



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

AVIS SCIENTIFIQUE

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

AVIS SCIENTIFIQUE

Direction de la santé environnementale et de la toxicologie

Avril 2016

AUTEURS

Onil Samuel, conseiller scientifique
Michelle Gagné, conseillère scientifique
Marie-Hélène Bourgault, conseillère scientifique
Pierre Chevalier, conseiller scientifique
Louis St-Laurent, conseiller scientifique
Mathieu Valcke, conseiller scientifique
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie

SOUS LA COORDINATION DE

Onil Samuel, conseiller scientifique
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie

AVEC LA COLLABORATION DE

Vicky Tessier, bibliothécaire
Vice-présidence à la valorisation scientifique et aux communications

RÉVISEURS INTERNES

Benoit Lévesque, médecin spécialiste
Stéphane Buteau, conseiller scientifique
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie

RÉVISEURS EXTERNES

Edward Topp, directeur de recherche
Agriculture et Agroalimentaire Canada

Caroline Côté, chercheuse
Hygiène de l'environnement agricole et salubrité des récoltes
Institut de recherche et de développement en agroenvironnement

MISE EN PAGE

Katia Raby, agente administrative
Direction de la santé environnementale et de la toxicologie

REMERCIEMENTS

Les auteurs souhaitent remercier M. Marc Hébert, agronome au ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques, pour sa disponibilité et le partage de ses connaissances quant à l'utilisation des biosolides en agriculture au Québec.

Cette étude a été réalisée dans le cadre d'un mandat confié à l'Institut national de santé publique du Québec par RECYC-QUÉBEC qui en a assuré le financement.

Ce document est disponible intégralement en format électronique (PDF) sur le site Web de l'Institut national de santé publique du Québec au : <http://www.inspq.qc.ca>.

Les reproductions à des fins d'étude privée ou de recherche sont autorisées en vertu de l'article 29 de la Loi sur le droit d'auteur. Toute autre utilisation doit faire l'objet d'une autorisation du gouvernement du Québec qui détient les droits exclusifs de propriété intellectuelle sur ce document. Cette autorisation peut être obtenue en formulant une demande au guichet central du Service de la gestion des droits d'auteur des Publications du Québec à l'aide d'un formulaire en ligne accessible à l'adresse suivante : <http://www.droitauteur.gouv.qc.ca/autorisation.php>, ou en écrivant un courriel à : droit.auteur@cspq.gouv.qc.ca.

Les données contenues dans le document peuvent être citées, à condition d'en mentionner la source.

Dépôt légal – 2^e trimestre 2016
Bibliothèque et Archives nationales du Québec
ISBN : 978-2-550-75894-5 (version imprimée)
ISBN : 978-2-550-75895-2 (PDF)

© Gouvernement du Québec (2016)

Table des matières

Liste des tableaux.....	III
Liste des sigles et des acronymes.....	V
Messages clés.....	1
Sommaire.....	3
1 Introduction	9
2 Description de l'approche méthodologique générale.....	11
3 Généralités sur les biosolides.....	13
3.1 Types de matières résiduelles fertilisantes et caractéristiques des biosolides municipaux.....	13
3.2 Recyclage des biosolides municipaux au Québec : état de la situation.....	14
3.2.1 Ampleur de l'usage des biosolides municipaux en milieu agricole.....	14
3.3 Réglementation encadrant l'usage des biosolides.....	15
3.3.1 Cadre législatif et réglementaire au Québec et au Canada.....	15
3.3.2 Critères qui régissent les matières résiduelles fertilisantes au Québec	16
3.3.3 Comparaisons avec d'autres législations	18
4 Enjeux liés aux risques pour la santé associés à l'usage des biosolides.....	27
4.1 Contamination chimique des biosolides	27
4.1.1 Contaminants inorganiques.....	27
4.1.2 Contaminants organiques.....	30
4.2 Contamination microbienne des biosolides	33
4.2.1 Description des microorganismes pathogènes ou opportunistes.....	33
4.2.2 Devenir environnemental des agents pathogènes	35
4.2.3 Antibiotiques et antibiorésistance dans les biosolides municipaux	38
4.3 Potentialité d'exposition humaine	40
5 Risques pour la santé en lien avec l'épandage de biosolides.....	43
5.1 Études épidémiologiques	43
5.1.1 Discussion sur les preuves épidémiologiques.....	46
5.1.2 Conclusion sur les preuves épidémiologiques.....	48
5.2 Évaluations des risques pour la santé associés à l'épandage de biosolides	49
5.2.1 Évaluation des risques chimiques associés à l'épandage de biosolides.....	49
5.2.2 Évaluation des risques infectieux associés à l'épandage de biosolides.....	59
6 Risques sanitaires pouvant découler de l'épandage des déjections animales : mise en perspective avec les risques liés à l'utilisation de biosolides municipaux.....	75
6.1 Contaminants des déjections animales.....	75
6.1.1 Contamination chimique.....	75
6.1.2 Contamination par les antibiotiques et les hormones	76
6.1.3 Contamination microbienne.....	78
6.2 Risques pour la santé découlant de l'épandage des fumiers et des lisiers : comparaison avec les biosolides.....	79
6.2.1 Évaluation des risques chimiques	79
6.2.2 Évaluation du risque infectieux	88

6.2.3	Preuves épidémiologiques.....	93
6.2.4	Transfert de l'antibiorésistance.....	96
7	Réflexions sur les risques sanitaires liés à l'utilisation agricole des biosolides municipaux au Québec	99
7.1	Capacité des pratiques de gestion à minimiser les risques sanitaires.....	100
7.1.1	Promotion de pratiques de gestion ayant un impact sur la réduction des concentrations de contaminants	101
7.1.2	Mise en place de conditions favorisant la décroissance des microorganismes pathogènes.....	102
7.1.3	Respect d'un délai entre l'application des biosolides et l'exposition	103
7.1.4	Réduction de l'exposition alimentaire aux contaminants microbiologiques des biosolides	103
7.2	Importance du maintien des exigences réglementaires en vigueur	103
7.2.1	Maintien des exigences en matière d'analyse des contaminants chimiques et des pathogènes	104
7.2.2	Maintien et bonification des mécanismes visant à contrôler les exigences réglementaires en matière de gestion des biosolides en milieu agricole	104
7.2.3	Mise en place d'un programme de veille scientifique et bonification de la réglementation sur la base de l'avancement des connaissances	105
8	Conclusion	107
	Références.....	109
Annexe 1	Stratégie de recherche documentaire	127
Annexe 2	Résumé des publications scientifiques sélectionnées pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'utilisation des biosolides dans un contexte agricole.....	141
Annexe 3	Processus d'évaluation du risque.....	169

