à des fibres textiles afin de réduire l'inflammabilité d'une foule de produits de consommation et ainsi minimiser les risques d'incendie, notamment dans les maisons. Plusieurs produits domestiques sont donc susceptibles de contenir des PBDE : le matériel de rembourrage des meubles, les boîtiers

d'appareils électroniques (téléviseurs, ordinateurs, etc.), les pièces d'automobile, les tuyaux de plastique, les matériaux de construction à base de plastique, les fils électriques, les circuits imprimés, les adhésifs, les scellants, certains jouets et tissus, etc. (Berryman et al., 2009 ; Alae et al., 2003). Ces objets, présents dans les maisons et autres bâtiments, se dégradent progressivement et forment des poussières dont une partie est inhalée ou ingérée (Schechter et al., 2006).

- 11 Les PBDE sont des substances toxiques au sens de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (Berryman et al., 2009). Ils sont des perturbateurs du système endocrinien chez l'animal (Mariussen et Fonnum, 2003). Une étude épidémiologique a montré une relation entre une exposition élevée aux PBDE et des impacts neurologiques chez l'enfant (Herbstman et al., 2010). Les poussières sont maintenant considérées comme la principale source de contamination aux PBDE chez l'humain (Johnson et al., 2010 ; Jones-Oto et al., 2005). On retrouve aussi des PBDE dans les produits alimentaires, principalement ceux d'origine animale (Schechter et al., 2006 ; Bocio et al., 2003). Une partie des PBDE inhalés ou ingérés est ensuite excrétée vers les eaux usées par les cabinets de toilette ; des poussières sont aussi rejetées à l'égout par les eaux de lavage domestique. Ces PBDE se retrouvent donc dans les eaux usées et sont acheminés aux stations d'épuration où ils se concentrent majoritairement dans les biosolides (Smyth et al., 2009) car ils adhèrent fortement à la matière organique et parce qu'ils sont généralement peu altérés par les procédés de traitement (WEAO, 2010).
- 12 Les PBDE ont des caractéristiques structurales proches des BPC et sont donc persistants dans les sols avec une demi-vie de 10 à plus de 20 ans, selon les congénères (Andrade et al., 2010). Des études américaines couvrant plus de 20 ans et 30 ans d'épandages répétés de biosolides indiquent que la majorité des PBDE épandus aurait effectivement persisté dans les sols (Xia et al., 2010 ; Pepper et Zerzghi, 2008). C'est pourquoi les PBDE font l'objet de préoccupations particulières parmi les contaminants d'intérêt émergent organiques présents dans les boues municipales (Hydromantis, 2010 ; Harrisson et McBride, 2009).
- 13 Les PBDE accumulés dans les sols récepteurs de biosolides sont cependant peu absorbés par les racines des plantes (Xia et al., 2010), à l'instar d'autres composés halogénés de poids moléculaire élevé comme les BPC et les dioxines et furanes. On n'a d'ailleurs pas détecté de PBDE dans le grain de maïs cultivé sur des sols fertilisés intensivement avec des biosolides pendant 33 ans (Xia et al., 2010). Certains auteurs (Kierkegaard et al., 2009 ; Harrisson et McBride, 2009) ont néanmoins suggéré un impact possible de l'épandage des biosolides sur la teneur en PBDE du lait de vache, notamment par l'ingestion involontaire de sol et de biosolides par les bovins sur des pâturages préalablement fertilisés avec des biosolides. On n'a toutefois relevé dans la littérature aucune étude ayant vérifié cette hypothèse. Par ailleurs, contrairement aux normes américaines et à la plupart des normes européennes, il est interdit d'épandre des biosolides sur les pâturages au Québec, sauf quelques biosolides particuliers qui sont certifiés par le Bureau de normalisation du Québec (MDDEP, 2008) mais qui sont en pratique surtout utilisés sur des cultures de grain. Un sol ayant reçu des biosolides peut cependant être réaffecté ultérieurement en pâturage, après plus d'un an, et le bétail peut y ingérer du sol enrichi en PBDE, alors que les particules de biosolides auront été majoritairement fragmentées et incorporées au sol par l'action des vers de terre et autres détritivores.
- 14 Dans ce contexte, la présente étude visait à vérifier si les accumulations en Cu et Zn, observées dans les sols agricoles de Saguenay, se répercutent sur la qualité du lait produit par les fermes laitières réceptrices de biosolides, comparativement à des fermes témoins, en conditions réelles d'exploitation plutôt qu'en parcelles expérimentales. L'étude comportait aussi un volet exploratoire visant à documenter les teneurs dans le lait d'autres ÉTM anioniques (As et Mo), dont l'enrichissement dans les sols n'avait pu être quantifié, ainsi que des contaminants d'intérêt émergent persistants, comme le TI et les PBDE. Le cas échéant, les enrichissements dans le lait de ferme étaient comparés à différentes normes, critères ou données de référence afin d'estimer l'impact potentiel sur la santé des consommateurs.

Matériel et Méthodes

Sélection des sites d'échantillonnage

- 15 Le territoire de Ville de Saguenay a été choisi comme site d'échantillonnage, car il s'agit d'une ville pionnière en valorisation des biosolides au Québec, qui dispose d'un registre complet des épandages depuis 1991 (Perron et Hébert, 2008).
- 16 Parmi la trentaine de fermes inscrites au registre, on a retenu les 14 fermes laitières « avec biosolides » les ayant utilisés le plus fréquemment depuis 1991. Pour constituer le groupe témoin, 20 fermes laitières ont été présélectionnées sur le même territoire, à partir d'une liste fournie par des intervenants régionaux. Ces fermes étaient reconnues comme n'ayant jamais épandu de biosolides municipaux ou de lisier de porc sur leurs terres (les lisiers de porc sont riches en Cu et en Zn). La sélection finale des 14 fermes témoins s'est faite de manière à obtenir des caractéristiques moyennes comparables à celles des 14 fermes « avec biosolides » relativement à la taille du troupeau, au type d'animaux, à l'envoi ou non des animaux au pâturage et à l'utilisation de tapis en caoutchouc dans l'étable (Tableau 1).
- 17 Ces critères visaient notamment à limiter la variabilité de certaines sources potentielles de PBDE. Les PBDE sont fortement hydrophobes et sont ainsi retenus par les matières grasses des produits animaux (Schechter et al., 2006). Or, la race de vaches influence la teneur en matières grasses du lait. Certains matelas de caoutchouc recyclé placés sous les animaux pouvaient pour leur part contenir des PBDE.
- 18 Par contre, le dispositif expérimental n'a pas permis de contrôler ou de mesurer certaines variables importantes, comme les dépôts atmosphériques de PBDE qui adhèrent au feuillage des herbages récoltés (Xia et al., 2010 ; Kierkegaard et al., 2009 ; Moon et al. 2006 ; Lee et al., 2004). Ces herbages constituent, avec les grains, la majeure partie de l'alimentation des vaches laitières de Saguenay. Le niveau de contamination des poussières dans l'étable n'a pas non plus été contrôlé.

Sélection des paramètres à analyser

- 19 Les enrichissements en Cu et Zn biodisponibles étant importants dans les sols récepteurs de biosolides (Perron et Hébert, 2008), ces deux ÉTM ont donc été retenus pour l'analyse du lait. On a également retenu l'analyse de Mo, As et Tl à des fins exploratoires. L'analyse de Se dans le lait n'a toutefois pas été retenue, car cet oligo-élément fait souvent l'objet de suppléments minéraux dans les rations des vaches, en fonction de l'analyse alimentaire. Le Tableau 2 montre les teneurs dans les biosolides de Saguenay pour les ÉTM considérés dans la présente étude.
- 20 Les PBDE comportent un à dix atomes de brome ; il existe donc plusieurs congénères, certains étant plus toxiques que d'autres. Afin de simplifier l'analyse des données de la qualité du lait et d'avoir un meilleur estimateur du risque, on a retenu la sommation des congénères 47, 99, 100, 153 et 154 (Σ congénères 47, 99, 100, 153, 154), à l'instar d'une importante étude américaine sur la teneur en PBDE des sols récepteurs de biosolides (Xia et al., 2010). Ces congénères sont en effet les plus abondants dans les échantillons biologiques, les aliments et le lait et seraient aussi les plus préoccupants en termes de risque (Kierkegaard et al., 2009 ; Schechter et al., 2006 ; Bocio et al., 2003 ; Mariussen et Fonnum, 2003). Les teneurs en PBDE des biosolides de Saguenay se retrouvent au Tableau 3. On y présente aussi à titre indicatif le paramètre PBDE total (Σ Total) qui regroupe tous les congénères, notamment le BDE-209, soit le déca-BDE. Compte tenu du caractère lipophile des PBDE, on a également analysé la matière grasse du lait.

