



Juin 2016

Risques pour la santé associés à l'épandage de biosolides municipaux sur des terres agricoles

Onil Samuel, Michelle Gagné, Marie-Hélène Bourgeault, Pierre Chevalier, Louis St-Laurent, Mathieu Valcke
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Institut national de santé publique du Québec

Introduction

Le traitement des eaux usées municipales génère des quantités importantes de biosolides. Comme ces matières résiduelles fertilisantes (MRF) possèdent des propriétés agronomiques intéressantes, leur **valorisation sur les terres agricoles s'inscrit bien dans les objectifs de la Politique québécoise de gestion des matières résiduelles** qui prévoit recycler 60 % des matières organiques générées par les villes et l'industrie. Cependant, l'épandage de ces substances fertilisantes soulève des préoccupations sanitaires en raison de la présence de contaminants chimiques et de microorganismes pathogènes dans les biosolides.

C'est dans ce contexte que RECYC-QUÉBEC a demandé à l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) de documenter l'état des connaissances scientifiques concernant les risques pour la santé potentiellement associés à l'épandage de biosolides sur des terres agricoles. Comme les déjections des animaux de ferme représentent la principale source de matière résiduelle fertilisante utilisée au Québec, et qu'elles peuvent aussi représenter une source de contaminants chimiques et biologiques, un volet de l'analyse a aussi porté sur la comparaison des risques potentiels découlant de leur utilisation avec ceux des biosolides.

L'analyse des informations obtenues à partir des différentes études scientifiques et de la littérature grise a permis de mettre en perspectives les facteurs contributifs au risque et de proposer des pistes de réflexion en ce qui a trait à l'usage sécuritaire des biosolides.

Méthodologie

Afin d'apprécier les effets de l'épandage des biosolides en milieu agricole sur la santé humaine, plusieurs approches de recherche documentaire ont été utilisées. La première, une revue thématique de la littérature, avait pour but de préciser les éléments pertinents à l'étude du sujet à partir de la littérature scientifique et de la littérature grise. Elle a permis, entre autres, de décrire la présence de contaminants chimiques et de microorganismes pathogènes dans les biosolides, de déterminer les principales voies par lesquelles la population peut y être exposée et de rassembler les textes législatifs qui encadrent l'usage des biosolides sur les terres agricoles au Québec.

Une revue systématique de la littérature scientifique a ensuite été réalisée afin de documenter de façon plus détaillée les risques potentiels d'atteintes à la santé associés à une telle pratique. C'est par cette démarche que les études épidémiologiques et les évaluations du risque ont été recensées. Enfin, des approches méthodologiques similaires ont été utilisées afin de documenter les risques sanitaires potentiels associés à l'usage du fumier animal comme fertilisant en milieu agricole.

Généralités sur les biosolides

Les biosolides municipaux sont épandus sur moins de 0,7 % de la surface du territoire agricole québécois. Ceux-ci proviennent d'environ 800 stations d'épuration municipales ou encore de centres de traitement des boues de fosses septiques. Ils représentent moins d'un pour cent des quelque vingt-neuf millions de tonnes de

substances fertilisantes épandues en agriculture, dont la majorité (95 %) est composée de fumiers qui, comme les autres engrais de ferme, ne sont pas considérés comme des MRF.

En plus de leurs propriétés agronomiques, les biosolides doivent être conformes à des critères **conçus pour protéger la qualité de l'environnement** (MDDELCC, 2015). À cette fin, elles sont classées en fonction de leur qualité, et définie selon des critères qui caractérisent la présence de contaminants chimiques (catégories C1, C2) et de microorganismes pathogènes (catégories P1, P2). La première catégorie pour chacune des classes est de meilleure qualité, alors que **l'usage de la seconde implique des contraintes d'utilisation plus sévères**. Elles sont également classées **selon des caractéristiques d'odeurs** et en fonction de leurs teneurs en corps étrangers (ex. : débris de plastique ou de verre). La réglementation québécoise se compare favorablement à toutes celles élaborées à travers le monde. Pour le contrôle des métaux, les critères québécois sont parmi les plus sévères au monde.

En ce qui concerne les composés organiques, le Québec est le seul, **avec l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA)**, à avoir une norme pour les dioxines et les furannes. En matière de critères microbiens, les exigences québécoises se comparent aussi très bien aux autres pays, et ce, tant en ce qui a trait aux normes ou aux exigences de désinfection des boues.

Enjeux sanitaires soulevés par l'usage des biosolides

L'**usage de biosolides** à des fins de fertilisation agricole peut générer des préoccupations de la part du public ou des autorités sanitaires et gouvernementales en raison des enjeux de santé publique, perçus ou réels, **qu'il soulève**. Ces enjeux découlent notamment de la présence dans les biosolides de contaminants chimiques et biologiques aux propriétés diverses, des **multiples voies d'exposition par lesquelles ces contaminants peuvent entrer en contact avec l'humain**, et du potentiel des biosolides à contribuer au **développement de l'antibiorésistance**.

Contamination chimique des biosolides

Un grand nombre de contaminants chimiques sont susceptibles de se retrouver dans les boues municipales. Ces substances **proviennent d'une variété de sources industrielles et domestiques**. La caractérisation toxicologique de ces divers

contaminants est très variable; certains ont des effets **bien démontrés si l'exposition est suffisante**, alors que **d'autres sont beaucoup moins bien connus**.

Ainsi, parmi les métaux présents dans les biosolides, le cadmium, le mercure, le plomb **et l'arsenic présentent** les propriétés toxicologiques les plus préoccupantes du point de vue de la santé publique (Santé Canada, 2004). Brièvement, ces métaux sont reconnus comme étant néphrotoxiques, cardiotoxiques, neurotoxiques ou cancérigènes. Le chrome hexavalent, le nickel et le cobalt **soulèvent aussi des préoccupations puisqu'ils** sont classés comme cancérigènes probables ou possibles selon le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC, 2015). En plus de ces composés inorganiques, plusieurs centaines de composés organiques, dont certains sont étudiés depuis fort longtemps, sont susceptibles de se retrouver dans les boues municipales (Harrisson *et al.*, 2006).

Ainsi, les risques pour la santé humaine que présentent certains congénères des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) résident dans leur pouvoir mutagène, tératogène et cancérigène, alors que les effets les plus reconnus associés aux biphényles polychlorés (BPC) sont des dommages hépatiques, des anomalies congénitales, des atteintes du système immunitaire (Santé Canada, 2004; Hays, 2001; Krogmann et Boyles, 1999). Une exposition aux dioxines et furannes peut aussi affecter le système immunitaire humain, et engendrer des troubles congénitaux et des cancers (Krogmann et Boyles, 1999; Santé Canada, 2004; CIRC, 2015). Enfin, des composés organiques volatils (COV) sont associés à un potentiel cancérigène, notamment le benzène et les solvants chlorés tels que le tri- et le tétrachloroéthylène, ainsi que le chlorure de vinyle (Spiker et Morris, 2001).

De manière générale, les substances émergentes présentent des caractérisations toxicologiques moins exhaustives; les risques associés à leur présence dans les biosolides sont donc empreints de plus **d'incertitude**. Parmi ces cas, on retrouve les substances pharmaceutiques, les retardateurs de flamme polybromés (ex. : polybromodiphényléthers [PBDE]), certains phénols (ex. : bisphénol A), des tensioactifs fluorés (tel **l'acide** perfluorooctanesulfonique [PFOS]) ainsi que des agents antiseptiques tels le triclosan et le triclocarban (WEAO, 2010). Le manque de données toxicologiques et épidémiologiques sur ces substances contribue à soulever des préoccupations sanitaires auprès des autorités ou du public en général (WEAO, 2010; Apedaile *et al.*, 2002).

Les propriétés physico-chimiques des substances présentes dans les boues sont éminemment variables. Leur mobilité et leur devenir environnemental dépendent de ces propriétés et influencent le potentiel de bioaccumulation au niveau des chaînes trophiques (plantes et animaux) et ultimement, la possibilité d'une exposition humaine en découlant. Par exemple, les BPC sont peu mobiles et s'adsorbent fortement aux particules du sol où ils ont des demi-vies très longues (plusieurs années).