Liste des tableaux

Tableau 1	Normes et exigences concernant la teneur (mg/kg m.s.) en métaux et en composés organiques des biosolides au Québec, au Canada et ailleurs dans le monde	22
Tableau 2	Normes et exigences en ce qui a trait à la désinfection, totale ou partielle, des biosolides au Québec, au Canada et ailleurs dans le monde	24
Tableau 3	Sources et origine des contaminants inorganiques présents dans les biosolides	28
Tableau 4	Sources et origine des contaminants organiques potentiellement présents dans les biosolides	31
Tableau 5	Agents pathogènes potentiellement présents dans les biosolides	34
Tableau 6	Description des devis des études épidémiologiques recensées, des principaux aspects méthodologiques et des résultats rapportés	44
Tableau 7	Estimations du risque chimique inorganique rapportées, selon le type de biosolides étudié, les voies d'exposition et les contaminants chimiques considérés.....	52
Tableau 8	Estimations du risque chimique organique rapportées, selon le type de biosolides étudié, les voies d'exposition et les contaminants chimiques considérés.....	53
Tableau 9	Facteurs qui engendrent des valeurs supérieures aux seuils de risque chimique dans un contexte d'épandage de biosolides en milieu agricole, selon les données extraites de la littérature scientifique.....	56
Tableau 10	Estimations du risque infectieux rapportées, selon le type de biosolides étudié et les voies d'exposition considérées.....	62
Tableau 11	Facteurs qui engendrent des valeurs supérieures aux seuils de risque infectieux ($> 10^{-4}$) dans un contexte d'épandage de biosolides en milieu agricole, selon les données extraites de la littérature scientifique.....	70
Tableau 12	Comparaison des estimations du risque chimique associé aux biosolides ou aux fumiers, qui sont rapportées dans la littérature scientifique	79
Tableau 13	Comparaison des concentrations moyennes de métaux mesurées dans les biosolides et les fumiers au Québec entre les années 2000 et 2006	80
Tableau 14	Comparaison des concentrations moyennes de métaux mesurées dans les biosolides et les fumiers aux États-Unis	81
Tableau 15	Comparaison des indices de risque infectieux associés aux biosolides de catégorie P2 ou aux fumiers selon différentes voies d'exposition considérées.....	89

Liste des sigles et des acronymes

ACIA	Agence canadienne d'inspection des aliments
ACM	Amendements calciques et magnésiens
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry (États-Unis)
BNQ	Bureau de normalisation du Québec
BPC	Biphényles polychlorés
CA	Certificat d'autorisation
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CE	Commission européenne/European Commission
CIRC	Centre international de Recherche sur le Cancer (France)
DDE	Dichlorodiphényldichloroéthylène
DDT	Dichlorodiphényltrichloroéthane
DJA	Dose journalière admissible
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
HC	Hors catégorie
INERIS	Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (France)
INGalim	Ingestion d'aliments
INGeau	Ingestion d'eau
INGsol	Ingestion de sol
INH	Inhalation
INSPQ	Institut national de santé publique du Québec
IR	Indice de risque
MDDEFP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (aujourd'hui le MDDELCC)
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (aujourd'hui le MDDELCC)
MENV	Ministère de l'Environnement (aujourd'hui le MDDELCC)
MRF	Matières résiduelles fertilisantes
Multi	Exposition multivoie
NRC	U.S. National Research Council (États-Unis)
NRMMC	Natural Resource Management Ministerial Council (Australie)
OFEV	Office fédéral de l'environnement (Suisse)
OMS	Organisation mondiale de la santé/World Health Organization

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

PPSP	Produits pharmaceutiques et de soins personnels
TCC	Triclocarban
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency (États-Unis)
VTR	Valeur toxicologique de référence
WEAO	Water Environment Association of Ontario

Messages clés

Les biosolides municipaux sont des boues issues du traitement des eaux usées municipales qui ont fait l'objet de traitement de réduction des agents pathogènes. Leurs propriétés fertilisantes rendent intéressant leur recyclage sur les terres agricoles, et leur valorisation constitue une avenue à ne pas négliger d'un point de vue environnemental et économique. En contrepartie, cette pratique soulève des préoccupations sanitaires, puisque les biosolides peuvent contenir des contaminants chimiques et des agents pathogènes, lesquels pourraient représenter un risque pour la santé des populations riveraines de lieux d'épandage.

Le présent avis scientifique fait état des connaissances issues de la littérature scientifique et de la littérature grise relativement aux risques pour la santé de la population potentiellement associés à l'épandage des biosolides municipaux sur des terres agricoles. Plus particulièrement, les publications réalisées selon les approches d'épidémiologie et d'évaluation des risques toxicologiques ont été visées lors de cette recension. Des pistes d'action sont aussi proposées afin d'assurer le maintien des usages sécuritaires des biosolides municipaux.

- L'analyse des publications et des facteurs contribuant aux risques infectieux et chimiques potentiels révèle que ces derniers sont généralement négligeables lorsque de bonnes pratiques de gestion sont mises en place. Les quelques résultats préoccupants dans la littérature sont observés pour des scénarios d'expositions peu probables dans le contexte du cadre réglementaire québécois. La mise en œuvre de bonnes pratiques de gestion à la ferme et le respect du cadre réglementaire actuel pour les activités d'épandage au Québec permettraient, avec un bon niveau de certitude, de maintenir l'utilisation sécuritaire des biosolides pour la fertilisation agricole.
- La qualité des biosolides et les obligations québécoises en matière de distances sécuritaires à respecter pour protéger les sources d'eau et les populations ainsi que les délais prescrits pour le retour à des activités agricoles sur le site traité permettraient, avec une assez grande certitude, de respecter les niveaux de risque pour la santé jugés acceptables par les autorités de santé publique.
- La comparaison sommaire des risques associés à l'épandage des biosolides municipaux avec ceux des fumiers ou des lisiers montre que l'utilisation des fumiers comme fertilisants présente certains risques de contamination microbiologique de l'eau de consommation ou des sources d'eau employées pour irriguer les cultures végétales. Puisque les fumiers ne sont pas traités, il importe de s'assurer, au même titre que pour les biosolides, que l'encadrement réglementaire et les pratiques de gestion recommandées pour l'utilisation de ces engrais de ferme soient respectés. Étant donné qu'on y retrouve des antibiotiques en plus grande quantité que dans les biosolides municipaux, la contribution des fumiers à la dissémination de l'antibiorésistance peut être beaucoup plus importante.

Sommaire

Le traitement des eaux usées municipales génère des quantités importantes de biosolides. Dans le contexte où ces matières résiduelles 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*. 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.

Le présent avis scientifique a pour principaux objectifs de présenter l'état des connaissances scientifiques concernant les risques pour la santé potentiellement associés à l'épandage de biosolides sur des terres agricoles, d'identifier les facteurs qui permettent d'expliquer ces risques et de porter un jugement critique sur leur importance dans un contexte québécois. Comme la problématique est vaste et complexe, il importe de préciser que le document traite uniquement de leurs effets sanitaires potentiels. Ainsi, les questions d'ordre technique et les aspects environnementaux (ex. : accumulation de contaminants dans le sol ou présence de ces contaminants dans les végétaux et les animaux non destinés à l'alimentation humaine) n'y sont pas traités en détail. Ces thèmes sont toutefois discutés lorsqu'ils contribuent à la compréhension des enjeux sanitaires.