Échantillonnage du lait

- 21 Deux séries d'échantillonnage de lait ont été réalisées en décembre 2009 sur 2 semaines distinctes, à raison de 14 échantillons de lait par série, de manière à avoir une représentation proportionnelle des 2 groupes de fermes dans chacune des 2 séries. À titre comparatif, on a aussi ajouté 4 échantillons de lait commercial à 3,25 % de matières grasses. Deux de ces échantillons provenaient de laiteries régionales de Saguenay et deux autres ont été achetés

dans la région de Laval et de Québec. L'échantillonnage n'a pas été répété dans le temps, en raison du coût élevé des analyses de PBDE.

- 22 La prise des échantillons à la ferme s'est faite dans la cuve à lait des producteurs (Figure 2), en utilisant du matériel d'échantillonnage non susceptible de contaminer le lait pour les paramètres étudiés. Un pot de verre d'un litre a servi à recueillir environ 600 ml de lait de ferme. Le pot de verre était manipulé à l'aide d'un collet de serrage, d'un mousqueton et d'une tige en acier inoxydable, tout comme les composantes des cuves à lait. Pour assurer l'homogénéité de l'échantillon, le lait fut préalablement mélangé cinq minutes dans la cuve, conformément aux pratiques normales pour l'analyse du taux de matières grasses. Cinquante ml de l'échantillon de lait fut transvidé dans un contenant en plastique en vue de l'analyse des matières grasses. Le reste de l'échantillon fut transvidé dans un pot de verre ambré d'un litre fourni par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). Un deuxième échantillon de sécurité a également été prélevé. L'équipement était rincé avec de l'eau distillée, avant et après chaque échantillonnage, afin d'éviter la contamination croisée. Le prélèvement du lait commercial a été réalisé de façon similaire, à même les contenants en carton. On a aussi procédé à l'échantillonnage des biosolides des 2 principales stations de traitement des eaux usées de la ville de Saguenay, soit Chicoutimi et Jonquière, pour l'analyse des PBDE. Tous les échantillons ont été conservés au froid et transportés en moins de 48 h aux laboratoires.

Figure 2. Vue de la laiterie d'une des 28 fermes participantes. À gauche, on observe les équipements de traite et à droite, la cuve de lait réfrigérée.



Photo : Dominic Lemyre-Charest

Analyses laboratoires

- 23 L'analyse des matières grasses du lait de ferme a été réalisée par la firme Valacta par méthode à l'infrarouge, selon la procédure habituelle utilisée pour la Fédération des producteurs de lait du Québec. Les autres analyses ont été réalisées par le CEAEQ à Laval. Pour le lait commercial, une analyse chimique de la matière grasse a été préférée, car il s'agissait d'un lait écrémé à 3,25 % et homogénéisé en usine. Les échantillons ont subi les étapes d'extraction dans les 5 jours suivant leur prélèvement à la ferme, sans congélation préalable, sauf dans certains cas. L'extraction pour les ÉTM a été faite selon des méthodes courantes (CEAEQ, 2010), par

- digestion à l'acide chlorhydrique et à l'acide nitrique à 95 °C pendant deux heures. Le dosage a été fait par ICP-MS.
- 24 L'extraction et l'analyse des PBDE du lait se sont avérées complexes et ont dû faire l'objet de mises au point par les chimistes du CEAEQ en cours de projet. Étant donné la capacité limitée de l'équipement d'extraction, chacune des deux séries de lait frais a été subdivisée en 2 sous-groupes et les 4 sous-groupes ont été extraits à des moments différents. Les extractions de la série 2 (troisième et quatrième sous-groupes) ont dû être reprises à partir d'échantillons congelés afin de satisfaire les critères de contrôle de qualité du CEAEQ. La congélation du lait a été utilisée par d'autres auteurs, dont Kierkegaard et al. (2009) et n'est pas censée altérer les résultats.
- 25 L'extraction a été basée sur une méthode de l'AOAC (1992). Un échantillon de lait de 100 ml a d'abord été fortifié avec une solution isotopique de PBDE marquée au ¹³C, en vue des contrôles de qualité ultérieurs. L'échantillon fortifié a ensuite été extrait à l'ampoule avec un mélange d'éthanol, d'hydroxyde d'ammonium et d'hexane. La fraction hexane était ensuite récupérée, alors que la fraction résiduelle était extraite à nouveau, à deux reprises avec un mélange d'éthanol/hexane. L'hexane provenant de ces 3 séries d'extraction était ensuite récupéré, déshumidifié à l'aide de sulfate de sodium anhydre, puis évaporé jusqu'à un volume de 6 ml. Cet extrait a ensuite été traité avec de l'acide sulfurique afin d'éliminer les lipides, puis purifié à l'aide d'une première colonne multicouche (silice, silice acide, silice basique et silice imprégnée de nitrate d'argent) et d'une seconde colonne d'alumine (50 g). Ces colonnes permettent l'enlèvement, par réaction et adsorption sélective, de la plupart des composés organiques co-extraits avec les PBDE. La digestion acide et la purification sont basées sur un protocole analytique utilisé pour l'analyse des BPC avec les matrices biologiques (CEAEQ, 2006). L'extrait purifié a ensuite été concentré par évaporation, puis transféré dans un vial. Un étalon volumétrique a été ajouté pour constituer un volume final de 500 µl. L'extrait final a été conservé au froid jusqu'à son injection dans un chromatographe en phase gazeuse couplé à un spectromètre de masse à haute résolution.
- 26 Les teneurs brutes en PBDE ont été corrigées en fonction du taux de récupération des étalons marqués au ¹³C. Les pourcentages de récupération ont satisfait les critères du contrôle de qualité, à l'exception du congénère PBDE-209 (décabromo-diphényl éther), un congénère qui présente souvent des difficultés analytiques avec ces matrices (Frederiksen et al., 2008 ; Kierkegaard, 2007). Cependant, ce congénère n'était pas retenu pour le lait. Pour chaque sous-groupe d'échantillons de lait, un blanc de laboratoire a été introduit lors de l'extraction pour tenir compte de la contamination ambiante au laboratoire par les poussières ou les réactifs. Ces teneurs ambiantes dans le blanc ont été soustraites des valeurs obtenues pour les échantillons. Selon les critères du CEAEQ, un résultat final inférieur à la limite de détection était considéré comme « non détecté » (ND), alors qu'une valeur positive, mais inférieure à 3 fois la limite de détection, était considérée « détectée mais non quantifiée » (DNQ).

Analyse statistique

- 27 Pour la teneur en matières grasses, la comparaison de moyennes entre les 2 groupes de fermes a été réalisée par un test de Student. Comme les distributions des valeurs pour As, Cu et Mo ne rencontraient pas l'hypothèse de normalité de façon satisfaisante, on a utilisé le test de Wilcoxon/Kruskal-Wallis par ordination pour tous les ÉTM, en imputant aux valeurs ND la moitié de la limite de détection. La présentation de la médiane a également été préférée à la moyenne, car toutes les valeurs avec Tl étaient sous le seuil de détection, ainsi que la majorité (75 %) des données avec As. Lorsque la médiane correspondait à une valeur ND, on a indiqué le seuil de détection dans le tableau des résultats. Les tests statistiques ont été réalisés avec le logiciel JMP 8.1a. Aucun test n'a été fait pour Tl, toutes les valeurs étant sous le seuil de détection.
- 28 Pour les PBDE, on a calculé à la fois la médiane et la moyenne en imputant aux valeurs ND la moitié de la limite de détection, et aux DNQ la limite de détection. Un test de Student a été réalisé pour la comparaison des moyennes, après avoir normalisé les données par une

transformation logarithmique ($\ln x$), étant donné la très grande variabilité des teneurs. Ce test a été réalisé avec le logiciel SigmaStat 3.1.

Résultats et discussion

Représentativité des fermes et des biosolides

- 29 Les 2 groupes de fermes laitières s'avèrent globalement comparables en termes de race animale et de taille du troupeau (Tableau 1). Toutefois, le groupe témoin contient une proportion plus élevée de fermes ayant recours au pâturage et à l'utilisation de tapis de caoutchouc. La principale distinction observée porte sur la réception des biosolides. Les fermes avec biosolides en ont reçu en moyenne pendant près de 11 ans, le maximum se situant à 18 ans, soit la ferme n° z2 qui participe depuis 1991 au programme de valorisation de Saguenay. Ce groupe de fermes représente probablement la sous-population de fermes laitières la plus exposée au Québec.