Inversement, la biodégradation rapide de composés organiques comme les alkylphénols et les phtalates limite leur temps de résidence dans les sols, ce qui rend moins probable la possibilité qu'ils soient transférés dans d'autres matrices environnementales et dans les végétaux (WEAO, 2001, 2011). Toutefois, les données sur la mobilité et le potentiel de bioaccumulation sont limitées pour de nombreuses substances et il reste ardu de déterminer leur devenir à la suite de l'épandage de biosolides.

Contamination microbienne des biosolides¹

Les biosolides ont un microbiote très hétérogène; on y retrouve des virus, des bactéries, des protozoaires ainsi que des organismes de plus grande dimension, comme les vers plats et ronds. La liste des virus qui peuvent se retrouver dans les biosolides est similaire à celle des eaux usées municipales d'où ils sont issus. La plupart sont d'origine entérique et, conséquemment, peuvent provoquer des problèmes gastro-intestinaux. Certains de ces virus peuvent aussi être à l'origine d'infections respiratoires, de méningites, de myocardites ainsi que d'hépatites. Les plus étudiés dans les biosolides sont les entérovirus, les adénovirus, les rotavirus et les norovirus.

De nombreux genres bactériens sont présents dans les biosolides. Un premier groupe est principalement composé de bactéries reconnues pathogènes (notamment *Salmonella*, *Campylobacter* et certains *Escherichia*) alors qu'un autre groupe comprend notamment des bactéries qualifiées de pathogènes opportunistes (comme *Legionella*, *Listeria*, *Pseudomonas* et *Streptococcus*), représentant un risque sanitaire surtout pour les personnes plus vulnérables ayant notamment un système immunitaire compromis.

Les biosolides hébergent aussi des protozoaires, dont quelques-uns sont responsables de parasitoses chez l'humain. Au Québec, quatre espèces présentes dans les eaux usées ont un potentiel notable de parasiter les humains : *Balantidium coli*, *Cryptosporidium parvum*, *Entamoeba histolytica* et *Giardia lamblia*.

Les traitements des eaux résiduaires et des boues urbaines influencent le devenir des microorganismes. En bref, les traitements thermiques ou acides, la déshydratation, les digestions aérobie et anaérobie peuvent réduire le nombre d'agents pathogènes. Par ailleurs, après épandage sur le sol, des conditions environnementales limitent leur survie : pH acide, faible humidité, température élevée, ensoleillement (le rayonnement ultraviolet est microbicide). Certaines formes, comme les spores bactériennes et les kystes de protozoaires, survivent toutefois plus longtemps en présence de ce type de conditions défavorables.

Antibiorésistance dans les biosolides municipaux

Dans son rapport annuel de 2014 sur les risques globaux menaçant l'humanité, le World Economic Forum (WEF, 2014) mentionne que le risque découlant de la résistance aux antibiotiques est supérieur à la moyenne des risques populationnels (changements climatiques, guerre mondiale, catastrophes environnementales, etc.).

Les eaux usées municipales sont reconnues comme étant une source de microorganismes antibiorésistants ainsi que de résidus d'antibiotiques excrétés. Elles constituent par ailleurs un milieu de croissance idéal pour les microorganismes résistants, ainsi qu'un environnement favorable au transfert de gènes véhiculant l'antibiorésistance. La présence et le nombre de microorganismes antibiorésistants dans les eaux usées et les biosolides municipaux seraient tributaires des procédés de traitement utilisés. Ainsi, l'antibiorésistance est moins souvent détectée dans les biosolides, comparativement aux eaux usées non traitées. Certains traitements des biosolides, comme la digestion anaérobie et la stabilisation à la chaux, concourent à une réduction supplémentaire de l'antibiorésistance, comparativement à des traitements moins élaborés (séchage, par exemple).

¹ Voir Jenkins *et al.* (2007) ainsi que Sidhu et Toze (2009) pour plus de précisions.

Voies d'exposition

Les boues constituent donc des mélanges complexes de contaminants chimiques et microbiens avec lesquels les populations résidentes et riveraines des sites d'épandage peuvent entrer en contact.

L'ingestion directe de biosolides entreposés et épandus, tout comme l'ingestion de sol et de poussières contenant des boues, constitue des voies d'exposition significatives aux contaminants.

L'inhalation de particules de sol contaminé (aérosols) et le contact cutané peuvent aussi constituer des voies d'exposition directes aux biosolides. Enfin, l'exposition indirecte concerne principalement l'ingestion d'eau ou d'aliments qui ont préalablement été en contact avec des biosolides.

Risques à la santé en lien avec l'épandage de biosolides

Preuves épidémiologiques

Quatre études épidémiologiques traitant de l'état de santé de populations potentiellement exposées aux biosolides dans des contextes agricoles ont été répertoriées dans le cadre de la revue systématique de la littérature. Le tableau 1 présente les caractéristiques générales de ces études.

Trois des études s'intéressent à des personnes vivant à proximité de sites d'application agricole, alors qu'une autre examine des utilisateurs domestiques qui les utilisent pour fertiliser leur jardin. Comme en témoigne la dernière ligne du tableau, les risques à la santé sont considérés comme faibles par certains auteurs, alors qu'ils sont jugés préoccupants par d'autres. L'examen des publications révèle d'importantes limites méthodologiques et des lacunes qui complexifient l'appréciation des constats divergents des auteurs.

L'analyse est d'abord limitée par la caractérisation insuffisante des biosolides par les auteurs qui ne rapportent aucune concentration de contaminants chimiques ou pathogènes dans les boues (Khuder *et al.*, 2007; Lewis *et al.*, 2002) ou présentent seulement des données qualitatives (Dorn *et al.*, 1985). Le peu de renseignements disponibles sur l'exposition des populations limite aussi de façon importante l'interprétation des résultats. En effet, la distance qui sépare la résidence d'un groupe d'individus des lieux d'épandage est le seul paramètre retenu pour déterminer le statut de personne exposée dans la moitié des études (Khuder *et al.*, 2007; Lewis *et al.*, 2002).

Aussi, comme les données relatives aux effets à la santé proviennent généralement de questionnaires autoadministrés, elles doivent être interprétées prudemment. De plus, les études épidémiologiques ont peu caractérisé le lien temporel entre l'exposition aux biosolides et l'apparition des effets sanitaires potentiels, information essentielle à la compréhension des risques.

En plus de comporter de nombreuses limites, les études ont été menées aux États-Unis, dans des contextes qui diffèrent des conditions québécoises d'épandage. Par exemple, deux d'entre elles s'intéressent à l'épandage de biosolides sur les cultures maraîchères (Dorn *et al.*, 1985; Baker *et al.*, 1980), une pratique restreinte par la législation au Québec. Finalement, les données concernant les conditions d'épandage des deux autres études sont trop limitées pour permettre une comparaison.

Considérant l'ensemble des faiblesses méthodologiques, ainsi que la difficulté de transposer les résultats au contexte québécois, il est impossible conclure sur les risques découlant de l'utilisation des biosolides à des fins agricoles sur la base des preuves épidémiologiques recensées.