Recyclage des biosolides municipaux au Québec : ampleur de l'usage et réglementation

Au Québec, les biosolides recyclables proviennent d'environ 800 stations d'épuration municipales ou encore de centres de traitement des boues de fosses septiques. En 2012, les biosolides municipaux étaient épandus sur moins de 0,7 % de la surface du territoire agricole québécois. Ils représentaient moins d'un pour cent des quelque vingt-neuf millions de tonnes de substances fertilisantes épandues en agriculture, dont la majorité (quatre-vingt-quinze pour cent) sont des fumiers. Au Québec, l'épandage de biosolides sur les terres agricoles est encadré par un ensemble de lois, de règlements et de certifications. Il faut noter aussi qu'en 2012 aucun biosolide n'avait été utilisé pour fertiliser des cultures destinées à l'alimentation humaine, bien que ce soit permis dans le cas des produits certifiés par le Bureau de normalisation du Québec (BNQ). Cette certification, en plus des lois et des règlements qui encadrent l'usage agricole des biosolides, vise à assurer une saine gestion des biosolides en restreignant les excès d'éléments nutritifs et les apports trop élevés de contaminants chimiques ou microbiens. Ainsi, si les biosolides doivent contribuer à améliorer la qualité du sol ou être considérés comme des engrais pour les plantes, ils doivent aussi être conformes à des critères développés pour protéger la qualité de l'environnement. Les contaminants chimiques visés par ces critères (critères C) regroupent plusieurs composés inorganiques (arsenic, cadmium, cobalt, chrome, cuivre, mercure, molybdène, nickel, plomb, sélénium et zinc) et certaines substances organiques (dioxines et furanes). Certains contaminants organiques susceptibles de se trouver dans les boues en plus faibles quantités (plastifiants, retardateurs de flamme, produits pharmaceutiques et produits de soins corporels, etc.) ne sont cependant pas couverts. La classification des pathogènes (critères P) repose principalement sur la présence de bactéries du genre *Salmonella* et le nombre de bactéries *Escherichia coli* (*E. coli*) ainsi que sur le respect de paramètres complémentaires de stabilisation (ex. : maturité des composts).

Enjeux sanitaires associés à l'usage des biosolides

Les humains peuvent être exposés aux agents pathogènes et aux substances chimiques contenus dans les biosolides par l'ingestion de sol, d'eau ou d'aliments contaminés. Ils peuvent également l'être par contact cutané avec le sol ou des surfaces contaminées ainsi que par l'inhalation de poussières ou de bioaérosols. Enfin, il existe aussi un risque de transmission secondaire d'infections liées à la contamination des biosolides par l'intermédiaire d'un individu exposé et infecté.

Si la population peut être exposée aux biosolides, cette possibilité n'entraîne pas nécessairement un risque pour la santé des individus. En effet, le risque résulte de la relation entre l'ampleur de l'exposition aux contaminants et leurs toxicités ou infectiosités intrinsèques. Afin de bien documenter le risque populationnel associé à l'utilisation des biosolides en milieu agricole, une revue systématique des études épidémiologiques et des évaluations du risque a été réalisée. Cette recension de la littérature scientifique a permis d'identifier et de sélectionner 29 publications pertinentes.

Études épidémiologiques

Cinq études épidémiologiques concernant l'état de santé de populations potentiellement exposées aux biosolides dans des contextes agricoles ont été répertoriées. Elles portent sur des personnes vivant à proximité de sites d'applications agricoles ou sur des utilisateurs domestiques de biosolides, qui les emploient pour fertiliser leur jardin. Les conclusions de ces études sont contradictoires : considérés comme faibles pour certains, les risques sanitaires sont plutôt jugés préoccupants par d'autres. Dans le premier cas, il est difficile de savoir si l'absence d'effets observés est attribuable aux caractéristiques des devis de recherche. Par exemple, l'absence de symptômes pourrait s'expliquer par un faible taux d'épandage ou encore par une durée d'exposition insuffisante. Par ailleurs, les études qui concluent en la présence de risques accrus de troubles respiratoires et gastro-intestinaux ainsi que de certaines maladies pour les populations exposées présentent aussi des biais et des limites méthodologiques importantes (données de caractérisation des boues insuffisantes, caractérisation de l'exposition des individus imprécise, etc.). Il est donc impossible de statuer sur les risques sanitaires associés à l'usage agricole des biosolides sur la base des preuves épidémiologiques.

Évaluations du risque chimique et infectieux

Vingt-quatre évaluations du risque pour la santé humaine ont été recensées dans la littérature scientifique. Ces dernières s'intéressent à de nombreux contaminants chimiques et microbiens auxquels les populations peuvent potentiellement être exposées par l'intermédiaire des biosolides. Bien que l'importante variabilité dans les objets d'étude rend complexe la compilation des résultats, l'analyse générale des données démontre que les risques associés à l'utilisation de biosolides en milieu agricole se situent généralement sous les seuils de risque considérés comme acceptables par les autorités sanitaires.

Le risque associé à l'épandage de biosolides contaminés par des éléments chimiques apparaît faible. De fait, la majorité des indices de risque (IR) estimés par les auteurs sont inférieurs à 1, et l'ensemble des valeurs du risque cancérigène est inférieur à 10^{-6} . Par ailleurs, les niveaux de risque jugés préoccupants estimés dans quelques publications correspondent à des conditions d'utilisation peu probables dans le contexte québécois, notamment en raison des exigences réglementaires. En effet, ces niveaux de risque estimés comme étant inquiétants dans la littérature sont dus à des scénarios très prudents (ex. : considération d'une alimentation provenant entièrement de terres amendées avec des biosolides), où les concentrations et les taux d'épandage dépassent les normes les plus sévères en vigueur au Québec. Plusieurs voies d'exposition ont fait l'objet d'évaluations : l'ingestion de sol, l'inhalation de poussières ainsi que l'ingestion d'eau ou d'aliments contaminés. Il importe de souligner que les études recensées portent sur un nombre limité de contaminants chimiques. Cependant, certaines voies d'exposition pourraient être mieux documentées (ex. : ingestion directe de biosolides, contact cutané et exposition multivoie), tout comme les risques toxicologiques potentiels chez certains sous-groupes de la population (ex. : personnes âgées, femmes enceintes).