Tableau 1. Description des groupes de fermes laitières à l'étude.

	Fermes avec biosolides	Fermes témoin
Nombre de fermes	n =14	n =14
Race des vaches	Holstein	Holstein
Nombre moyen de vaches en lactation	x = 51 (22 à 70)	x = 48 (28 à 70)
Fermes ayant recours au pâturage	36 %	64 % (50 %) ¹
Utilisation de tapis de caoutchouc à l'étable	50 %	86 %
Nombre d'années avec épandages	x = 10,7 ans (4 à 18)	0

Légende : ¹ En enlevant 2 fermes ayant très peu recours au pâturage, on obtient 50 %.

- 30 On remarque que les teneurs en ÉTM des biosolides de Saguenay sont analogues aux moyennes québécoises pour As, Mo et Zn (Tableau 2). Les teneurs en Cu des biosolides de Saguenay sont toutefois plus faibles ; cela pourrait s'expliquer par une eau potable moins chlorée et moins corrosive pour la tuyauterie de cuivre des ménages. Le Tl n'a pas été détecté (<0,1 mg/kg).

Tableau 2. Teneurs moyennes de quelques ÉTM pour divers biosolides municipaux (mg/kg base sèche).

Origine du biosolide	As	Cu	Mo	Zn	Tl	Sources
Ville de Saguenay	3,0	194	4,1	239	<0,1	Perron et Hébert (2008), sauf pour Tl : données non publiées. Moyenne de 6 échantillons.
Province de Québec – stations mécanisées	3,8	402	5,4	398	-	Perron et Hébert (2007b). Moyenne pour 35 stations d'épuration.

- 31 La teneur en PBDE total des biosolides de Saguenay est sensiblement plus faible que les médianes canadiennes et états-uniennes (Tableau 3). Toutefois, la teneur médiane de 1040 ug/kg des boues de Saguenay correspond à une boue canadienne provenant d'un procédé similaire (Environnement Canada, données non publiées). Les teneurs pour la sommation des congénères 47, 99, 100, 153 et 154 suivent la même tendance.

Tableau 3. Teneurs médianes de quelques PBDE pour divers biosolides municipaux (ng/g, ou ug/kg, base sèche).

	Σ Total	Σ congénères 47, 99, 100, 153, 154	%	Source
Saguenay (n=2)	1040	397	38 %	Présente étude
Canada (n=9)	2520	866	34 %	Environnement Canada (données non publiées)
États-Unis (n=74)	2590	1366	53 %	USEPA (2009), adapté de WEAO (2010)

Teneurs du lait en matières grasses et en matières sèches

32 Le lait des 2 groupes de fermes s'avère identique au plan de la matière grasse et de la matière sèche (Tableau 4). Cela tend à confirmer que les 2 groupes de fermes sont similaires en ce qui concerne les principaux paramètres de production laitière. Cela implique aussi que le taux de matières grasses du lait des fermes n'a pas besoin d'être normalisé dans l'interprétation des analyses de PBDE.

Tableau 4. Teneurs moyennes du lait de fermes en matières grasses et en matières sèches selon les groupes de fermes.

	matières grasses (%)	matières sèches (%)
Fermes avec biosolides (n=14)	3,98	12,7
Fermes témoins (n=14)	3,94	12,6
Résultat de l'analyse statistique	$p = 0,60$ n.s.	-

Teneurs du lait en éléments traces métalliques

33 Le Tableau 5 présente les teneurs médianes en ÉTM du lait des 2 groupes de fermes ainsi que les résultats de l'analyse statistique. Pour l'arsenic, les teneurs médianes sont identiques et sous le seuil de détection (< 0,0002 mg/L). Les valeurs maximales mesurées sont en outre 27 fois inférieures à la norme québécoise pour la qualité de l'eau potable de 0,025 mg/L (Tableau 5), ce qui indique une absence de risque pour le consommateur.

Tableau 5. Teneurs en éléments traces métalliques (ÉTM) du lait de ferme (mg/L).

		As	Cu	Mo	Tl	Zn
Fermes avec biosolides (n=14)	Médiane	<0,0002	0,064	0,036	< 0,01	3,1
	Min	< 0,0002	0,044	0,031		2,7
	Max	0,0017	0,16	0,043		3,3
Fermes témoins (n=14)	Médiane	< 0,0002	0,075	0,038	< 0,01	3,1
	Min	<0,0002	0,031	0,031		2,8
	Max	0,0009	0,15	0,051		3,6
Tests statistiques ¹	Valeur p	0,51	0,57	0,38	-	0,50
Lait commercial (n=4)	Médiane	<0,0002	0,069	0,042	< 0,01	2,95
Norme québécoise pour l'eau potable		0,025	1,0	-	-	-

Légende : ¹ Pour le traitement statistique des données, voir la section matériel et méthodes.

- 34 Pour le cuivre, on en a détecté dans tous les échantillons de lait. Contrairement à ce qui était anticipé, la médiane est un peu plus faible pour le groupe avec biosolides, mais cette différence n'est pas significative au plan statistique (Tableau 5). Ce résultat est surprenant, car il est établi que les parcelles agricoles réceptrices de biosolides ont été enrichies en Cu biodisponible (Perron et Hébert, 2008). Les teneurs maximales en Cu mesurées dans le lait demeurent 6 fois inférieures à la norme québécoise pour l'eau potable. L'absence d'impact pour les fermes réceptrices de biosolides pourrait s'expliquer du fait que la teneur du sol aurait moins d'influence sur l'absorption en Cu par les plantes comparativement à d'autres facteurs comme le pH du sol et l'espèce cultivée (Basta et al., 2005). Par ailleurs, seulement une partie des champs reçoit des biosolides, car les fermes laitières disposent d'abord de leur propre fumier sur leurs terres.
- 35 La teneur du lait en zinc est également identique entre les 2 groupes de fermes. Tout comme pour Cu, l'augmentation de teneurs en Zn des sols (Perron et Hébert, 2008) ne s'est pas répercutée sur la qualité du lait. Il n'y a pas non plus d'impact sur la teneur en molybdène du lait. Puisqu'il existe une relation directe entre la teneur en Mo des aliments du bétail et celle du lait produit (Ward, 1978), on peut déduire que la teneur en Mo des aliments des fermes avec biosolides n'a pas été affectée, et que l'épandage de biosolides n'a donc pas induit un risque d'hypocupriose, contrairement à l'hypothèse avancée par Harrisson et McBride (2009). Il faut cependant préciser que, contrairement aux États-Unis, le Québec limite les teneurs en Mo des biosolides. Les biosolides produits au Québec ont en moyenne des teneurs en Mo comparables au lisier de porc et au fumier de volaille (Perron et Hébert, 2007b). Par ailleurs, le pH du sol demeure le facteur déterminant de l'absorption de Mo du sol par les plantes.
- 36 Le thallium pour sa part n'a jamais été détecté dans aucun échantillon de lait malgré un seuil analytique très sensible (0,01 mg/L). Selon certains auteurs (Tremel-Shaub, 1997), les bovins peuvent ingérer sans problème des végétaux contenant jusqu'à 1 mg/kg m.s. de Tl. C'est une teneur beaucoup plus élevée que ce qu'on retrouve dans les biosolides de Saguenay (< 0,1 mg/kg) et dans les boues canadiennes (0,26 mg/kg). Les teneurs en Tl des boues canadiennes auraient d'ailleurs régressé d'environ 60 fois au cours des dernières décennies, à la suite des interventions en assainissement industriel (WEAO, 2010). Ces teneurs dans les biosolides canadiens demeurent en outre bien inférieures aux teneurs de 0,5 à 1,5 mg/kg que l'on retrouve naturellement dans les sols argileux (Kabata-Pendias, 2000). En regard des teneurs mentionnées, les apports de biosolides ne sont donc pas susceptibles d'enrichir les sols en Tl de façon importante, ce qui semble indirectement corroboré dans le cas de Saguenay par la non-détection de Tl dans le lait de ferme.
- 37 De façon globale, les résultats indiquent que, pour un groupe de fermes laitières parmi les plus exposées aux biosolides municipaux au Québec (moyenne de 11 saisons d'épandage) et dans le contexte de la réglementation québécoise, la teneur du lait en As, Cu, Mo, Tl et Zn n'est pas modifiée et s'avère négligeable comparativement aux normes de qualité de l'eau potable lorsqu'elles existent (As et Cu). Cela, malgré le fait que l'épandage répété de biosolides sur ces fermes s'était traduit par un enrichissement important des sols en certains ÉTM (Cu et Zn). Par conséquent, la probabilité d'un impact à plus long terme sur le lait, à la suite des épandages ultérieurs sur ces mêmes fermes, s'avère faible. En contre-partie, l'hypothèse de propriétés qualitatives supérieures en oligo-éléments (Cu et Zn) du lait des fermes utilisant des biosolides est infirmée. Par mesure préventive, afin de protéger les végétaux cultivés, le gouvernement du Québec (MDDEP, 2010) a néanmoins restreint les charges permises en biosolides sur les sols déjà fortement enrichis en Cu par certains intrants comme le lisier de porc de maternité et de pouponnière. Ces engrais de ferme contiennent en effet des teneurs en Cu et Zn plus élevées que les biosolides municipaux (Perron et Hébert, 2007b).
- 38 On pourrait déduire de ces résultats que l'impact de l'épandage des biosolides municipaux sur la qualité du lait est probablement faible ou négligeable pour d'autres ÉTM, comme le cadmium et le plomb, puisque leurs teneurs dans les boues de Saguenay sont maintenant sur le plan du « bruit de fond » des sols naturels (Perron et Hébert, 2007b ; 2008). Les résultats pourraient aussi être transposables ailleurs au Québec dans les zones où les biosolides seraient utilisés de façon répétée avec des conditions de fermes similaires. En effet, à l'exception du