Tableau 1 Description sommaire des études épidémiologiques recensées

	Dorn <i>et al.</i> , 1980 ¹	Baker <i>et al.</i> , 1985	Khuder <i>et al.</i> , 2007	Lewis <i>et al.</i> , 2002
Type d'étude	Étude de cohorte prospective (3 ans).	Étude de cohorte rétrospective.	Étude descriptive (transversale).	Étude descriptive (transversale).
Population (n)	- Résidents de fermes utilisatrices de biosolides (164). - Résidents de fermes témoins (130).	- Utilisateurs domestiques (89). - Résidents témoins (22).	- Résidents à < 1,6 km de lieux d'épandage (437). - Témoins : Résidents à > 1,6 km (176).	- Résidents à < 1,0 km de lieux d'épandage (48). - Pas de groupe témoin.
Mesures de l'exposition	- Questionnaire : temps passé sur la ferme, provenance des aliments consommés, etc.	- Questionnaire : temps passé au jardinage, provenance des aliments consommés, taux d'épandage, etc.	Statut d'exposition déterminé en considérant la distance à un champ où l'épandage de biosolides est permis.	- Modélisation des concentrations d'exposition (données non présentées dans l'article).
Caractérisation des biosolides	- Catégorie P2. - Analyse qualitative d'échantillons (n = 311).	- Hors norme. - Analyse quantitative BPC (n = 28).	- Catégorie P2. - Aucune analyse réalisée.	- Catégorie P2. - Aucune analyse réalisée.
Mesure des effets à la santé	- Questionnaires téléphoniques mensuels : symptômes systémiques, digestifs et respiratoires. - Test diagnostique de la tuberculose et d'anticorps (entérovirus et salmonelles).	- Indicateurs sériques : concentration de BPC, de triglycérides et marqueurs des fonctions hépatique et rénale.	- Questionnaires autorapportés : symptômes systémiques, maladies aiguës et chroniques : salmonellose, giardiase, bronchite, emphysème, maladie de Parkinson.	- Questionnaires autorapportés sur des symptômes systémiques. - Recueil de symptômes recueillis par l'un des individus d'un sous-groupe.
Conclusion générale rapportée sur le risque	Pas d'effets néfastes associés à l'usage de biosolides en agriculture.	Faible preuve que l'utilisation de biosolides contaminés augmente l'exposition aux BPC.	Risque accru de problèmes respiratoires, gastro-intestinaux et de maladies.	- Risque potentiel pour les populations avoisinantes.

Note : Les données concernant la caractérisation des biosolides ainsi que certains résultats des analyses réalisées sur les échantillons biologiques recueillis lors de l'enquête épidémiologique de Dorn *et al.* (1980) sont publiés par Ottolenghi et Hamparian (1987).

Évaluation des risques associés à l'épandage de biosolides

Vingt-quatre évaluations du risque ont été recensées et sélectionnées dans le cadre de l'actuelle revue de la littérature scientifique (tableau 2).

Évaluation des risques chimiques

Les onze publications qui traitent des contaminants chimiques portent généralement sur des biosolides dédiés à la fertilisation de cultures maraîchères ou de pâturages, pratiques presque entièrement absentes au Québec. Selon divers scénarios, elles présentent des estimations de l'exposition de la population et une appréciation des risques qui y sont associés. De manière générale, les auteurs ont estimé les concentrations résiduelles de contaminants dans les différents milieux environnementaux (sols, aérosols, eau et aliments) qu'ils ont combinés à des données

d'exposition populationnelle (taux d'inhalation, taux d'ingestion de sol, d'eau et d'aliments contaminés) afin d'estimer les doses d'exposition. Ces doses ont ensuite été utilisées afin d'évaluer les risques. De plus, puisque la majorité des auteurs font varier plusieurs paramètres dans leur scénario d'exposition, ils présentent une étendue de valeurs de risque plutôt qu'une valeur unique.

L'ensemble des publications rapporte des indices de risque (IR) pour des effets non cancérogènes. Un IR est le quotient de la dose d'exposition sur la valeur toxicologique de références (VTR) du contaminant étudié. Il permet de vérifier si l'exposition entraîne une dose inférieure à une VTR (IR < 1) ou supérieure à celle-ci (IR > 1). Quant au risque cancérogène, il est exprimé en excès de cas de cancer. Au Canada, et dans de nombreux pays, le seuil d'un cas supplémentaire de cancer sur 10⁶ personnes exposées (10⁻⁶) est jugé négligeable (INSPQ, 2012).

Tableau 2 Liste des évaluations du risque chimique et infectieux recensées dans la littérature, selon les voies d'exposition considérées par les auteurs

VOIES D'EXPOSITION		CONTAMINANTS	
		Chimique	Microbien
DIRECTE	Ingestion	—	Eisenberg <i>et al.</i> (2008); Gerba <i>et al.</i> (2002); Gerba <i>et al.</i> (2008); Westrell <i>et al.</i> (2004)
	Inhalation	Snyder et O'Connor (2013)	Brooks <i>et al.</i> (2004); Brooks <i>et al.</i> (2005a); Brooks <i>et al.</i> (2005b); Brooks <i>et al.</i> (2012); Dowd <i>et al.</i> (2000); Eisenberg <i>et al.</i> (2008); Gerba <i>et al.</i> (2008); Viau <i>et al.</i> (2011).
INDIRECTE	Ingestion de sol	Snyder et O'Connor (2013)	Brooks <i>et al.</i> (2012); Gerba <i>et al.</i> (2002); Gerba <i>et al.</i> (2008); Kumar <i>et al.</i> (2012)
	Ingestion d'eau	McFarland <i>et al.</i> (2012, 2013a, 2013b); Snyder et O'Connor (2013)	Eisenberg <i>et al.</i> (2008)
	Ingestion d'aliments	Aryal et Reinhold (2011); Cao et Ikeda (2000); Jackson et Eduljee (1994); Passuello <i>et al.</i> (2010); Prosser et Sibley (2015); Snyder et O'Connor (2013); Wild <i>et al.</i> (1994)	Brooks <i>et al.</i> (2012); Gale <i>et al.</i> (2005); Navarro <i>et al.</i> (2009); Westrell <i>et al.</i> (2004)
	Multivoie	Lopes <i>et al.</i> (2011)	—

Sur la base des données recensées, le risque associé à l'épandage de biosolides contaminés par des éléments chimiques apparaît faible. En effet, la majorité des publications estime qu'il est inférieur au seuil de risque non cancérigène généralement admis comme étant acceptable (IR < 1). De plus, les risques cancérigènes rapportés par Passuello *et al.* (2010) sont tous inférieurs à 10⁻⁶. Les quelques scénarios associés aux valeurs d'IR supérieurs à la valeur seuil de 1 rapportés dans la littérature impliquent des boues dont les concentrations sont supérieures aux normes québécoises et des taux d'application supérieurs à la limite permise au Québec pour les biosolides de la classe C2 (soit 4,4 Mg/ha-an; MDDELCC, 2015).

Si la comparaison des évaluations de risque entre elles est complexe, l'analyse des paramètres spécifiques de leurs scénarios d'exposition et des étendues de risque qui en découle permettent d'identifier les facteurs qui contribuent aux dépassements des seuils de risque. Comme le présente le tableau 4, la concentration de contaminants présents dans les biosolides influence nécessairement l'évaluation du risque qui en résulte, tout comme les taux d'épandage. L'estimation de l'exposition est aussi tributaire des choix du scénario qui concernent le contact avec les biosolides (ex. : taux d'ingestion de sol, taux d'inhalation, consommation alimentaire). Par exemple, la proportion d'aliments provenant de cultures vivrières issues de sols sur lesquels des biosolides ont été appliqués est un déterminant particulièrement important. À ce propos,

des auteurs mettent en évidence qu'une alimentation constituée à 100 % de produits (céréales, fruits et légumes dans ce cas) provenant de terres amendées peut contribuer à l'obtention d'un niveau de risque supérieur (IR >1), comparativement à celui lié à une consommation marginale (2 %) de ces mêmes produits. Ceci dit, d'autres auteurs qui ont évalué les risques associés à une alimentation complètement issue de cultures fertilisées aux biosolides obtiennent des indices de risques inférieurs au seuil. Or, une telle situation d'exposition est peu susceptible de se produire au Québec. En effet, selon les données de 2012 (MDDELCC, 2014), moins de 1 % des terres agricoles ont reçu des biosolides et aucune n'était en culture maraîchère.

L'approche d'évaluation des risques comprend des incertitudes et plusieurs lacunes en matière de connaissances restent à être comblées. Tout d'abord, les études recensées portent sur un nombre limité de contaminants chimiques. De plus, plusieurs voies d'exposition, comme l'ingestion directe, l'inhalation et la consommation d'eau, restent peu documentées, tout comme l'exposition multivoie. Enfin, peu d'auteurs se penchent sur les risques toxicologiques potentiels chez certains sous-groupes de la population (ex. : femmes enceintes). Davantage de données portant sur ces divers éléments seraient nécessaires pour conclure avec plus de confiance sur les risques chimiques associés à l'utilisation de biosolides dans un contexte agricole.