Sur la base de la littérature recensée, les risques infectieux sont, quant à eux, susceptibles d'être préoccupants. Toutefois, comme les risques sont largement influencés par un ensemble de facteurs (ex. : concentration de microorganismes pathogènes dans les biosolides, survie ou recroissance dans le temps, taux de contact des individus avec les boues), ces facteurs peuvent être pris en compte dans les pratiques de gestion afin de réduire les risques sous des seuils acceptables. De plus, les scénarios et les conditions d'exposition décrits dans les publications recensées sont, dans de nombreux cas, peu représentatifs du contexte d'utilisation des biosolides au Québec. Par exemple, le risque pathogène pour des biosolides de catégorie P2 est supérieur au risque acceptable lorsque des individus ingèrent directement des biosolides ou une quantité accrue de sol (ex. : comportement pica¹). Ce risque peut diminuer de manière significative si les biosolides sont incorporés aux premiers centimètres de sol dans un délai de 24 heures. Aussi, comme l'accès du public aux lieux de fertilisation est interdit par la réglementation québécoise, cela limite les risques associés à l'ingestion de sols amendés. Parmi les valeurs de risque élevées se trouvent également celles associées à des situations d'expositions extrêmes comme une alimentation entièrement constituée de cultures fertilisées avec des boues. Or, cette situation est peu susceptible de se produire au Québec, puisque moins de 1 % des terres agricoles de la province reçoivent des biosolides et que l'épandage de boues P2 est interdit sur les cultures maraîchères. En ce qui concerne le risque d'exposition respiratoire à des microorganismes présents dans les aérosols, leur impact sanitaire serait négligeable au-delà d'une distance variant de 30,5 à 165 m selon la littérature. Aussi, si les risques d'infection sont possibles par la contamination d'eaux souterraines, ils seraient négligeables lorsque les sources hydriques se trouvent à au moins 15 m de profondeur. Comme les populations de microorganismes potentiellement pathogènes pour l'homme décroissent avec le temps, une période suffisante (de 4 à 14 mois) entre l'épandage et le contact de la population avec les biosolides réduit habituellement grandement les risques selon les scénarios d'utilisation. Enfin, l'entreposage dans de mauvaises conditions de certains types de biosolides de catégorie P1 (ceux qui sont stériles et à pH neutre) pourrait faciliter une recroissance bactérienne. Cette recroissance aboutirait à une concentration de microorganismes pathogènes dépassant les normes, augmentant ainsi le risque d'infection.

Certains risques pour la santé sont peu documentés, et la littérature scientifique sur certains enjeux sanitaires potentiels pour la population est incomplète. Par exemple, même si certains auteurs notent de faibles risques, il n'existe pas de données ou peu de données à propos de certains contaminants connus ou émergents (ex. : certains virus pour les biosolides de catégorie P2, certains perturbateurs endocriniens même s'ils semblent rapidement se dissiper dans le sol, etc.). Dans ce contexte, il importe de spécifier que même si l'étude des principaux contaminants chimiques ou infectieux suggère de faibles risques dans des conditions d'épandage conformes aux règlements, les connaissances limitées sur certains aspects de la problématique ne permettent pas d'émettre une opinion tranchée concernant les risques pour la santé.

Comparaison des risques sanitaires associés à l'épandage de fumier

L'utilisation des déjections d'animaux de ferme (fumiers solides et liquides, incluant les lisiers) peut, au même titre que les biosolides, représenter une source de contaminants chimiques et microbiologiques. Une seule étude a comparé les risques sanitaires associés aux contaminants organiques ou inorganiques des fumiers et des biosolides. Les résultats démontrent de faibles risques toxicologiques pour une exposition à long terme aux métaux contenus dans les fumiers. Les risques sanitaires associés aux nitrates formés par l'azote présent dans les déjections animales ont aussi été étudiés dans le cas où des régions québécoises étaient en situation de surplus de fumier.

¹ Le comportement pica est caractérisé par l'ingestion volontaire de substances non comestibles.

L'ensemble des résultats semble indiquer que les nitrates représentent des risques relativement faibles à la suite de l'épandage des fumiers. Même si peu d'études du même type concernent les biosolides, il semble aussi que les risques soient faibles lorsque les taux agronomiques d'application et la fréquence d'épandage sont contrôlés.

Le risque de trouver certains contaminants organiques (comme les dioxines et les furanes, les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les biphényles polychlorés et les retardateurs de flamme) dans les fumiers devrait théoriquement être faible, ce qui est confirmé par différentes études (Velema, 2000; Schriftenreihe, 1997). Dans le cas des dioxines et des furanes, des données sommaires de Groeneveld et d'Hébert (2004) indiquent cependant que le compost de fumier pourrait exceptionnellement contenir davantage de dioxines et de furanes que les biosolides municipaux. Dans le cas des biosolides municipaux, à l'exception des retardateurs de flamme comme les polybromodiphényléthers (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 le sol. Dans le cas précis des substances antimicrobiennes en usage vétérinaire, qui se trouvent dans les biosolides et dans les fumiers, la seule étude comparative indique que la consommation de cultures végétales contenant des antibiotiques représente probablement un niveau de risque trop faible pour qu'il soit jugé préoccupant.

Enfin, la seule étude ayant présenté des données permettant la comparaison du risque infectieux de l'épandage des fumiers avec celui associé aux biosolides démontre un risque bactérien plus grand avec les fumiers, alors que le risque viral prédomine pour les biosolides équivalant à la catégorie P2. Il faut cependant rappeler qu'au Québec les biosolides ne peuvent pas être utilisés dans les cultures vivrières destinées aux humains. Bien qu'elles soient rares, quelques épidémies graves ayant comme origine la contamination des eaux d'irrigation par des contaminants microbiologiques présents dans les fumiers de ferme ont été rapportées au cours des dernières années.

Les volumes de substances antimicrobiennes employées principalement chez les animaux d'élevage dépassent largement ce qui est utilisé en médecine humaine. Alaire-Verville (2015) rapporte la présence universelle de nombreuses molécules antibiotiques dans le fumier, le sol et les eaux de surface. Des antibiotiques pourraient aussi se trouver en concentrations non négligeables dans les biosolides (McClellan et Halden, 2010), mais la plupart des antibiotiques seraient généralement présents en quantités moins importantes que dans les fumiers. Certaines études soulignent par ailleurs que la contribution des fumiers à la dissémination de l'antibiorésistance peut être beaucoup plus importante que celle associée aux biosolides municipaux.

Des hormones de croissance sont aussi employées en production animale, mais les concentrations de certaines hormones naturellement sécrétées (notamment les œstrogènes) peuvent excéder les concentrations résiduelles issues des implants comme cela est le cas chez la vache en gestation. Dans un tel contexte, le risque associé à l'usage d'implants hormonaux n'excède pas celui découlant de la présence naturelle d'hormones. Par ailleurs, certaines études démontrent que ces hormones ont généralement une courte demi-vie dans l'environnement.

La gestion des biosolides au Québec

Au Québec, l'usage des biosolides en milieu agricole est d'abord permis en fonction de la qualité des boues. Les normes québécoises réglementant la présence de contaminants organiques, de contaminants inorganiques ou de microorganismes pathogènes dans les biosolides sont actuellement parmi les plus sévères au monde. Par ailleurs, la plupart des projets de recyclage de

biosolides doivent être préalablement autorisés par un certificat en vertu duquel des analyses et l'échantillonnage devant servir à confirmer la catégorie de la MRF doivent être effectués par un laboratoire accrédité ou une firme indépendante accréditée. Depuis 2013, plusieurs biosolides municipaux peuvent être gérés sous forme d'avis de projets. Les exigences sont essentiellement les mêmes, mais la procédure administrative est plus souple et la fréquence d'échantillonnage accrédité est plus élevée (ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs [MDDEFP], 2013).