Cu, une majorité de biosolides québécois ont des teneurs en ÉTM analogues aux biosolides de Saguenay (Perron et Hébert, 2008). De plus, les épandages ailleurs en province font l'objet des mêmes restrictions, notamment pour les charges limites en phosphore (MDDEP, 2008). La situation pourrait être différente aux États-Unis, où les quantités de boues pouvant être épandues sur les sols agricoles sont beaucoup plus élevées, car les doses sont souvent basées sur les besoins en azote plutôt qu'en phosphore. En outre, la réglementation américaine n'impose pas encore de teneur limite en Mo dans les biosolides.

Teneurs du lait en PBDE

39 Des PBDE ont été détectés dans la moitié des échantillons de lait des fermes témoins et dans la majorité des échantillons (13/14) pour les fermes avec biosolides. Les niveaux mesurés sont souvent près des seuils de quantification et de l'ordre du ng/L (un millionième de ppm), ce qui indique la grande sensibilité des équipements de laboratoire. Le Tableau 6 montre que la teneur moyenne en PBDE du lait des fermes avec biosolides est statistiquement plus élevée que pour les fermes témoins. Cela porte à croire que la différence entre les 2 groupes est imputable à l'épandage des biosolides. D'ailleurs, la ferme z2, ayant reçu le plus fréquemment des biosolides (18 saisons d'épandage), est également celle qui a la teneur en PBDE du lait la plus élevée (Figure 3). Cependant, l'origine exacte de ces PBDE dans le lait est difficile à établir. En effet, on n'a détecté aucun PBDE avec le lait de la ferme o qui a cependant reçu des biosolides pendant 17 ans. De plus, la ferme n, sans biosolides, présente la deuxième teneur la plus élevée en PBDE pour l'ensemble des 28 fermes.

Tableau 6. Teneurs en PBDE (Σ congénères 47, 99, 100, 153, 154) du lait de vache (ng/L ou pg/ml)

	Fermes avec biosolides (n =14)	Fermes témoins (n =14)	Résultats des tests statistiques (valeurs de p)
Moyenne	7,2	3,6	0,01** ¹
Médiane	3,5	0,9	
Min	0,6	0,3	
Max	25,8	20,5	

Légende : ¹ Moyennes significativement différentes

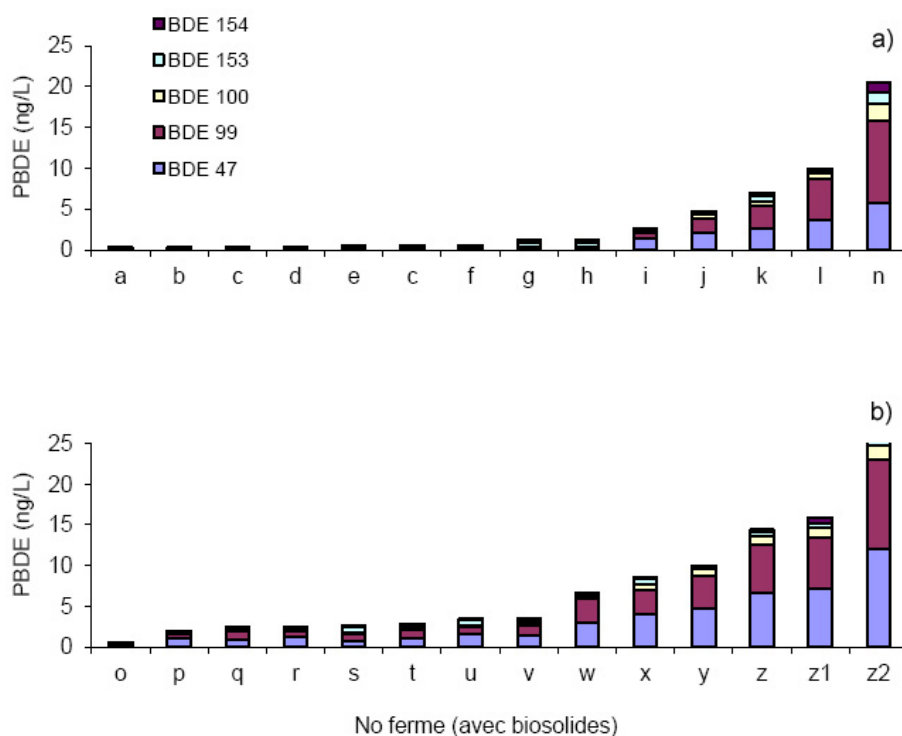


Figure 3. Teneurs en divers congénères de PBDE du lait pour différentes fermes (ng/L), sans biosolides (a) et avec biosolides (b).

- 40 D'emblée, on exclut l'absorption de PBDE du sol par les plantes qui est considérée comme négligeable (Xia et al., 2010). L'ingestion de sol au pâturage serait une source plus probable (Harrison et Mc Bride, 2009), mais parmi les 5 fermes avec biosolides ayant les teneurs les plus élevées en PBDE, une seule avait recours au pâturage. Par ailleurs, les 5 fermes témoins ayant les plus fortes teneurs en PBDE ont eu recours au pâturage. Cela tend à confirmer que le pâturage n'est pas une voie d'exposition dominante pour ce type de contaminants dans cette étude et probablement ailleurs au Québec. En effet, d'une part il est interdit d'épandre ce type de biosolides sur les pâturages au Québec et, d'autre part, les sols récepteurs de biosolides et enrichis en PBDE, sont rarement réaffectés en pâturages par la suite car, dans la pratique, ils sont souvent situés loin des bâtiments d'élevage.
- 41 Le groupe témoin avait une proportion plus élevée de fermes utilisant le tapis de caoutchouc (Tableau 1). Cette source de contamination serait cependant très limitée puisque 6 des 7 fermes témoins avec tapis de caoutchouc ont des teneurs inférieures à 0,6 ng/L. Il serait plus probable que des herbages récoltés mécaniquement sur certaines fermes comportaient des particules de biosolides séchés à la surface du sol qui auraient été happés par les équipements de récolte du foin. Cela n'explique toutefois pas le résultat relativement élevé pour la ferme n et quelques autres fermes sans biosolides (Figure 3a). En fait, la variabilité entre les fermes du groupe témoin est considérable, la valeur maximale étant 20 fois (2 000 %) plus élevée que la valeur minimale.
- 42 Il y a donc d'autres sources majeures de variation à la ferme qui n'ont pu être contrôlées par le dispositif expérimental, comme les dépôts atmosphériques sur les herbages récoltés. Kierkegaard et al. (2009) ont conclu que les dépôts atmosphériques sur les herbages étaient la principale source de contamination du lait d'une ferme au Royaume-Uni en se basant sur le bilan de masse et sur la similitude de la « signature » des PBDE du lait, des herbages et des dépôts atmosphériques. Ces auteurs n'avaient cependant pas mesuré l'exposition aux

poussières ambiantes. Ils ont d'ailleurs mesuré des teneurs 7 fois plus élevées en PBDE du lait pour les mêmes congénères.