Tableau 3 Facteurs qui engendrent des valeurs supérieures de risques chimiques aux seuils admis dans un contexte d'épandage de biosolides en milieu agricole, selon les données extraites de la littérature scientifique

Concentration des contaminants chimiques dans le biosolide
1. Des concentrations de contaminants supérieures aux critères C2 peuvent augmenter le risque (IR > 1).
Concentration des contaminants chimiques dans le milieu
2. Des taux d'épandage supérieurs à ceux permis par la réglementation québécoise peuvent augmenter le risque (IR > 1)
Scénarios d'exposition de la population
3. Des proportions majoritaires de consommation d'aliments provenant de terres amendées contribuent à augmenter le risque (IR > 1).

Évaluation des risques infectieux associés à l'épandage de biosolides

La revue de la littérature a permis de colliger 13 études portant sur les risques associés à l'inhalation, l'ingestion de biosolides, l'ingestion de sols amendés ou la consommation d'eau ou d'aliments contaminés qui concernent les infections virales, bactériennes ou parasitaires (tableau 2).

L'estimation de l'exposition de la population a été réalisée en utilisant des concentrations d'agents pathogènes présents dans les biosolides ou dans les différents milieux (air, sol, eau, aliments), lesquelles ont été combinées à des scénarios d'exposition populationnelle (taux d'inhalation ou d'ingestion). À l'instar des études sur les risques chimiques, la majorité des publications présente une étendue de valeurs de risque plutôt qu'une valeur unique, puisqu'elles font varier plusieurs paramètres dans leurs scénarios d'exposition. Ces risques ont ensuite été interprétés en les comparant à la valeur de 1×10^{-4} (soit un cas d'infection sur 10 000 personnes), seuil généralement considéré comme acceptable par les organismes sanitaires (OMS, 2001).

Les estimations de risques fluctuent grandement et la majorité des étendues varient d'une absence de cas à un risque élevé d'infection. Il convient donc de rappeler que la comparaison des différentes publications recensées est complexe, car chacune d'entre elles estime des valeurs de risques selon des paramètres et des scénarios d'exposition différents et variables. Ceci dit, selon les données rapportées dans la littérature scientifique, le risque infectieux associé à l'épandage

de biosolides en milieu agricole, principalement de catégorie P2, peut sembler élevé dans certaines situations.

Une analyse approfondie des étendues de risques rapportés dans la littérature permet d'identifier les principaux paramètres qui expliquent les valeurs supérieures au seuil acceptable (soit un risque supérieur à 10^{-4} ; tableau 4), lesquelles sont généralement associées à des situations d'exposition particulière. Par exemple, le risque pathogène pour des biosolides de catégorie P2 est important lorsque des individus ingèrent directement des biosolides ou une quantité accrue de sol (ex. : comportement *pica*²). Aussi, l'impact sanitaire lié à l'exposition respiratoire à des microorganismes présents dans les aérosols augmenterait à l'intérieur d'un rayon de 165 m du lieu d'épandage. Enfin, parmi les valeurs de risque élevées se trouvent également ceux associés à une alimentation entièrement constituée de cultures fertilisées avec des boues.

Si le risque infectieux est influencé par la concentration des microorganismes dans les biosolides, la concentration dans le milieu et le scénario d'exposition, ces facteurs peuvent être pris en compte dans les pratiques de gestion afin de réduire les risques sous des seuils acceptables. Considérant la réglementation en vigueur, ces situations extrêmes d'exposition et les risques qui y sont associés sont peu susceptibles de se produire au Québec. Tout d'abord, l'accès du public aux lieux de fertilisation est interdit, ce qui limite les risques associés à l'ingestion de sols amendés. De plus, en raison de la réglementation québécoise, aucune parcelle agricole en culture

² Le comportement *pica*, observé surtout chez les enfants, est caractérisé par l'ingestion volontaire de substances non comestibles.

maraîchère ne peut recevoir de biosolides municipaux, à l'exception des produits de catégorie P1 certifiés par le BNQ.

Il y a lieu de noter que des lacunes restent à être comblées au niveau des connaissances scientifiques pour bien comprendre les risques infectieux associés à l'utilisation agricole des biosolides. Par exemple, les études recensées s'intéressent peu aux biosolides classés P1 et portent sur un nombre restreint de microorganismes pathogènes. Des évaluations sur des agents d'intérêt émergents ou sur des microbes résistants aux antibiotiques permettraient d'avoir un portrait plus complet des risques.

Conclusion sur les risques associés à l'usage des biosolides

Les études épidémiologiques recensées dans le cadre du présent projet ne permettent pas de conclure quant aux risques sanitaires de l'usage des biosolides en agriculture. Les évaluations du risque permettent cependant d'identifier des facteurs susceptibles de

diminuer les risques sous des seuils acceptables. La majorité des publications recensées estiment que les risques chimiques associés à l'épandage de biosolides sont sous les seuils considérés acceptables par les autorités sanitaires, même lorsque leur contenu dépasse les concentrations permises au Québec. Parallèlement, la littérature révèle que les risques infectieux sont, dans certaines conditions particulières, potentiellement préoccupants. Toutefois, ils peuvent être fortement influencés par plusieurs facteurs (ex. : survie des microorganismes pathogènes, distances entre la source de contamination et les individus exposés, etc.) qui peuvent être pris en considération dans les pratiques de gestion afin de réduire les risques sous des seuils acceptables. Enfin, bien que les scénarios et les conditions d'exposition décrites dans ces publications soient, dans de nombreux cas, peu représentatifs du contexte d'utilisation québécois, il faut reconnaître que les processus d'évaluations des risques chimiques et microbiens comprennent des incertitudes découlant des modèles ainsi que des valeurs utilisées pour les paramètres. Il faut conséquemment interpréter ces données avec prudence.

Tableau 4 Facteurs qui engendrent des valeurs supérieures au seuil de risques infectieux ($> 10^{-4}$) dans un contexte d'épandage de biosolides en milieu agricole, selon les données extraites de la littérature scientifique

Concentration de microorganismes pathogènes dans le biosolide

1. Des concentrations élevées de microorganismes supérieures au critère P2 augmentent le risque infectieux au-delà de 10^{-4} .
2. La recroissance de microorganismes dans les biosolides au-delà des critères peut augmenter le risque infectieux ($>10^{-4}$)

Concentration de microorganismes pathogènes dans le milieu

3. Ne pas incorporer les biosolides dans le sol peut augmenter les risques d'infection au-delà du seuil de 10^{-4} , particulièrement lors d'ingestion directe de biosolides.
4. Une distance de moins de 165 m entre la source et la population peut augmenter les risques associés à l'inhalation d'aérosols à un niveau supérieur à 10^{-4}
5. Un sol non poreux facilite l'accès des agents pathogènes aux sources d'eaux souterraines et générerait des risques supérieurs à 10^{-4} . Ceci dit, un sol saturé en eau diminue le risque d'infection et, au-delà d'une distance de 15 m, les risques seraient inférieurs à 10^{-4} .
6. Une période inférieure à 4 mois peut augmenter les risques d'infection associés à l'ingestion de sols amendés biosolides à un niveau supérieur à 10^{-4} . En effet, cette période ne permet pas une réduction suffisante du nombre de microorganismes pathogènes. Une période inférieure à 4 mois peut également augmenter les risques d'infection associés à l'ingestion d'aliments contaminés à un seuil supérieur à 10^{-4} .

Scénarios d'exposition de la population

7. L'ingestion d'une quantité importante de sols amendés (ex. : 5 ou 10 g) par les enfants au comportement *pica* entraîne des risques supérieurs à 10^{-4} . Le comportement *pica* est caractérisé par l'ingestion volontaire de substances non comestibles.
8. Les risques d'infection augmentent en fonction de taux de consommation (ex. : g/j) et la proportion d'aliments consommée augmente. Les données de la littérature ne permettent toutefois pas de spécifier un taux de consommation « sécuritaire ».