Le cadre réglementaire du Québec en matière de gestion des biosolides impose de nombreuses pratiques de gestion ayant pour but de réduire les risques pour la santé et l'environnement. Ces pratiques concernent principalement les exigences de désinfection relatives aux biosolides de catégories P1 et P2 ainsi que certains facteurs complémentaires de modulation du risque déterminé dans les évaluations du risque, notamment en matière d'incorporation des biosolides dans le sol, de distances séparatrices à respecter, de périodes de décroissance des microorganismes pathogènes ainsi que de types de cultures qui peuvent recevoir des boues. Ainsi, on peut supposer que, dans des conditions d'utilisation comme celles exigées au Québec, le risque microbien découlant de l'épandage des biosolides pourrait être moins important que celui estimé par les évaluations trouvées dans la littérature scientifique. Cependant, il apparaît majeur que les restrictions d'usage prescrites quant à la qualité des biosolides, certaines règles en lien avec la gestion de ces produits ainsi que les efforts pour assurer le respect de ces règles soient maintenus. Quoique les différents risques potentiels associés aux biosolides semblent faibles dans le contexte de la réglementation et des normes de gestion actuelles, une veille scientifique devrait être mise en place afin d'améliorer l'état des connaissances sur certains risques posés par des éléments chimiques moins bien documentés, de façon à pouvoir ajuster la réglementation et les normes de gestion des biosolides au besoin.

1 Introduction

Le traitement des effluents municipaux entraîne la formation de matières résiduelles. Certaines de ces matières ont une valeur fertilisante intéressante qui justifie, d'un point de vue agronomique, une certaine volonté de valoriser leur utilisation sur les terres agricoles destinées à diverses productions végétales. L'épandage des matières résiduelles fertilisantes (MRF) s'inscrit dans les actions de recyclage² de la matière organique urbaine prévues dans la *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles* (Hébert, 2011). Cette politique prévoit le recyclage par épandage de 60 % des matières organiques générées par les villes et les milieux industriels. L'augmentation de l'épandage pourrait permettre de réduire de manière importante les émissions de gaz à effet de serre et, ainsi, contribuer à la lutte contre les changements climatiques (Hébert, 2011). Les MRF peuvent cependant contenir des substances chimiques et des agents microbiens susceptibles de contaminer l'environnement et, s'ils sont présents en quantités suffisamment appréciables, ils peuvent représenter un risque potentiel pour la santé des personnes exposées.

Les risques perçus ou réels ne sont pas sans inquiéter la population et certains intervenants des milieux agricoles et de la santé. C'est dans ce contexte que RECYC-QUÉBEC, organisme responsable de la mise en œuvre de la *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles*, a fait appel à l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) afin de documenter les risques pour la santé de la population que pourrait engendrer l'épandage agricole de MRF. L'objectif principal de cet avis scientifique est de présenter l'état des connaissances scientifiques concernant les risques sanitaires associés aux MRF, plus précisément ceux associés aux biosolides municipaux employés en milieu agricole.

Les objectifs spécifiques sont :

1. Cerner l'ampleur de l'utilisation des biosolides au Québec.
2. Définir le cadre législatif et réglementaire québécois applicable aux biosolides municipaux et en documenter le niveau de sévérité par rapport à d'autres provinces et pays.
3. Analyser la littérature scientifique et la littérature grise sur les risques sanitaires potentiels pouvant découler de la présence de contaminants chimiques et de microorganismes pathogènes dans les biosolides municipaux.
4. Comparer les risques sanitaires chimiques et microbiologiques associés à l'utilisation de biosolides municipaux avec ceux pouvant découler de l'épandage de fumier.
5. Documenter la position de différents organismes en matière d'utilisation de biosolides municipaux sur des cultures (ex. : légumes, cultures en rotation, etc.).
6. Offrir des pistes de réflexion en ce qui a trait à l'usage sécuritaire des biosolides.

Dans un premier temps, la méthodologie employée pour répondre aux objectifs de l'étude est présentée. Ensuite, un portrait de la production et de l'utilisation des biosolides ainsi que du cadre législatif qui entoure leur usage est dressé. Par la suite, les principaux enjeux sanitaires associés aux biosolides et les différents facteurs susceptibles d'influencer l'exposition humaine aux contaminants chimiques et aux microorganismes pathogènes que ces biosolides contiennent sont décrits. Enfin,

² Le terme *valorisation* a longtemps décrit ce type d'activités. Toutefois, si on considère que les nutriments contenus dans plusieurs MRF proviennent du sol, ces nutriments sont plutôt recyclés lorsqu'ils y retournent. Ainsi, depuis 2012, le MDDELCC préfère utiliser le terme *recyclage* (MDDEP, 2012), et c'est ce vocable qui sera favorisé dans le présent document.

les risques sanitaires potentiels sont discutés sur la base des 22 études épidémiologiques ou évaluations du risque retenues à la suite d'une revue systématique de la littérature scientifique. Ces études ou évaluations du risque font l'objet d'une synthèse afin de mieux préciser et comprendre l'importance des risques pour la santé humaine. En complémentarité, et à la demande de RECYC-QUÉBEC, une discussion à propos des risques sanitaires comparés découlant de l'utilisation des fumiers et des biosolides a été réalisée. Enfin, sur la base des résultats des analyses, une réflexion est faite sur l'importance du maintien de l'encadrement actuel des biosolides au Québec en vue d'assurer leur usage sécuritaire en milieu agricole.

2 Description de l'approche méthodologique générale

Quelques approches de recherche documentaire ont été utilisées dans le cadre de la rédaction du présent document afin de documenter les effets de l'épandage des biosolides en milieu agricole sur la santé humaine. La première, une revue thématique de la littérature, avait pour but de préciser les éléments pertinents à l'étude de la problématique à partir de la littérature scientifique et de la littérature grise. Une revue systématique de la littérature scientifique, ciblant les études épidémiologiques et les évaluations du risque, a ensuite permis de documenter de façon plus détaillée les risques potentiels d'atteintes à la santé associés à une telle pratique en milieu agricole. Finalement, pour répondre à certaines interrogations complémentaires de RECYC-QUÉBEC, des approches de recherche documentaire similaires ont été mises à profit en vue de documenter les risques sanitaires potentiels associés à l'usage du fumier animal comme fertilisant en milieu agricole. Ces approches documentaires sont résumées dans les prochaines lignes.

La revue thématique de la littérature visait, entre autres choses, à documenter la présence de contaminants chimiques et de microorganismes pathogènes dans les biosolides et à déterminer les principales voies d'exposition pertinentes afin d'évaluer les risques pour la santé humaine. Cette démarche documentaire a également permis de rassembler des textes législatifs variés dans le but de documenter les positions des différents organismes concernés par l'encadrement réglementaire de l'usage des biosolides sur les terres agricoles. Dans le cadre de la revue thématique, la littérature scientifique a été repérée grâce aux plateformes de recherche *Ovid* et *ProQuest* qui s'alimentent à partir d'un ensemble de bases de données pertinentes (voir l'annexe 1). Considérant l'ampleur des données publiées sur différents aspects environnementaux de la problématique (ex. : présence dans les sols, contamination des sources d'eau, transfert aux végétaux ou à la chaîne alimentaire, etc.), les publications dans des revues scientifiques traitant principalement des effets sur la santé humaine ont été favorisées. Dans le cas de certains sujets particuliers, des articles plus spécifiques ont parfois permis de compléter le portrait. En ce qui concerne la littérature grise, les publications gouvernementales et universitaires ont été trouvées au moyen d'une recherche effectuée avec le moteur de recherche *Google* ainsi que dans les catalogues *WorldCat* et *Santécom* (voir l'annexe 1).