- 43 La comparaison des teneurs en PBDE du lait de Saguenay avec d'autres valeurs de la littérature fournit d'ailleurs un éclairage supplémentaire. En rapportant toutes les valeurs sur une même base de matières grasses (Tableau 7), on constate que le lait des fermes avec biosolides de Saguenay contient proportionnellement de 3 à 7 fois moins de PBDE que les valeurs moyennes rapportées pour des produits laitiers du Royaume-Uni (Kierkegaard et al., 2009), de la Catalogne (Bocio et al., 2003) et des États-Unis (Schecter et al., 2006). Or, l'étude au Royaume-Uni n'impliquait pas de biosolides. Quant aux valeurs américaines, elles ne sauraient être influencées de façon substantielle par l'épandage des biosolides puisque celui-ci implique moins de 1 % du territoire agricole annuellement (Beecher, 2009). Cela tend à confirmer l'importance possible des dépôts atmosphériques.

Tableau 7. Teneurs moyennes en PBDE de différents laits et produits laitiers, par ordre croissant, exprimées sur la base de la matière grasse (Σ congénères 47, 99, 100, 153, 154)

		Σ PBDE
		ng/kg
		(matières grasses)
Lait commercial – Province de Québec	n =4	106
Lait de fermes avec biosolides - Saguenay	n =14	180
Produits laitiers - Espagne	n =4	495 ¹
Produits laitiers - É-U ²	n =15	699
Lait de ferme - Royaume-Uni ³	n =1	1 203
Lait maternel (É-U) ⁴	n =62	66 000 ⁴

Légende : ¹Bocio et al. (2003). Les auteurs ont imputé une valeur de zéro aux non détectés, ²Adapté de Schecter et al. (2006), ³Adapté de Kierkegaard et al. (2009), ⁴Sommation de tous les congénères de PBDE, y compris le BDE 209.

- 44 Shen et al. (2006) rapportent des teneurs en PBDE de l'air variant par un facteur de 10, selon les régions, alors que Frederiksen et al. (2009) rapportent que les dépôts atmosphériques de PBDE sont souvent moindres sous les latitudes nordiques. La région de Saguenay pourrait être moins affectée par les courants aériens en provenance des zones urbaines, contrairement au sud de la province (Pierre Walsh, comm. pers.). La plus faible teneur en PBDE mesurée dans le lait de fermes au Saguenay, avec ou sans biosolides, pourrait donc être la résultante de dépôts atmosphériques de PBDE moindres.
- 45 Les dépôts seraient toutefois davantage uniformes à l'intérieur d'une même région, ce qui n'expliquerait donc pas la grande variabilité des teneurs à l'intérieur d'un même groupe de fermes (avec ou sans biosolides). Toutefois, l'adsorption des PBDE sur la cuticule foliaire lipophile des herbages pourrait être sélective, à l'instar de l'adsorption différentielle des BPC de l'air sur les aiguilles des conifères qui varie selon l'espèce et la surface spécifique (Walsh, 2011). La dynamique d'adsorption et de désorption des PBDE sur le feuillage varierait aussi dans le temps selon les conditions météorologiques (Walsh, comm. pers.). Les conditions atmosphériques précédant le moment de la récolte, qui varie d'une ferme à l'autre, pourraient donc influencer la teneur dans les herbages. Au niveau local, il pourrait aussi exister des sources importantes d'émission de PBDE, notamment les activités illicites de brûlage de résidus contenant des PBDE (Shen et al., 2006).
- 46 Les poussières ambiantes dans les bâtiments d'élevage pourraient mieux expliquer la variabilité des teneurs en PBDE à l'intérieur des 2 groupes de fermes, pour une même région. En effet, les poussières ambiantes sont maintenant reconnues comme la principale source de contamination chez l'humain, avant l'alimentation (Johnson et al., 2010 ; Frederiksen et al.,

2008). À l'instar des humains, les vaches laitières passent la majeure partie de leur vie dans des bâtiments contenant des poussières. Toutefois, comme les vaches se nourrissent d'herbages et autres produits végétaux moins contaminés que les aliments destinés à l'alimentation humaine, on peut penser que les poussières seraient une voie d'exposition proportionnellement plus importante chez le bovin. La quantité de poussières et leur teneur en PBDE pourraient être très variable d'une ferme à l'autre tout comme elle varie grandement entre les maisons (Johnson et al., 2010). Rudel et al. (2003, cités par Xia et al., 2010) rapportent pour les poussières de certaines maisons des valeurs maximales 100 fois supérieures à la médiane.

47 L'importance de l'exposition des animaux d'élevage aux poussières dans les bâtiments agricoles serait cohérente avec le fait que la teneur en PBDE du bacon vendu aux États-Unis varie par un facteur de 100 (Schechter et al., 2006). Or, contrairement aux vaches laitières, le porc est rarement exposé aux herbages, mais est essentiellement nourri de grains, lesquels contiennent peu de PBDE. La grande variabilité d'exposition aux poussières d'une ferme à l'autre pourrait donc expliquer qu'on n'a pas détecté de PBDE sur plusieurs fermes sans biosolides, alors que d'autres avaient des teneurs en PBDE vingt fois plus élevées que la moitié de la limite de détection (Figure 3). Il s'agirait donc d'une co-variable majeure qui n'a pu être contrôlée par le dispositif expérimental. Une distribution non uniforme de ce paramètre très variable entre les 2 groupes de fermes pourrait expliquer une bonne partie de la différence observée, bien qu'une contamination des herbages récoltés sur certaines fermes par des particules de biosolides ne peut être complètement exclue.

48 Après avoir essayé d'expliquer l'origine des PBDE mesurés dans le lait de ferme de Saguenay, il est pertinent d'estimer l'impact possible de ces teneurs sur la santé des consommateurs. Chez l'adulte, Schechter et al. (2006) ont calculé que les produits laitiers contribuent pour moins de 15 % de l'ensemble des PBDE d'origine alimentaire. Les apports alimentaires ne seraient eux-mêmes responsables que pour une partie de la charge corporelle en PBDE chez l'humain, alors que la majorité proviendrait de l'inhalation de poussières et d'air dans les maisons (Johnson et al., 2010 ; Schechter et al., 2006 ; Jones-Octavo et al., 2005). De plus, la teneur en PBDE du lait des fermes réceptrices de biosolides de Saguenay est beaucoup plus faible que celles rapportées pour les produits laitiers ailleurs dans le monde (Tableau 7). Cet apport ne contribuerait donc pas de façon substantielle à la charge corporelle en PBDE des adultes qui consomment le lait de ces fermes.

49 Par ailleurs, si on assume que moins de 1 % des fermes laitières du Québec utilisent des biosolides, et en retenant l'hypothèse conservatrice que le lait de fermes avec biosolides les plus exposées contiendrait 2 fois plus de PBDE que les autres laits produits de Saguenay, il en découle que l'épandage des biosolides contribuerait pour moins de 2 % des charges de PBDE provenant du lait de ferme produit au Québec, alors que 98 % de la charge proviendrait de fermes non réceptrices de biosolides et serait principalement imputable aux dépôts atmosphériques et aux poussières. En réalité, cette proportion provenant de l'épandage des biosolides serait probablement plus faible du fait que la majorité des fermes laitières du Québec sont situées dans la vallée du Saint-Laurent et seront davantage exposées aux dépôts atmosphériques de PBDE en provenance de la zone urbaine des Grands Lacs. Ainsi, l'impact de l'épandage des biosolides, selon les normes en vigueur au Québec, s'avérerait négligeable en ce qui concerne l'exposition aux PBDE chez les Québécois adultes.

50 Les congénères 47 et 99, qui représentaient 80 % des PBDE à l'étude pour les 2 groupes de fermes, se répartissent dans les divers compartiments de la vache laitière essentiellement selon la répartition de la matière grasse (Kierkegaard et al., 2009). On peut en déduire que la teneur de la viande des vaches avec biosolides serait la même que pour le lait, sur base de matières grasses. Ainsi, la viande de bovins laitiers au Saguenay aurait une teneur moyenne de l'ordre de 180 ng PBDE/kg m.gr. pour les PBDE à l'étude, soit 4 fois moins que la teneur moyenne pour la viande de bovins aux États-Unis (Schechter et al., 2006).

51 La consommation par les jeunes enfants de lait ou de viande produits par les fermes laitières de Saguenay, avec ou sans utilisation de biosolides, aurait un impact probablement plus marginal. En effet, les jeunes enfants sont davantage exposés aux poussières de maison (Frederiksen et al., 2008) et les nourrissons reçoivent du lait maternel contenant en moyenne 66 000 ng/kg

m.g. de PBDE, soit 360 fois (36 000 %) plus que le lait des fermes de Saguenay avec biosolides (Tableau 7).