Comparaison des risques sanitaires des biosolides avec ceux des déjections animales : mise en perspective

L'utilisation de fumiers (solide et liquide, incluant les lisiers) peut, au même titre que les biosolides, représenter une source de contaminants chimiques et biologiques. Il est important de préciser que des exigences quant à la diminution de la concentration en microorganismes pathogènes sont requises pour les biosolides, alors que les fumiers n'ont à subir aucun traitement avant leur épandage (REA, 2015; MDDELCC, 2015). Les déjections animales peuvent être la source de plus d'une centaine d'agents pathogènes, incluant des bactéries, des parasites (protozoaires et vers) et des virus. Les agents pathogènes les plus importants qui constituent une préoccupation pour la santé humaine sont les bactéries *Campylobacter jejuni*, *Escherichia coli* (divers sérotypes et sérogroupe dont O157:H7), *Salmonella* spp., *Listeria monocytogenes*, ainsi que les protozoaires *Cryptosporidium* spp. et *Giardia lamblia*.

Parmi les contaminants inorganiques, de nombreux métaux peuvent être présents dans les fumiers, dont des éléments essentiels (ex. : cuivre et zinc) et, plus rarement, des composés plus toxiques (ex. : cadmium et plomb). En plus des métaux, les biosolides municipaux peuvent aussi contenir des traces de certains contaminants organiques tels que les dioxines et les furannes, les HAP, les BPC et les retardateurs de flamme.

Des substances médicamenteuses sont aussi présentes dans les fumiers. C'est le cas des antibiotiques et des stimulateurs de croissance (hormones de croissance). Les antibiotiques sont utilisés chez les animaux pour le traitement de maladies, mais ils sont aussi ajoutés à l'alimentation pour diverses raisons, notamment à titre de promoteurs de croissance. Il est estimé que 75 % des antibiotiques utilisés en production agricole sont excrétés par les déjections et se retrouvent dans l'environnement. Au Canada, en 2014, 82 % de la quantité totale des substances antimicrobiennes vendues était destinée à une utilisation chez les animaux de ferme, le reste étant pour des usages chez les humains (D. Daignault, Agence de la santé publique du Canada, communication personnelle, 2016). C'est environ 1,1 million de kg d'ingrédients actifs de substances antimicrobiennes qui ont été employés chez les animaux, comparativement à environ 150 000 kg chez les humains.

Les stimulateurs de croissance (souvent désignés comme hormones de croissance ou « stéroïdes anabolisants » - bien que ce ne sont pas nécessairement des substances de nature stéroïdienne) sont utilisés pour favoriser le gain de masse musculaire chez certains animaux destinés à la boucherie, plus spécifiquement les bouvillons, au Canada. De nombreux comités et panels d'experts ont presque tous conclu que les concentrations résiduelles retrouvées dans la viande ne représentaient aucun risque à la santé des consommateurs, étant donné que la majorité de ces substances sont naturellement présentes tant chez les animaux que les humains (testostérone, progestérone et œstrogènes). On les retrouve à de très faibles concentrations dans l'environnement (de l'ordre du µg et du ng/kg), généralement en quantités plus élevées dans les effluents de fermes de vaches laitières. Des études avec des animaux de laboratoire ont mis en évidence quelques perturbations hormonales, mais elles ont été réalisées avec des concentrations d'hormones nettement supérieures à celles retrouvées dans l'environnement ou dans la viande commercialisée. L'apport des hormones par les déjections animales est plus important que l'apport issu des biosolides.

Preuves épidémiologiques

Aucune étude épidémiologique n'a spécifiquement comparé les risques sanitaires, principalement les risques infectieux, découlant de l'exposition aux fumiers avec ceux associés aux biosolides. Cependant, plusieurs régions du Québec ont déjà été en situation de surplus de déjections animales; les utilisations importantes de matières fertilisantes qui en découlent ne sont pas sans avoir soulevé des inquiétudes en matière de risques sanitaires. C'est dans ce contexte qu'au Québec, plusieurs études épidémiologiques ont été réalisées, plus particulièrement concernant les infections entériques d'origine zoonotique (Febriani *et al.*, 2010; Lebel *et al.*, 2004; Levallois *et al.*, 2014; St-Pierre *et al.*, 2009). L'ensemble de ces études constitue une évaluation intéressante des risques à la santé pour les populations vivant dans les zones rurales en surplus de fumier ou supportant des activités d'élevage intensif. Ces études réalisées sur des territoires importants indiquent de faibles risques sanitaires associés aux productions animales. Des épidémies ayant comme origine le fumier sont toutefois possibles. Le ruissellement faisant suite à de fortes pluies et transportant des agents pathogènes microbiens provenant du fumier a été impliqué dans certaines des plus grandes épidémies d'origine hydrique, alimentaire ou, à un niveau moindre, lié à l'usage récréatif de l'eau.

Au Canada, le cas le plus connu concerne la ville de Walkerton en Ontario. Lors de cet événement, de nombreuses personnes ont souffert de maladies gastro-intestinales et certaines en sont même décédées, quand l'approvisionnement en eau a été contaminé par des agents pathogènes du fumier, dont *E. coli* O157:H7 et *Campylobacter* spp. provenant d'une ferme voisine (Oun *et al.*, 2014). La contamination par les microorganismes pathogènes du fumier par l'eau d'irrigation utilisée sur les cultures vivrières peut également être à l'origine de maladies hydriques graves. L'usage récréatif de l'eau, qui peut être contaminée par des microorganismes pathogènes provenant du fumier animal, peut aussi être la source de diverses épidémies (EPA, 2013; Gelting *et al.*, 2011; Oun *et al.*, 2014).

En revanche, il est important de préciser que, pour les biosolides traités, selon Oun *et al.* (2014), il n'y a pas eu d'épidémies ou d'excès de maladies documentées scientifiquement à la suite de l'exposition aux agents pathogènes.

Évaluation des risques chimiques

Peu d'études ont comparé les risques sanitaires associés aux contaminants organiques ou inorganiques des fumiers et des biosolides. L'étude de Lopes *et al.* (2011), a estimé les risques associés aux métaux, alors que celle de Prosser et Sibley (2015) discute des risques liés aux produits pharmaceutiques et de soins personnels.

De façon globale, l'étude de Lopes *et al.* (2011) montre que les biosolides municipaux contiennent des concentrations moyennes de métaux légèrement plus élevées que celles des fumiers, notamment en ce qui a trait au cadmium et au plomb. Par ailleurs, les métaux comme le cuivre et le zinc atteignent parfois des concentrations importantes dans les fumiers en raison d'une utilisation importante de ces oligo-éléments dans la nourriture du bétail. Malgré cette présence, l'étude suggère que les risques chimiques à long terme des fumiers sont faibles. À cet effet, aucun indice de risque estimé sur la base des concentrations de 80 études différentes répertoriées par Lopes *et al.* (2011) ne dépasse la valeur-seuil de 1. En comparaison, les biosolides ont révélé quelques rares valeurs d'IR supérieures à 1 pour le zinc, cependant liés à des biosolides dont la concentration dépassait les normes québécoises. L'étude de Franco *et al.*, (2006) semble confirmer le risque faible associé aux métaux présents dans les fumiers utilisés comme fertilisant agricole. Certaines limites méthodologiques soulèvent toutefois des incertitudes quant aux résultats

de ces études. Par exemple, plusieurs sources de contamination du sol, quoique mineures, ont été exclues des analyses. De plus, la biodisponibilité des métaux n'a pas été considérée, ce qui aurait pu mener, selon les auteurs, à une surestimation de l'absorption de ces métaux par les plantes.

La présence de certains contaminants organiques comme les dioxines et les furannes, les HAP, les BPC et les retardateurs de flammes dans les fumiers semble faible (Velema, 2000; Schriftenreihe, 1997). Dans le cas des biosolides municipaux, à l'exception des retardateurs de flammes comme les PBDE, leurs concentrations ont diminué de façon significative au cours des dernières années et se situent maintenant, en moyenne, à des concentrations très faibles.

D'autres produits, comme les hormones ou des perturbateurs endocriniens, sont moins bien documentés, mais les données disponibles indiquent que ceux-ci ont généralement une courte demi-vie dans l'environnement.