La revue systématique de la littérature scientifique a été réalisée en vue de recenser les études épidémiologiques et les analyses du risque en lien avec l'épandage de biosolides en milieu agricole. Ces types de publications scientifiques ont été ciblés, puisqu'ils s'intéressent principalement à la santé humaine, soit le sujet central du projet. La revue systématique est un processus de sélection des publications basé sur des critères objectifs et s'appuyant sur le jugement d'experts. Plus de détails sur cette démarche sont présentés à l'annexe 1.

Enfin, dans le but de recenser les articles scientifiques sur les risques sanitaires potentiels reliés à l'utilisation du fumier à titre de fertilisant et de discuter de l'importance de ces risques par rapport à ceux reliés à l'utilisation des biosolides, une revue systématique de la littérature a été effectuée. L'algorithme de recherche était similaire à celui dont les auteurs du présent document se sont servis pour les biosolides. Une recherche thématique dans la littérature grise a permis de compléter l'information.

3 Généralités sur les biosolides

Afin de bien camper les enjeux associés à l'utilisation des biosolides au Québec, la présente section dresse le bilan de la valorisation agricole³ des matières résiduelles fertilisantes dans la province. Les types de MRF et les processus qui mènent à leur production sont aussi décrits brièvement. Par ailleurs, un portrait général de l'importance des pratiques de recyclage des biosolides au Québec ainsi que le cadre législatif balisant leur usage y sont présentés.

3.1 Types de matières résiduelles fertilisantes et caractéristiques des biosolides municipaux

Par définition, les MRF sont des « [...] *matières résiduelles dont l'emploi est destiné à entretenir ou à améliorer, séparément ou simultanément, la nutrition des végétaux, ainsi que les propriétés physiques et chimiques et l'activité biologiques des sols* » (MDDEP, 2012). Elles font partie des matières fertilisantes, au même titre que les engrais et les amendements de sol. Pour être considéré comme une MRF, un résidu doit donc avoir des propriétés fertilisantes, mais également satisfaire à des critères de qualité établis pour protéger l'environnement et la santé de la population (MDDEP, 2012).

Au Québec, les principaux types de MRF recyclées par épandage sont les amendements calciques et magnésiens (ACM), les composts commerciaux ainsi que les biosolides. Les fumiers et les autres engrais de ferme ne sont pas considérés comme des MRF, car ils sont d'origine agricole et assujettis à une réglementation particulière (MDDEP, 2012), notamment au Règlement sur les exploitations agricoles (REA). Les ACM regroupent les cendres, les poussières de cimenteries, les boues de chaux de papeteries et d'autres résidus minéraux alcalins (MDDEP, 2012; Charbonneau *et al.*, 2000). Ils sont principalement utilisés pour augmenter le pH des sols, c'est-à-dire le rendre moins acide afin, notamment, de réduire la phytotoxicité engendrée par l'aluminium naturellement présent sous forme ionique dans les sols minéraux acides. Les composts, quant à eux, peuvent être considérés comme des MRF, puisqu'ils sont fabriqués à partir de matières résiduelles. Ils sont essentiellement employés en tant que suppléments organiques des sols (MDDEP, 2012). Finalement, les biosolides, aussi appelés *boues d'épuration traitées*, sont issus du traitement des eaux usées (MDDEP, 2012). Étant donné qu'ils constituent le sujet du présent rapport, ils font l'objet d'une description plus importante dans les prochaines lignes.

Au Québec, les biosolides potentiellement valorisables viennent d'environ 800 stations d'épuration municipales qui traitent leurs boues et de quelques centres de traitement des boues de fosses septiques (MDDEP, 2011). Selon qu'elles résultent d'un traitement primaire⁴ ou secondaire⁵ des eaux urbaines, les boues seront identifiées comme étant des biosolides primaires ou secondaires, ou bien mixtes lorsque ces boues sont combinées (MDDEP, 2012). Les processus auxquels sont soumises ces boues avant d'être recyclées, bien qu'ils soient nombreux et diversifiés, consistent essentiellement en une réduction du volume des boues et en une stabilisation de celles-ci (National Research Council [NRC], 1996; U.S. EPA, 1999).

³ Les MRF peuvent aussi être épandues en milieu forestier, mais cette valorisation n'est pas analysée dans ce document. Le rapport de Pion et de Hébert (2010) fournit plus de renseignements à ce propos.

⁴ Le traitement primaire consiste généralement en une décantation qui élimine 70 % des matières en suspension (particules inorganiques de faible taille). Il diminue le niveau de pollution par la matière organique, baisse mesurée par une analyse de la demande biologique en oxygène (Santé Canada, 2004).

⁵ Le traitement secondaire repose sur l'action de microorganismes présents dans les boues, qui éliminent les agents pathogènes (Santé Canada, 2004).

La réduction du volume des boues augmente l'efficacité des traitements subséquents, limite le volume à manipuler lors de l'entreposage et réduit les coûts associés au transport (NRC, 1996). Selon la teneur en matière sèche souhaitée, différents traitements tels que l'épaississement par gravité, la sédimentation, la flottation, le conditionnement chimique, la déshydratation mécanique ou le séchage par des méthodes thermiques seront employés.

Différents processus de stabilisation contribuent à diminuer le pouvoir fermentescible des boues, limitant ainsi les odeurs et réduisant la quantité de microorganismes pathogènes présents dans ces boues (ministère de l'Environnement [MENV] et ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation [MAPAQ], 1991; U.S. EPA, 1999). Les principales méthodes utilisées en Amérique du Nord sont : la stabilisation biologique aérobie (digestion aérobie), la stabilisation biologique anaérobie (digestion anaérobie), le compostage et la stabilisation chimique (NRC, 1996; U.S. EPA, 1999).

Dans les fosses septiques, les matières solides se déposent au fond de la fosse, alors que les liquides s'infiltrent généralement dans le sol à partir du champ d'épuration. Une fois enlevées de la fosse, les boues peuvent être transportées dans une station d'épuration municipale, ou dans des installations de traitement ou d'entreposage. De fait, elles sont fréquemment placées dans un étang et subissent parfois un traitement pour réduire les agents pathogènes qu'elles contiennent (Conseil canadien des ministres de l'environnement [CCME], 2010). Les boues d'épuration non stabilisées (c'est-à-dire non traitées) présenteront nécessairement des teneurs en pathogènes beaucoup plus élevées comparativement aux boues traitées ou aux biosolides municipaux (Perron et Hébert, 2007). Dans le cas des contaminants, la quantité de métaux présents dans les boues de fosses septiques est généralement similaire à celle des biosolides municipaux provenant des stations d'épuration (CCME, 2010).