- 52 Le gouvernement canadien a instauré des mesures de réduction à la source visant la quasi-élimination des tétraBDE, pentaBDE et hexaBDE, considérés comme les congénères les plus bioaccumulables (Gouvernement du Canada, 2008). Le gouvernement fédéral a également annoncé son intention de réglementer davantage l'utilisation des PBDE autorisés, en instaurant notamment des restrictions d'usage pour le décaBDE (Berryman et al., 2009 ; Environnement Canada et BSEF, 2009). À l'instar des réductions significatives des dioxines et furanes et des BPC mesurées dans l'environnement à la suite des efforts d'élimination virtuelle, on peut s'attendre à moyen et à long terme à une stabilisation puis à une réduction progressive des teneurs en PBDE dans les dépôts atmosphériques, les poussières de maison, le lait maternel, le lait de vache et la viande.
- 53 Les accumulations de PBDE dans certains sols récepteurs de biosolides pourraient cependant prendre un certain temps avant de voir leurs teneurs diminuer de façon significative, en raison de la demi-vie élevée des PBDE. Des auteurs ont signalé une bioaccumulation chez le ver de terre sur les sols récepteurs de biosolides (Sellstrom et al., 2005). Toutefois, la bioaccumulation la plus préoccupante est celle de la faune prédatrice en milieu aquatique où le nombre de maillons de la chaîne trophique est le plus important (Berryman et al., 2009). La teneur en PBDE du poisson, sur base de matières grasses, serait en effet 50 fois plus élevée que celle de la viande de bœuf (Schechter et al., 2006). Or, les sols récepteurs de biosolides seraient sujets à l'érosion vers l'eau, devenant ainsi des sources indirectes de PBDE pour le milieu aquatique. Cependant, les sols récepteurs sont fréquemment labourés, ce qui réduit la concentration en PBDE de la zone de surface sujette à l'érosion. En outre, seulement une faible portion du territoire agricole québécois (< 0,5 %) reçoit annuellement des biosolides, soit moins de 0,01 % de l'ensemble du territoire québécois, alors que les dépôts atmosphériques de PBDE sont considérables et se font sur 100 % du territoire. Les dépôts hivernaux sous forme de neige seraient particulièrement à risque, puisque non fixés au sol et davantage sujets à se retrouver dans les rivières à la fonte des neiges. Ainsi, l'impact de l'épandage des biosolides serait probablement négligeable en matière de risques pour la faune aquatique prédatrice relativement aux PBDE.

Conclusion

- 54 Cette étude a permis de démontrer que, pour un groupe de fermes laitières du Québec parmi les plus exposées à l'épandage des biosolides municipaux, on ne relève pas d'impact sur la teneur du lait de vache en éléments traces métalliques comme l'arsenic, le cuivre, le molybdène, le zinc et le thallium. Cela confirme les résultats d'une précédente étude quant à l'innocuité de la pratique de valorisation des biosolides de Saguenay sur les sols récepteurs relativement aux éléments traces métalliques, selon le cadre réglementaire québécois. Cela vient en outre infirmer l'hypothèse d'une hypocuprose induite chez les bovins par un apport accru de molybdène par les herbages consommés. Ces résultats seraient transposables à une majorité de fermes laitières réceptrices de biosolides au Québec qui ont un niveau d'exposition généralement moins élevé que le groupe de fermes de Saguenay qui a fait l'objet de ces études et qui sont sujettes aux mêmes teneurs limites en Mo dans les biosolides.
- 55 Les résultats de l'analyse des diphényles éther polybromés (PBDE) du lait sont plus difficiles à interpréter. Les teneurs moyennes sont statistiquement plus élevées pour le groupe des 14 fermes avec biosolides comparativement au groupe témoin, malgré l'interdiction d'épandage de biosolides sur les pâturages. Il est possible que, lors de la récolte des prairies, des particules de biosolides aient été happées par les équipements de récolte. Cependant, une étude détaillée des résultats et une comparaison avec des données de la littérature suggèrent qu'une partie importante de la différence pourrait être attribuable à la grande variabilité entre les fermes de facteurs non contrôlés par le dispositif expérimental comme l'exposition aux poussières dans les étables et, dans une moindre mesure, la contamination des fourrages par les dépôts atmosphériques de PBDE.

- 56 En termes de santé environnementale, les teneurs en PBDE dans le lait des fermes avec biosolides demeurent toutefois beaucoup plus faibles que celles rapportées dans la littérature pour divers produits laitiers et ne contribuent donc pas à augmenter de façon sensible l'exposition globale en PBDE chez les consommateurs québécois. Le même raisonnement s'appliquerait à la viande produite par ces fermes, pour les PBDE à l'étude. Il est aussi peu probable que l'épandage de biosolides au Québec soit une source significative de contamination de l'eau et de la faune aquatique relativement aux PBDE.

Remerciements

- 57 Les auteurs tiennent à remercier M^{me} Paule Tremblay et M. Jean-Pierre Blouin, du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, pour l'analyse des contaminants chimiques du lait, à M. David Berryman, du MDDEP, pour la révision du manuscrit original et l'aide quant aux analyses statistiques et à M^{mes} Sylvie Leblond et Anne-Sophie Cauchon, du MDDEP, pour la révision linguistique. Nos remerciements s'adressent également aux 28 producteurs laitiers de Saguenay qui ont participé au projet, ainsi qu'aux nombreux chercheurs et collaborateurs qui ont commenté le protocole d'échantillonnage et d'analyse. Nous remercions finalement le MDDEP et la Ville de Saguenay pour leur contribution financière.

Bibliographie

- Alaee, M., P. Arias, A. Sjodin et A. Bergman, 2003, *An overview of commercially used of brominated flame retardants, their applications, their use patterns in different countries/regions and possible modes of release*, *Environment international*, vol. 29, p. 683-689.
- Andrade, N.A., L.L. McConnell, A. Torrents et M. Ramirez, 2010, Persistence of polybrominated diphenyl ethers in agricultural soils after biosolids application, *Journal of agricultural and food chemistry*, vol. 58, p. 3077-3084.
- AOAC, 1992, Official Method 989.05, *Fat in Milk*, [En ligne] URL : http://www.aoac.org/omarev1/989_05.pdf.
- Basta, N.T., J.A. Ryan et R.L. Chaney, 2005, Trace element chemistry in residual-treated soil. Key concepts and metal bioavailability, *Journal of environmental quality*, vol. 34, p. 49-63.
- Beecher, N., 2009, *Overview. in global atlas of excreta, wastewater sludge, and biosolids management, United Nations-Habitat*, [En ligne] URL : <http://www.unhabitat.org/pmss/listItemDetails.aspx?publicationID=2551>.
- Berryman, D., J. Beaudoin, S. Cloutier, D. Laliberté, F. Messier, H. Tremblay et A.D. Moissa, 2009, *Les polybromodiphénylséthers (PBDE) dans quelques cours d'eau du Québec méridional et dans l'eau de consommation produite à deux stations d'eau potable*, MDDEP, 36 p., [En ligne] URL : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/toxique/Rapport_PBDE.pdf.
- Bocio, A., J.M. Llobet, J.L. Domingo, J. Corbella, A. Teixido et C. Casas, 2003, Polybrominated diphenyl ether (PBDEs) in foodstuffs : Human exposure through the diet, *Journal of agricultural and food chemistry*, vol. 51, p. 3191-3195.
- BUC-Biosolids utilization Committee, 2008, *Sewage biosolids : a valuable nutrient source*, Gouvernement de l'Ontario, 8 p.
- BNQ 2009, *Amendement de sols – Biosolides municipaux alcalins ou séchés*, Norme nationale du Canada CAN/BNQ 0413-400, Bureau de normalisation du Québec.
- CCME 2007, *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols – Environnement et santé humaine : tableaux sommaires*, Conseil Canadien des ministres de l'environnement, 6 p.
- Chaney, R.L., 1990, Twenty years of land application research. *Biocycle*, p. 54-59.
- CEAEQ 2006, Détermination des biphenyles polychlorés (congénères) : dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse à haute résolution, Méthode MA. 400 – BPCHR 1.0, Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec, [En ligne] URL : <http://www.ceaeg.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA400BPCHR10.pdf>.
- CEAEQ 2010, *Détermination des métaux : méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon*, Méthode MA. 200-Mét. 1.2, Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec, [En ligne] URL : <http://www.ceaeg.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA200Met12.pdf>.