Prosser et Sibley (2015) ont tout de même réalisé une étude comparative des risques liés aux contaminants organiques, plus spécifiquement aux substances antimicrobiennes en usage vétérinaire qui se trouvent dans les deux types de fertilisants. L'étendue des IR estimés par les auteurs pour les biosolides et les fumiers sont similaires pour l'ensemble des composés. Considérant leur approche prudente, le poids de la preuve générée par leur évaluation indique que la consommation de cultures végétales contenant des antibiotiques représente probablement un risque trop faible pour qu'il soit jugé préoccupant.

Évaluation des risques infectieux

Une seule étude présente des données permettant la comparaison du risque infectieux découlant de l'épandage des fumiers avec celui associé à l'épandage de biosolides (Brooks *et al.*, 2012). Ces auteurs ont utilisé une approche quantitative d'évaluation du risque microbien pour estimer les risques pour divers scénarios spécifiques, et conservateurs, d'exposition à des sols, des cultures et des aérosols contaminés par des microorganismes pathogènes. Dans cette étude, le risque pour chaque scénario d'exposition est exprimé sur une base de risque d'infection, un risque acceptable étant de 1×10^{-4} , soit une infection sur 10 000 personnes exposées.

Le comportement pica chez les enfants constitue sans le moindre doute le scénario le plus à risque, tant pour les biosolides que les déjections animales, durant le mois suivant les applications. Cependant, en raison de la présence de virus, le risque pour les biosolides est

de 10 à 1 000 fois plus élevé. La consommation de végétaux contaminés représente un risque élevé pour les biosolides durant les quatre premiers mois en raison de la présence potentielle de certains virus, selon les différents scénarios testés. Il faut cependant **rappeler qu'au Québec, les biosolides ne peuvent pas être utilisés pour fertiliser des cultures vivrières destinées aux humains, à l'exception des produits de catégorie P1 certifiés par le BNQ.** Dans le cas des fumiers, **même s'il n'y a pas de règlement à cet effet,** certains guides de bonnes pratiques préconisent de respecter un délai avant récolte allant **jusqu'à 120 jours ou plus** (Équiterre, 2009; Généreux *et al.*, 2015; Kuepper, 2003). Quelle que soit la matière résiduelle, la **nécessité d'un délai préalable à la récolte est bien démontrée.**

La comparaison des groupes de microorganismes pathogènes démontre un risque bactérien plus grand avec les fumiers, alors que le risque viral est particulièrement associé aux biosolides de catégorie équivalente à P2 dans cette étude (Brooks *et al.*, 2012). **L'analyse semble toutefois indiquer un risque plus grand pour les biosolides en raison de l'infectivité des virus.** Les microorganismes pathogènes plus persistants et dont le temps de décroissance dans **l'environnement est plus long, tels que *Listeria monocytogenes* et *Cryptosporidium parvum*,** contribuent grandement aux risques liés aux fumiers. En ce qui concerne les microorganismes pathogènes communs aux deux matières résiduelles, le risque **serait plus grand avec les fumiers, ce qui s'explique par une plus grande quantité de microorganismes pathogènes dans les fumiers comparativement aux biosolides de classe B (États-Unis) analogue à la catégorie P2.**

Comme la comparaison des risques infectieux associés aux biosolides et aux fumiers se rapporte uniquement aux résultats de Brooks *et al.* (2012), il n'est pas possible de tirer des conclusions de ces différences.

Transfert de l'antibiorésistance

L'utilisation des antibiotiques chez l'humain peut mener à la dissémination environnementale de l'**antibiorésistance**, notamment par la contamination des eaux usées. Cependant, cette dissémination n'est pas tributaire des biosolides issus des eaux usées, puisque les déjections animales peuvent aussi en être une source notable. La résistance **d'origine animale** peut être transférée à des microorganismes appartenant à des genres reconnus comme étant pathogènes pour les humains. Par exemple, des

staphylocoques résistants à la méthicilline (SARM) ont **été identifiés à proximité de bâtiments d'élevage porcin**, la présence du SARM étant bien documentée chez les porcs. Dans un autre contexte, des microorganismes pathogènes antibiorésistants, habituellement limités à des hôtes animaux, peuvent infecter les humains. Une situation typique est la bactérie *Salmonella* Dublin, un sérotype habituellement associé aux bovins. Des souches très résistantes à **plusieurs classes d'antibiotiques ont été isolées** chez des humains depuis 2011, au Québec. **S'ajoute à ces situations la possibilité que des résidus de substances antimicrobiennes d'origine vétérinaire induisent la résistance chez des microorganismes non pathogènes présents dans l'environnement.**

Réflexions sur les risques sanitaires de l'utilisation agricole des biosolides municipaux au Québec

Mise en place de pratiques de gestion pour minimiser les risques sanitaires

À la lumière des données disponibles, et ce, malgré certaines incertitudes en lien avec les méthodologies utilisées dans les études, il semble que les risques peuvent être fortement mitigés par la gestion efficace de certains facteurs. Ainsi, les règles d'utilisation des biosolides actuellement prescrites au Québec, jumelées au caractère prudent des normes qui sont en vigueur, devraient permettre de maintenir les risques sous des niveaux acceptables, voire négligeables si elles sont réellement appliquées et respectées.

Les analyses de risques suggèrent que les pratiques favorisant une certaine réduction des concentrations de contaminants peuvent théoriquement diminuer de façon importante le risque microbien, notamment lorsque les biosolides sont incorporés au sol et épandus loin des populations voisines ou des sources **d'eau souterraine.** Afin de limiter les risques, le *Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes* du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques **spécifie qu'en général les boues appliquées sur un sol nu doivent être incorporées dans un délai inférieur à 48 heures afin de protéger les eaux de surfaces.** Ce délai passe à moins de 6 heures lorsque la protection du public est ciblée pour certaines options de qualité des résidus en lien avec le critère P2. **L'épandage de matières fertilisantes est également interdit dans un cours d'eau ou un plan**

d'eau ainsi qu'à l'intérieur de la bande riveraine donc les limites sont définies par règlement municipal. L'ensemble des études recensées démontre aussi que le risque diminue lorsque la distance entre la population exposée et la source d'exposition aux biosolides P2 augmente. Par ailleurs, ce Guide interdit d'appliquer des MRF à moins de 100 m d'une maison d'habitation ou d'un immeuble protégé et à moins de 10 m d'une route ou d'une ligne de propriété.

La survie des microorganismes dans le sol varie selon l'espèce ou la souche, leur concentration diminuant de façon significative entre sept jours et un mois suivant l'application des biosolides. Dans le cas des protozoaires parasites et de la plupart des bactéries, les risques sont négligeables au-delà d'un mois après l'épandage et après quatre mois dans le cas des virus. Au Québec, le Guide prévoit un délai de plus de 36 mois à la suite de l'épandage avant de récolter une culture destinée à l'alimentation humaine sur le même site (ce délai est de quatorze mois pour les cultures dont la partie récoltée est située au-dessus du sol). Un délai de douze mois est aussi exigé avant de laisser des animaux accéder à un pâturage sur une parcelle qui a reçu des matières fertilisantes faisant l'objet de l'interdiction. Ces délais sont aussi adéquats pour minimiser la dissémination de l'antibiorésistance.

Si la période entre l'épandage et le contact avec les biosolides est plus grande que le temps de survie des microorganismes pathogènes, les risques d'exposition par contact cutané direct ou par inhalation de particules ou de bioaérosols seront habituellement négligeables (Gale *et al.*, 2005; Brooks *et al.*, 2012). Dans une optique de protection du public, le Guide indique qu'un délai de douze mois doit être respecté entre le moment de l'épandage et l'accès du public au lieu d'épandage de MRF de catégorie P2.

Les analyses de risques indiquent une contribution importante de l'ingestion d'aliments au risque global. Au Québec, l'épandage des biosolides municipaux sur des cultures destinées à l'alimentation humaine et sur les pâturages n'est permis que pour des produits certifiés par le Bureau de normalisation du Québec. Ces biosolides sont d'une grande qualité chimique et microbienne et, de plus, la certification oblige les producteurs de biosolides à différentes activités de contrôle entièrement indépendantes.