3.2 Recyclage des biosolides municipaux au Québec : état de la situation

3.2.1 AMPLEUR DE L'USAGE DES BIOSOLIDES MUNICIPAUX EN MILIEU AGRICOLE

Le recyclage des MRF au Québec se fait principalement par l'épandage sur les terres agricoles, la transformation en compost, la fabrication de terreau commercial ou encore la végétalisation de lieux dégradés (MDDEP, 2012). En ce sens, le *Bilan 2012 du recyclage des matières résiduelles fertilisantes* indique que près de 80 % des 1,2 million de tonnes de MRF qui ont été utilisées au Québec en 2012 ont été appliquées en milieu agricole (MDDEFP, 2014). Les biosolides municipaux représentent 12 % des MRF épandues au Québec pour la période ciblée, et leur application se fait principalement sur les terres agricoles. Bien qu'elles soient en deçà des objectifs gouvernementaux, les quantités de biosolides municipaux recyclés ont augmenté de 13 % de 2010 à 2012 (MDDEFP, 2014). Toutefois, le recyclage des biosolides en milieu agricole n'est pas la méthode de gestion des biosolides prédominante au Québec. En effet, alors que 24 % des tonnages de boues municipales sont ainsi directement recyclés en 2012 et qu'un autre 10 % a été recyclé après compostage, 17 % et 49 % des tonnages restants ont respectivement été enfouis et incinérés.

Dans le cas des superficies d'épandage des MRF, elles ne concernent qu'une très petite surface du territoire agricole du Québec, celle-ci n'étant que de 3,6 % du territoire cultivé. Les biosolides municipaux pour leur part ont été dirigés vers moins de 0,7 % de la superficie du territoire agricole. Il faut noter qu'aucun de ces biosolides n'a été employé pour fertiliser des cultures destinées à l'alimentation humaine, quoique cela soit possible pour des produits certifiés par le Bureau de normalisation du Québec – BNQ (voir la sous-section 3.3.1). Finalement, la part des MRF représente seulement 3,1 % des quelque 29 millions de tonnes de substances fertilisantes épandues en

agriculture. À titre comparatif, les fumiers et lisiers constituent 95 % des matières fertilisantes épandues, alors que les engrais minéraux et la chaux agricole représentent respectivement 0,7 % et 1,5 % de ces matières (MDDEFP, 2014).

3.3 Réglementation encadrant l'usage des biosolides

La présente section décrit les lois et les règlements qui encadrent l'usage agricole des biosolides, les critères de qualité établis ainsi que les exigences qui s'appliquent à leur épandage.

3.3.1 CADRE LÉGISLATIF ET RÉGLEMENTAIRE AU QUÉBEC ET AU CANADA

Pour encadrer l'utilisation des matières résiduelles fertilisantes (MRF), le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques – MDDELCC (Québec; anciennement ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs – MDDEFP ou ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs – MDDEP) a notamment préparé un *Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes* (MDDELCC, 2015) ainsi que des *Lignes directrices pour l'encadrement des activités de compostage* (Thomassin et Burelle, 2012). Par ailleurs, le BNQ offre différents programmes de normalisation et de certification visant à encadrer l'usage de diverses MRF répondant à des critères de qualité particuliers, notamment des biosolides municipaux, des amendements calciques et magnésiens ainsi que des composts (MDDEP, 2012). De plus, afin d'assurer la saine gestion des MRF et d'éviter une contamination des sols par un excès d'éléments nutritifs ou par un apport trop élevé de contaminants chimiques ou microbiens, la fertilisation des sols agricoles est régie par un certain nombre de dispositions législatives et réglementaires résumées ci-dessous.

Loi et règlement fédéraux

Au palier fédéral, la gestion des MRF est encadrée par la Loi sur les engrais et le Règlement sur les engrais (L.R.C., 1985, ch. F-10 et C.R.C., ch. 666) qui sont sous la responsabilité et le contrôle de l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA). Ainsi, les produits vendus ou importés à titre d'engrais ou de suppléments doivent être conformes aux normes fédérales d'enregistrement, d'étiquetage et d'innocuité fixées afin de protéger l'environnement et la santé du public (ACIA, 2010). La réglementation fédérale ne vise que les matières et les produits vendus, excluant ainsi ceux qui sont donnés aux agriculteurs. Cependant, les biosolides donnés aux agriculteurs sont soumis aux lois et aux règlements du Québec, et les dons doivent généralement se faire dans le cadre d'un certificat d'autorisation ou d'un avis de projet (MDDEP, 2012; MDDEFP, 2013).

Certificat d'autorisation du MDDELCC et avis de projet

Au Québec, la plupart des projets de recyclage de MRF doivent être préalablement autorisés par l'entremise d'un certificat d'autorisation (CA⁶) délivré par une direction régionale du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). Ainsi, lorsqu'une activité de recyclage est susceptible de modifier la qualité de l'environnement au sens de l'article 22 de la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE), cette activité nécessite l'obtention d'un CA⁷. Dans sa demande de CA, le demandeur doit présenter les résultats d'analyses effectuées sur la matière résiduelle qu'il souhaite valoriser en vue de démontrer que cette

⁶ Il faut préciser que l'épandage des fumiers et des lisiers n'est pas assujéti à l'obtention d'un CA. L'épandage des déjections animales est toutefois soumis à des réglementations, notamment au Règlement sur les exploitations agricoles, lequel s'applique aussi aux MRF.

⁷ Le Règlement relatif à l'application de la Loi sur la qualité de l'environnement (R.R.Q., c. Q-2, r. 1.001) précise les travaux qui y sont assujéti.

matière possède des propriétés agronomiques intéressantes et qu'elle satisfait aux critères établis. Ces résultats doivent être fournis selon une fréquence déterminée et des méthodes d'échantillonnage et d'analyse conformes au *Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes*. Depuis 2013, plusieurs biosolides municipaux peuvent être gérés sous forme d'avis de projet. Les exigences sont essentiellement les mêmes, mais la procédure est plus souple sur le plan des questions administratives, et la fréquence d'échantillonnage accrédité est plus élevée (MDDEFP, 2013).

Certaines activités de recyclage réalisées avec les MRF font l'objet d'exclusions, réglementaires ou administratives, ou sont considérées comme étant à faible risque environnemental. Elles sont décrites dans le Règlement relatif à l'application de la Loi sur la qualité de l'environnement et le *Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes*. À cet effet, il importe de mentionner que l'épandage de MRF certifiées conformes aux normes établies par le BNQ peut être réalisé sans obtenir de CA au préalable (MDDEP, 2012).

Normes du Bureau de normalisation du Québec

Le Bureau de normalisation du Québec (BNQ) est accrédité par le Conseil canadien des normes (CCN) à titre d'organisme d'élaboration de normes québécoises⁸. Actuellement, il existe trois normes du BNQ portant sur les MRF, soit 1) les Amendements de sols – Biosolides municipaux alcalins ou séchés (CAN/BNQ 0413-400); 2) les Amendements organiques – Composts (CAN/BNQ 0413-200) et 3) les Amendements minéraux – Amendements calciques ou magnésiens provenant de procédés industriels (BNQ 0419-090). Ces normes ont pour but de préciser les caractéristiques des MRF ainsi que les méthodes qui permettent de les évaluer. Elles présentent notamment les propriétés agronomiques de même que les teneurs limites prescrites en contaminants. Le BNQ peut également certifier la conformité d'une MRF avec ces normes de façon indépendante.