- Darnerud, P.O., 2003, Toxic effects of brominated flame retardants in man and in wildlife *Environment International*, vol. 29., p. 841-853.
- Desmarais, M., 2006, *Tabou(e) !*, Production Thalie, vidéo, 58 min.
- Eljarrat, E., G. Marsh, A. Labandeira et D. Barcelo, 2008, Effects of sewage sludges contaminated with polybrominated diphenyl ethers on agricultural soils, *Chemosphere*, vol. 71, p. 1079-1086.
- Environnement Canada et BSEF, 2008, Projet d'entente sur la performance environnementale : Entente de performance pour contrôler, surveiller et minimiser le rejet des mélanges de décabromodiphényls éther (DécaBDE) des installations canadiennes où le DécaBDE est utilisé ou manipulé, Gouvernement du Canada, 21 p.
- Frederiksen, M., K. Vorkamp, M. Thomson et L.E. Knudsen, 2008, Human internal and external exposure to PBDEs : A review of levels and sources, *International journal of hygiene and environmental health*, vol. 212, p. 109-134.
- Giroux, M., L. Deschênes et R. Chassé, 2008, Les éléments traces métalliques (ÉTM) : leur accumulation dans les sols agricoles, Fiche synthèse, 4 p., Institut de recherche et de développement en agroenvironnement, [En ligne] URL : http://www.irda.qc.ca/_documents/_Results/162.pdf.
- Gouvernement du Canada, 2008, Règlement sur les polybromodiphényléthers, C.P. 2008-1271, *Gazette du Canada Partie II*, vol. 142, #14, p. 1663-1682.
- Groeneveld, E. et M. Hébert, 2004, Dioxines, furannes, BPC et HAP dans les composts de l'Est du Canada, MDDEP, consulté le 10 juillet 2010, [En ligne] URL : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/articles/compost.htm>.
- Harrison, E. et M. McBride, 2009, Case for Caution Revisited : Health and Environmental Impacts of Application of Sewage Sludges to Agricultural Land, Cornell Waste Management Institute, Dept. of Crop and Soil Sciences, Rice Hall, Cornell University, Ithaca, NY, [En ligne] URL : <http://cwmi.css.cornell.edu/case.pdf>.
- Hébert, M., 2007, Les boues : le mouton noir du recyclage, La collecte des matières putrescibles et humides représente un défi de taille, *URBA*, Décembre 2007, p. 22-25.
- Hébert, M., G. Busset et E. Groeneveld, 2008, Bilan 2007 de la gestion des matières résiduelles fertilisantes, MDDEP, *Bibliothèques et archives nationales du Québec*, Québec, 20 p. [En ligne] URL : http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/mat_res/fertilisantes/Bilan2007.pdf.
- Hébert, 2010, La place de l'épandage agricole dans la gestion de la matière organique. In : Colloque sur les matières résiduelles, Réseau-Environnement, Sherbrooke, novembre 2010, Cahier de conférence.
- Herbstman, J.B., A. Sjödin, M. Kurzon et al., 2010, Prenatal Exposure to PBDEs and Neurodevelopment, *Environmental Health Perspectives*, 118 :712-719. doi :10.1289/ehp.0901340, [En ligne] URL : <http://ehp03.niehs.nih.gov/article/fechArticle.action?articleURI=info%3Adoi%2F10.1289%2Fehp.0901340>
- Hydromantis, 2009, Review of state of knowledge of biosolids science and research : contaminant inventory, *CCME*, Winnipeg, 119 p.
- Hydromantis, 2010, Emerging substances of concern in biosolids : Concentrations and effects of treatment processes, Final Report – Field Sampling Program, CCME Project # 447-2009, [En ligne] URL : http://www.ccme.ca/publications/list_publications.html#link7.
- Jacobson, A., M.B. McBride, P. Baveye et T.S. Steenhuis, 2005, Environmental factors determining the trace-level sorption of silver and thallium to soils, *Science of the total environment*, vol. 345, p. 191-205, [En ligne] URL : <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15919539>.
- Johnson, I, H.M Stapleton, A. Sjodin and J.D. Meeker. 2010. Relationships between Polybrominated Diphenyl AEther Concentrations in House Dust and Serum. *Environmantal Science & Technology*. Vol. 44, No. 14. 5627-5632.
- Jones-Otavo, H.A., J.P. Clarke, M.L. Diamond, J.A. Archbold, G. Ferguson, T. Harner, G.M. Richardson, J.J. Ryan et B. Wilford, 2005, Is House dust the missing exposure pathway for PBDEs ? An Analisis of the urban fate and human exposure to PBDEs, *Environmental Science et Technology*, vol. 39, p. 5121-5130.
- Kabata-Pendias, A., 2000, Trace elements in soil and plants, CRC Press, 3e ed., 413 p.
- Kierkegaard, A., L. Asplund, C.A. de Wit, M.S. McLachlan, G.O. Thomas, A.J. Sweetman et K.C. Jones, 2007, Fate of higher brominated PBDEs in lactating cows, *Environment science and technology*, vol. 41, #2, p. 417-423.
- Kierkegaard, A., C. A. de Wit, L. Asplund et al., 2009, A Mass Balance of Tri-Hexabrominated Diphenyl Ethers in Lactating Cows, *Environmental Science and technology*, (7), p. 2602-2607.

- Lee, R.G., G.O. Thomas et K.C. Jones, 2004, PBDEs in the atmosphere of three locations in western Europe, *Environment Science and Technology*, vol. 38, #3, p. 699-706.
- Mariussen, E. et F. Fonnum, 2003, The effect of brominated flame retardants on neurotransmitter uptake into rat brain synaptosomes and vesicles, *Neurochemistry International*, vol. 43, p. 533-542.
- McBride, M.B., 2003, Toxic metals in sewage sludge-amended soils : has promotion of beneficial use discounted the risks ?, *Advances in environmental research*, vol. 8, p. 5-19, [En ligne] URL : http://www.sourcewatch.org/images/2/22/McBride_-_Toxic_Metals_in_Sludge.pdf.
- McDonald, T.A., 2002, A perspective on the potential health risks of PBDEs, *Chemosphere*, vol. 46, #5, p. 745-755.
- McDonald, T.A., 2005, Polybrominated diphenylether levels among United States residents : Daily intake and risk of harm to the developing brain and reproductive organs, *Integrated Environmental Assessment and management*, vol. 1, #4, p. 343-354.
- MDDEP, 2006, Questions et réponses sur des éléments soulevés par le documentaire Tabou(e) ! sur la valorisation agricole des boues municipales, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, [En ligne] URL : [http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/articles/documentaire/tabou\(e\).asp](http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/articles/documentaire/tabou(e).asp).
- MDDEP, 2008, Guide sur la valorisation des matières résiduelles fertilisantes, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, [En ligne] URL : http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/mat_res/fertilisantes/critere/index.htm.
- MDDEP, 2010, Addenda 4 – Guide sur la valorisation des matières résiduelles fertilisantes, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.
- MDDEP, 2011, Politique québécoise sur la gestion des matières résiduelles, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.
- Moon, H.B., K. Kannan, S.J. Lee et M. Choi, 2006, Atmospheric deposition of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in coastal area in Korea, *Chemosphere*, vol. 66, #4, p. 585-593.
- NAS, 2002, Biosolids Applied to Land : Advancing Standards and Practices, Prepublication copy, Committee on Toxicants and Pathogens in Biosolids Applied to Land ; Board on Environmental Studies and Toxicology ; Division on Earth and Life Studies, National Research Council, National Academy Press, Washington D.C., 266 p. National Academy of Sciences.
- Pepper, I. et H. Zerzghi, 2008, Sustainability of Land Application of Class B Biosolids, *Journal of Environmental Quality*, 37 : S-58–S-67.
- Perron, V. et M. Hébert, 2008, Valorisation agricole de biosolides municipaux à Ville de Saguenay : impact à moyen terme sur le contenu des sols récepteurs, *Agro-solutions*, vol. 19, #1, p. 15-24, [En ligne] URL : http://www.irda.qc.ca/pages/Agrosolutions_vol19_no1_Perron.pdf.
- Perron, V. et M. Hébert, 2007b, Caractérisation des boues d'épuration municipales, Partie II : Éléments Traces Métalliques, *Vecteur environnement*, Novembre 2007, p. 42-46. [En ligne] URL : http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/articles/caract_boues2.pdf.
- Schechter, A., O. Pöpke, T.R. Harris, K.C. Tung, A. Musumba, J. Olson et L. Birnbaum, 2006, Polybrominated Diphenyl Ether (PBDE) levels in an expanded market basket survey of U.S. food and estimated PBDE dietary intake by age and sexe, *Environmental Health Perspective*, vol. 114, Nb.10, p. 1515-1520.
- Sellstrom, U., C.A. de Wit, N. Lundgren et N. Tysklind, 2005, Effect of sewage-sludge application on concentration of higher-brominated diphenyl ethers in soil and earthworms, *Environmental Science et Technology*, vol. 39, p. 9064-9070.
- Shen, L., F. Wania, Y.D. Lei et al., 2006, Polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in the North American atmosphere, *Environmental pollution*, 144 : 434-444.
- Soil Association, 2010, A rock and a hard place : Peak phosphorus and the threat to our food security, Soil Association, United Kingdom, [En ligne] URL : <http://www.soilassociation.org/Whyorganic/Climatefriendlyfoodandfarming/Resourcedepletion/tabid/1259/Default.aspx>.
- Smyth, S.A., K. Barclay et T. Ng, 2009, Wastewater monitoring under the Chemicals Management Plan, Water Science and Technology Directorate, Environment Canada. In : Proceedings of the WEAO technical conference, London, Ont.
- Sylvis, 2009, 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 – Sommaire, Préparé pour le *Conseil canadien des ministres de l'environnement*, Winnipeg, 200 p., [En ligne] URL : http://www.ccme.ca/assets/pdf/beam_executive_summary_fr.pdf.