Maintien des exigences réglementaires en vigueur et mise en place d'un programme de veille scientifique

La majorité des facteurs contributifs au dépassement des seuils de risque reconnus comme sécuritaires par la communauté scientifique sont considérés par le cadre réglementaire et administratif québécois. Les risques sanitaires en lien avec l'utilisation des biosolides semblent donc faibles, mais ne peuvent être complètement exclus. Dans ce contexte, il apparaît important que les restrictions d'usage prescrites quant à la qualité des biosolides ainsi que les règles en lien avec la gestion de ces produits soient maintenues. Plus particulièrement, les exigences en matière d'analyse des contaminants chimiques et des pathogènes ainsi que la réglementation et les mécanismes visant à en contrôler les exigences en matière de gestion des biosolides en milieu agricole doivent être priorités et bonifiés selon le niveau d'avancement des connaissances scientifiques.

Bien que les différents risques potentiels des biosolides apparaissent faibles dans le contexte de la réglementation et des normes de gestions actuelles, une veille scientifique devrait être maintenue afin d'améliorer l'état des connaissances concernant les risques microbiologiques et certains risques en lien avec des éléments chimiques et des contaminants d'intérêt émergents moins bien documentés. L'antibiorésistance devra aussi faire l'objet d'une attention particulière en raison de l'utilisation importante d'antibiotiques chez les humains et principalement chez les animaux de ferme.

Conclusion

La recension de la littérature a permis d'identifier et de sélectionner plusieurs publications scientifiques pertinentes traitant des risques associés à l'exposition de populations aux contaminants chimiques et microbiens potentiellement présents dans les biosolides municipaux. Bien que les études épidémiologiques soient fragmentaires et insuffisantes pour apprécier les risques découlant de l'utilisation des biosolides à des fins agricoles, les évaluations de risques permettent d'améliorer la compréhension des enjeux sanitaires soulevés par cette pratique. De manière générale, et bien qu'il demeure des incertitudes pour certains contaminants émergents, les données semblent indiquer que les risques chimiques se situent sous les seuils de risque considéré acceptable par les autorités sanitaires. Selon certaines études réalisées dans des conditions différentes de celles du Québec, les risques infectieux

pourraient parfois être préoccupants, selon l'influence de divers facteurs. Cependant, ces derniers sont généralement pris en compte par les pratiques de gestion en vigueur au Québec, ce qui permet de minimiser de façon très importante les risques sanitaires. La comparaison des risques sanitaires potentiels des biosolides avec ceux des déjections animales a aussi mis en évidence l'importance d'accorder une grande attention à l'utilisation sécuritaire des fumiers, bien que, dans la pratique, peu d'incidents aient été rapportés.

L'utilisation sécuritaire des biosolides municipaux, des fumiers et des lisiers est par ailleurs tributaire du maintien de l'encadrement réglementaire et des pratiques de gestion prescrites dans les guides d'utilisation de ces matières résiduelles. Il importe donc que ceux-ci soient maintenus et modifiés à la lumière des nouvelles connaissances scientifiques.

Références

1. Apedaile, E., CH2M HILL Canada Limited, Cole, D., 2002. Health Aspects of Biosolids Land Application. Prepared for the City of Ottawa, under the direction of the Medical Officer of Health. University of Toronto.
2. Aryal, N., Reinhold, D.M., 2011. Phytoaccumulation of antimicrobials from biosolids: Impacts on environmental fate and relevance to human exposure [WWW Document]. Water Research.
3. Baker, J., Landrigan, P.J., Glueck, C.J., 1980. Metabolic consequences of exposure to polychlorinated biphenyls (PCB) in sewage sludge [WWW Document]. American Journal of Epidemiology.
4. Brooks, J.P., Gerba, C.P., Pepper I.L., 2004. Biological aerosol emission, fate, and transport from municipal and animal wastes. *Journal of Residuals Science & Technology* 1, 15–28.
5. Brooks, J.P., McLaughlin, M.R., Gerba, P., Pepper, I.L., 2012. Land application of manure and class B biosolids: An occupational and public quantitative microbial risk assessment [WWW Document]. *Journal of Environmental Quality*.
6. Brooks, J.P., Tanner, B.D., Gerba, C.P., Haas, C.N., Pepper, I.L., 2005a. Estimation of bioaerosol risk of infection to residents adjacent to a land applied biosolids site using an empirically derived transport model. *J.Appl.Microbiol.* 98, 397–405.
7. Brooks, J.P., Tanner, B.D., Josephson, K.L., Gerba, C.P., Haas, C.N., Pepper, I.L., 2005b. A national study on the residential impact of biological aerosols from the land application of biosolids. *J.Appl.Microbiol.* 99, 310–322.
8. Cao, H., Ikeda, S., 2000. Exposure assessment of heavy metals resulting from farmland application of wastewater sludge in Tianjin, China: The examination of two existing national standards for soil and farmland-used sludge [WWW Document]. *Risk Analysis*.
9. Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC), 2015. Agents Classified by the IARC Monographs, Volumes 1–112 [WWW Document]. URL <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/ClassificationAlphaOrder.pdf> (accessed 7.23.15).
10. Dorn, C. R., Reddy, C.S., Lamphere, D.N., Gaeuman, J.V., Lanese, R., 1985. Municipal sewage sludge application on Ohio farms: Health effects. *ENVIRON.RES.* 38, 332–359.
11. Dowd, S.E., Gerba, C.P., Pepper, I.L., Pillai, S.D., 2000. Bioaerosol Transport Modeling and Risk Assessment in Relation to Biosolid Placement. *J.ENVIRON.QUAL.* 29, 343–348.
12. Équiterre, 2007. Module 7, Amendements et fertilisation – Chapitre 12 « Les amendements organiques : fumiers et composts », in : *Manuscrit Du Guide de Gestion Globale de La Ferme Maraîchère Biologique et Diversifié*. Rédigé par Anne Weill et Jean Duval.
13. Eisenberg, J.N.S., Moore, K., Soller, J.A., Eisenberg, D., Colford, J., 2008. Microbial risk assessment framework for exposure to amended sludge projects [WWW Document]. *Environmental Health Perspectives*. URL <http://www.ehponline.org/members/2008/10994/10994.pdf>
14. Febriani, Y., Levallois, P., Gingras, S., Gosselin, P., Majowicz, S.E., Fleury, M.D., 2010. The association between farming activities, precipitation, and the risk of acute gastrointestinal illness in rural municipalities of Quebec, Canada: a cross-sectional study. *BMC Public Health* 10, 48. doi:10.1186/1471-2458-10-48
15. Franco, A., Schuhmacher, M., Roca, E., Luis Domingo, J., 2006. Application of cattle manure as fertilizer in pastureland: estimating the incremental risk due to metal accumulation employing a multicompartiment model. *Environ Int* 32, 724–732. doi:10.1016/j.envint.2006.03.008

16. Febriani, Y., Levallois, P., Gingras, S., Gosselin, P., Majowicz, S.E., Fleury, M.D., 2010. The association between farming activities, precipitation, and the risk of acute gastrointestinal illness in rural municipalities of Quebec, Canada: a cross-sectional study. *BMC Public Health* 10, 48. doi:10.1186/1471-2458-10-48
17. Gale, P., 2005. Land application of treated sewage sludge: quantifying pathogen risks from consumption of crops. *J. Appl. Microbiol.* 98, 380–396.
18. Gelting, R.J., Baloch, M.A., Zarate-Bermudez, M.A., Selman, C., 2011. Irrigation water issues potentially related to the 2006 multistate *E. coli* O157:H7 outbreak associated with spinach. *Agricultural Water Management* 98, 1395–1402. doi:10.1016/j.agwat.2011.04.004
19. Généreux, M., Breton, M.J., Fairbrother, J.M., Fravalo, P., Côté, C., 2015. Persistence of Indicator and Pathogenic Microorganisms in Broccoli following Manure Spreading and Irrigation with Fecally Contaminated Water: Field Experiment. *J. Food Prot.* 78, 1776–1784. doi:10.4315/0362-028X.JFP-15-081
20. Gerba, C.P., Pepper, I.L., Whitehead, L.F., 2002. A risk assessment of emerging pathogens of concern in the land application of biosolids. *Water Science & Technology* 46, 225–230.
21. Harrison, E.Z., Oakes, S.R., Hysell, M., Hay, A., 2006. Organic chemicals in sewage sludges. *Sci. Total Environ.* 367, 481–497. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.04.002
22. Hayes AW (Ed.). 2001. *Principles and Methods of Toxicology*. Fourth Edition. Taylor Francis, Ann Arbor, MI.
23. Institut national de santé publique du Québec (INSPQ), 2012. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque **toxicologique d'origine environnementale** au Québec. p. 163.
24. Jackson, A.P., Eduljee, G.H., 1994. An Assessment of the Risks Associated with PCDDs and PCDFs Following the Application of Sewage Sludge to Agricultural Land in the UK. *Chemosphere* 29, 2523.
25. Jenkins, SR, Armstrong, A.W., Monti, M.M., 2007. Health effects of biosolids applied to land: available scientific evidence. Office of Epidemiology, Virginia Department of Health, 34 p. <http://www.vdh.virginia.gov/epidemiology/DEE/documents/biosolids.pdf>
26. Khuder, S., Milz, S.A., Bisesi, M., Vincent, R., McNulty, W., Czaikowski, K., 2007. Health Survey of Residents Living Near Farm Fields Permitted to Receive Biosolids. *Archiv. Environ. Occup. Health* 62, 5–12.
27. Krogmann, U., Boyles, L.S., 1999. Land application of sewage sludge (biosolids) #7: Organic Contaminants.
28. Kumar, A., Wong, K.F., Xagorarakis, I., n.d. Effect of detection methods on risk estimates of exposure to biosolids-associated human enteric viruses.
29. Kuepper, G., 2003. Du fumier pour les cultures biologiques. A National Sustainable Agriculture Assistance Program, National Center for Appropriate Technology.
30. Lebel, G., Levallois, P., Gingras, S., Chevalier, P., 2004. **Étude sur la qualité de l'eau potable dans sept bassins versants en surplus de fumier et impacts potentiels sur la santé : Étude du risque de gastro-entérite chez les familles utilisant l'eau d'un puits domestique.** (No. ENV/2004/0318). Gouvernement du Québec.
31. Levallois, P., Chevalier, P., Gingras, S., Déry, P., Payment, P., Michel, P., Rodriguez, M., 2014. Risk of infectious gastroenteritis in young children living in Québec rural areas with intensive animal farming: results of a case-control study (2004-2007). *Zoonoses Public Health* 61, 28–38. doi:10.1111/zph.12039
32. Lewis, D.L., Gattie, D.K., 2002. Pathogen risks from applying sewage sludge to land. *Environ Sci Technol* 36, 286 A–293A.
33. Lopes, C., Herva, M.F., Franco-Uria, A.F., Roca, E., 2011. Inventory of heavy metal content in organic waste applied as fertilizer in agriculture: evaluating the risk of transfer into the food chain.
34. McFarland, J.M., Kumarasamy, K., Brobst, B.R., Hais, A., Schmitz, D.M., 2013. Protecting groundwater resources at biosolids recycling sites [WWW Document]. *Journal of Environmental Quality*. URL <https://www.agronomy.org/publications/jeq/pdfs/42/3/660> (accessed 1.8.95).
35. McFarland, M.J., Kumarsamy, K., Brobst, R.B., Hais, A., Schmitz, M.D., 2013. Impact of biosolids recycling on groundwater resources [WWW Document]. *Water Environment*

- Research.
URL <http://docserver.ingentaconnect.com/deliver/connect/wef/10614303/v85n11/s1.pdf?expires=1385436303&id=76388514&titleid=11548&accname=Elsevier+BV&checksum=FC029F1BFA6E8AB4C5D50DAE18794550>
36. McFarland, M.J., Kumarsamy, K., Brobst, R.B., Hais, A., Schmitz, M.D., 2012. Groundwater quality protection at biosolids land application sites [WWW Document]. Water Research.
 37. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 2014. Bilan 2012 du recyclage des matières résiduelles fertilisantes - bilan2012.pdf [WWW Document]. URL http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/matieres/mat_res/fertilisantes/bilan2012.pdf (accessed 9.18.15).
 38. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, et de la Lutte contre les Changements Climatiques (MDDELCC), 2015. Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes - Critères de référence et normes réglementaires. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, et de la Lutte contre les Changements Climatiques, Québec.
 39. Navarro, I., Jimenez, B.F., Lucario S FAU - Cifuentes, Cifuentes, E., n.d. Application of Helminth ova infection dose curve to estimate the risks associated with biosolid application on soil.
 40. Organisation mondiale de la santé (OMS), 2001. Water quality: Guidelines, standards and health, IWA Publishing. ed. Londres, Angleterre.
 41. Ottolenghi AC, F.A.U., Hamparian, V.V., n.d. Multiyear study of sludge application to farmland : prevalence of bacterial enteric pathogens and antibody status of farm families.
 42. Oun, A., Kumar, A., Harrigan, T., Angelakis, A., Xagorarakis, I., 2014. Effects of Biosolids and Manure Application on Microbial Water Quality in Rural Areas in the US. Water 6, 3701–3723. doi:10.3390/w6123701
 43. Passuello, A., Mari, M., Nadal, M., Schuhmacher, M., Domingo, J.L., 2010. POP accumulation in the food chain: Integrated risk model for sewage sludge application in agricultural soils. Environ.Int. 36, 577–583.
 44. Prosser, R.S., Sibley, P.K., n.d. Human health risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in plant tissue due to biosolids and manure amendments, and wastewater irrigation.
 45. Règlement sur les exploitations agricoles, n.d., RLRQ c Q-2, r. 26.
 46. Santé Canada, 2004. Guide canadien d'évaluation des incidences sur la santé. Volume 4, Impacts sur la santé par secteur industriel. Gouvernement du Canada.
 47. Schriftenreihe Umwelt. 1997. Dioxins and furans. No. 290, BUWAL.
 48. Sidhu, J.H.S., Toze, S.G. 2009. Human pathogens and their indicators in biosolids: a literature review. Environment International, 35 : 187-201.
 49. Snyder, E.H., O'Connor, G.A., 2013. Risk assessment of land-applied biosolids-borne triclocarban (TCC) [WWW Document]. The Science of the total environment.
 50. Spiker, R.C., Morris, G.B., 2001. Metals, in : Principles and Methods of Toxicology. AW Hayes (Ed), p. 1887.
 51. St-Pierre, C., Levallois, P., Gingras, S., Payment, P., Gignac, M., 2009. Risk of diarrhea with adult residents of municipalities with significant livestock production activities. J Public Health (Oxf) 31, 278–285. doi:10.1093/pubmed/fdp010
 52. United States Environmental Protection Agency (US EPA), 2013. Literature Review of Contaminants in Livestock and Poultry Manure and Implications for Water Quality (No. EPA 820-R-13-002). United States Environmental Protection Agency (US EPA).
 53. Velema, G. 2000. Domtar communication papers : Land application experience at Cornwall, 1995-1999. Paper presented at the WEF biosolids conference, Boston (USA), February 27 to March 1, 2000.
 54. Viau, E., Bibby, K., Paez-Rubio, T., Peccia, J., 2011. Toward a consensus view on the infectious risks associated with land application of sewage sludge [WWW Document]. Environmental Science and Technology.
 55. Water Environment Association of Ontario (WEAO), 2010. Assessing the Fate and Significance of Microconstituents and Pathogens in Sewage Biosolids. Rapport final préparé pour Water Environment Association of Ontario.

56. Westrell, T., Schonning, C.F., Stenstrom TA, F.A.U., Ashbolt, N.J., n.d. QMRA (quantitative microbial risk assessment) and HACCP (hazard analysis and critical control points) for management of pathogens in wastewater and sewage sludge treatment and reuse.
57. Wild, S.R., Harrad SJ, F.A.U., Jones, K.C., n. d. The influence of sewage sludge applications to agricultural land on human exposure to polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and -furans (PCDFs).
58. World Economic Forum. Global Risks 2014- Ninth Edition.
URL http://www3.weforum.org/docs/WEF_GlobalRisks_Report_2014.pdf