Trémel, A. et M. Mench, 1997, Le thallium dans les sols et les végétaux supérieurs -II Le thallium dans les végétaux supérieurs. *Agronomie*, vol. 17, p. 261-269.

United States Environmental Protection Agency (US EPA) 2009 : Targeted National Sewage Sludge Survey. Statistical Analysis Report [En ligne] URL : http://water.epa.gov/scitech/swguidance/treatment/biosolids/upload/2009_01_15_biosolids_tnsss-stat.pdfEPA-822-R-08-018.

Walsh P., 2006, A survey of PCBs, PAHs, PCDFs and PCDDs in conifer needles, Colloque annuel de la Society of Environmental Toxicology and Chemistry (27e), tenu à Montréal du 5 au 9 novembre 2006.

Walsh, P., 2011, Les aiguilles de conifères de la région de Mercier comme bio-indicateurs de la qualité de l'air : mesure des PCDD, des PCDF, des BPC et des HAP, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (à paraître).

Ward, G.M., 1978, Molybdenum toxicity and hypocuprosis in ruminants : a review, *Journal of Animal Science*, vol. 46, p. 1078-1085.

Water Environment Association of Ontario (WEAO). 2001. Fate and Significance of Selected Contaminants in Sewage Biosolids Applied to Agricultural Land Through Literature Review and Consultation with Stakeholder Groups. R.V. Anderson Associates Ltd., Webber Environmental and Senes Consultants Ltd. 350 pp. [Online] URL:

http://www.weao.org/report/Fate_and_Significance.html

Water Environment Association of Ontario (WEAO). 2010. Assessing the Fate and Significance of Microconstituents and Pathogens in Sewage Biosolids. Update of the 2001 WEAO Report on Fate and Significance. Prepared for the WEAO by Hydromantis, Webber Environmental and W. Parker. 206 pp. [Online] URL: <http://www.weao.org/committees/biosolids/weaoreport/Assessing-the-Fate-Report-2010.pdf>

Whalen, J. et M. Hébert, 2010, Les contaminants d'intérêt émergent, In : Guide de référence en fertilisation, Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, p. 330-333.

Xia, K., S.H. Lakhwinder, K. Kuldip, K. Armbrust, A.E. Cox et T.C. Granato, 2010, Triclocarban, triclosan, polybrominated diphenyl ethers, and 4-nonylphenol in biosolids and in soils receiving 33-years biosolids application, *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 29, n° 3, p. 597-605.

Pour citer cet article

Référence électronique

Marc Hébert, Dominic Lemyre-Charest, Guy Gagnon, François Messier et Sylvie De Grosbois, « Épandage agricole des biosolides municipaux : contenu en métaux et en PBDE du lait de vache », *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Volume 11 Numéro 2 | septembre 2011, mis en ligne le 19 octobre 2011, Consulté le 15 mai 2012. URL : <http://vertigo.revues.org/11150> ; DOI : 10.4000/vertigo.11150

À propos des auteurs

Marc Hébert

Agronome, M.Sc., ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 675 boulevard René-Lévesque Est. Québec (Québec) G1R 5V7, Courriel : marc.hebert@mddep.gouv.qc.ca

Dominic Lemyre-Charest

Baa, M.Sc. Env., 108 Soles, Lac Brome, Courriel : lemyre_charest.dominic@courrier.uqam.ca

Guy Gagnon

Coordonnateur – valorisation agricole, Ville de Saguenay, 2710, boul. Saguenay Ouest, Saguenay (QC) G7X 7W7, Courriel : guy.gagnon@ville.saguenay.qc.ca

François Messier

Chimiste, Ph.D., Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 850, boul. Vanier, Laval (Québec). H7C 2M7, Courriel : Francois.messier@mddep.gouv.qc.ca

Sylvie De Grosbois

Professeure associée, Université du Québec à Montréal, vice-rectorat à la vie académique, CP 8888, succursale Centre-ville, Montréal, H3C 3P8, Courriel : de_grosbois.sylvie@uqam.ca

Droits d'auteur

© Tous droits réservés

Résumé / Abstract

On a mesuré l'impact de l'épandage de biosolides (boues d'épuration municipales traitées) sur la qualité du lait de vache en conditions réelles d'opération à la ferme, selon le cadre réglementaire prescrit au Québec. Le lait de 14 fermes réceptrices de biosolides a été échantillonné dans la région de Saguenay en décembre 2009 et comparé au lait de 14 fermes témoins. Les fermes réceptrices avaient un historique moyen de 11 années d'épandage. L'analyse statistique révèle l'absence d'impact sur la teneur du lait en contaminants inorganiques (arsenic, cuivre, molybdène, zinc et thallium) et suggère l'absence d'hypocupriose induite chez les bovins des fermes réceptrices. La teneur en diphényles éther polybromés (PBDE) était par contre plus élevée dans le lait du groupe de fermes avec biosolides. Cette différence pourrait être en partie attribuable à la variabilité de l'exposition aux poussières entre les bâtiments d'élevage. La teneur moyenne en PBDE du lait des fermes réceptrices demeure cependant très faible (7,2 ng/L), soit de 3 à 7 fois inférieure aux teneurs moyennes relevées pour divers produits laitiers aux États-Unis et en Europe sur base de la matière grasse. Ces plus faibles teneurs pourraient en partie être expliquées par des dépôts atmosphériques moindres sur les herbages au Saguenay ou par un niveau de contamination moindre des poussières de bâtiments d'élevage. Selon les résultats de cette étude, les connaissances actuelles et les données disponibles, l'épandage de biosolides municipaux selon le cadre réglementaire québécois serait sans impact notable sur l'exposition globale aux PBDE des consommateurs de produits laitiers du Québec.

Mots clés : Biosolides, boues, cuivre, lait de vache, métaux, molybdène, PBDE, retardateurs de flamme, thallium.

The impact of land application of biosolids (treated municipal sewage sludge) on dairy milk quality was measured in real farm operating conditions where biosolids were applied in accordance with the regulatory framework prescribed in the province of Quebec (Canada). The milk from 14 farms receiving biosolids were sampled in the Saguenay region in December 2009 and compared to milk from 14 control farms. The tested farms had used biosolids an average of 11 years. Statistical analysis revealed no difference in the content of inorganic contaminants (arsenic, copper, molybdenum, zinc and thallium) in milk. These results suggest absence of induced hypocupriosis for dairy cows from farms using biosolids. However, the content of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) was higher in milk sampled from the farms using biosolids. Differences could be due, in part, by variability of exposition to dust among farm buildings. PBDE levels were however very low (mean value of 7,2 ng/L), and remained 3-7 times lower than the average levels recorded for various dairy products in the United States and Europe (fat content basis). These low levels could be linked, in part, to lower air depositions on forage in the Saguenay region or lower dust contamination in farm buildings. Based on these results, current knowledge and available data, the application of municipal biosolids under Québec regulations would have no significant impact on PBDE exposure for consumers of dairy products produced in Quebec.

Keywords : Biosolids, copper, dairy milk, flame retardants, metals, molybdenum, PBDE, sludge, thallium