Interdictions d'épandage

Certaines interdictions s'appliquent à l'épandage de MRF. Il est, par exemple, interdit d'épandre des biosolides municipaux non certifiés par le BNQ sur des parcelles où se trouve une culture destinée à l'alimentation humaine (ex. : les pommes de terre) et sur les pâturages (MDDEP, 2012). De plus, selon le Règlement sur les exploitations agricoles (REA) et le Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP), l'épandage de boues doit se faire de manière à protéger les sources d'eau (cours d'eau, plans d'eau, sources souterraines, etc.). Plusieurs restrictions à cet effet se trouvent dans les textes de loi cités ci-dessus. Les zones visant à protéger les puits sont déterminées en fonction du risque viral et bactérien ainsi que des contaminants chimiques (comme les nitrates).

3.3.2 CRITÈRES QUI RÉGISSENT LES MATIÈRES RÉSIDUELLES FERTILISANTES AU QUÉBEC

Afin d'être considérée comme fertilisante, une matière résiduelle doit d'abord contribuer à améliorer la qualité du sol par son apport en matière organique, son pouvoir neutralisant, ou encore par son potentiel fertilisant. Ces propriétés d'engrais pour les sols sont décrites dans le *Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes* (MDDEP, 2012).

En plus de devoir posséder des propriétés agronomiques, les MRF doivent être conformes à des critères fixés pour protéger la qualité de l'environnement. À cette fin, comme les tableaux 1 et 2 les

⁸ Les normes du BNQ sont élaborées selon des principes et des méthodes particuliers et impliquent un consensus entre les parties concernées. Dans le cadre de la valorisation des MRF, les parties concernées sont des représentants du gouvernement, de l'industrie, d'associations industrielles, de firmes de consultants et, dans certains cas, d'établissements d'enseignement et de l'Union des producteurs agricoles (UPA).

présentent, elles sont classées en fonction de leurs qualités et définies selon des critères qui caractérisent la présence de contaminants chimiques (C1 ou C2) et de microorganismes pathogènes (P1 ou P2). Les MRF sont également classées suivant des caractéristiques d'odeurs (O1, O2 ou O3) et leurs teneurs en corps étrangers comme le plastique, le verre et d'autres débris grossiers ou tranchants (E1 ou E2). Les MRF ainsi classées peuvent être réparties en 24 classes, d'après un indice qui regroupe les 4 catégories de critères (C-P-O-E). Plus l'indice C-P-O-E est élevé, plus les restrictions d'usage sont sévères. Par exemple, les matières C2-P2-O3-E2 ne pourront pas être distribuées à des citoyens ou épandues sur des pâturages (MDDEP, 2012).

Les prochaines lignes présentent les critères qui concernent les contaminants chimiques, les agents pathogènes et les odeurs. Le lecteur intéressé par les critères techniques auxquels on a recours pour caractériser les biosolides dans les deux catégories E pourra consulter le guide du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC, 2015).

Catégorie C

Les contaminants chimiques visés par la catégorie C regroupent plusieurs composés inorganiques et certaines substances organiques (tableau 1, sous-section 3.3.3). Des concentrations limites ont ainsi été fixées pour 11 contaminants inorganiques (arsenic, cadmium, cobalt, chrome, cuivre, mercure, molybdène, nickel, plomb, sélénium et zinc) ainsi que pour les dioxines et les furanes (PCDD/PCDF). Certains métaux sont considérés comme essentiels ou bénéfiques pour les plantes ou les animaux lorsqu'ils sont présents en faibles concentrations, mais ils peuvent s'avérer toxiques à de fortes concentrations. À ce titre, le cuivre, le cobalt, le molybdène et le zinc sont des oligo-éléments. D'autres sont reconnus comme étant toxiques, car ils peuvent engendrer des phénomènes de toxicité pour la flore, la faune et l'être humain. C'est le cas de l'arsenic, un élément inorganique non métallique.

Au Québec, les teneurs limites sont basées sur les deux approches suivantes : « aucune dégradation nette » et « meilleure technologie réalisable »⁹. Ces approches génèrent donc des critères de qualité basés sur des politiques de gestion des matières résiduelles plutôt que sur l'évaluation détaillée des risques (CCME, 2005). Ces teneurs sont toutefois inférieures ou égales aux critères de « qualité exceptionnelle » établis par l'U.S. EPA (1995) à partir de l'analyse de risque des biosolides municipaux (tableau 1, sous-section 3.3.3).

Pour appartenir à la catégorie C1, les biosolides doivent contenir des concentrations de toutes les substances chimiques testées qui respectent les teneurs limites propres à cette catégorie (voir le tableau 1 de la section 3.3.3), alors que, pour appartenir à la catégorie C2, tous les paramètres doivent respecter les teneurs limites C2 avec au moins un paramètre excédant la limite C1. Au Québec, en 2010, les biosolides municipaux appartenaient majoritairement à la catégorie C2 (90 %).

Catégorie P

La classification P vise surtout à prévenir l'exposition de l'homme à des microorganismes potentiellement pathogènes. Elle se base sur la réglementation de l'U.S. EPA (voir la sous-section 3.3.3) et sur les normes du BNQ (MDDEP, 2012). Les principaux critères utilisés pour déterminer l'appartenance à l'une des deux catégories (P1 ou P2) sont la présence de bactéries appartenant au genre *Salmonella* ainsi que la quantité de bactéries *Escherichia coli* (*E. coli*). Plusieurs

⁹ Renvoi à l'utilisation de la meilleure technologie disponible pour définir les exigences quant aux teneurs maximales admissibles en éléments traces (CCME, 2005).

critères supplémentaires peuvent être utilisés pour catégoriser les boues : caractéristiques des boues, recours à certains traitements. Dans certains cas, une attestation écrite selon laquelle les boues ne contiennent pas de matières fécales sera suffisante (voir le tableau 2 de la sous-section 3.3.3). Ainsi, parce qu'elles ne proviennent pas de boues contenant des matières fécales ou parce qu'elles ont subi un traitement permettant une désinfection supérieure, les matières de catégorie P1 ne contiennent presque aucun agent pathogène fécal. Les biosolides P1 ne peuvent toutefois pas être épandus sur des parcelles agricoles où croissent des végétaux destinés à l'alimentation humaine, à moins qu'ils n'aient été certifiés par le BNQ. Les biosolides classés P1 autres que les biosolides municipaux peuvent tout de même être distribués aux citoyens pour un usage domestique pour autant qu'ils soient qualifiés de C1 en ce qui a trait à leur contenu chimique (MENV, 2004). Quant aux biosolides municipaux, ils doivent être certifiés par le BNQ pour être distribués aux citoyens.

En 2010, les biosolides municipaux qui ont été épandus appartenaient majoritairement à la catégorie P2 (84 %). Toutefois, comme cela est décrit pour le critère chimique, ce pourcentage ne tient pas compte des produits certifiés par le BNQ (Hébert et Chaker, 2012). Actuellement, la répartition entre les catégories P1 et P2 serait plutôt de l'ordre de 50-50 en pourcentage pour les boues municipales spécifiquement (M. Hébert, communication personnelle, 2015).

Catégorie O

Trois catégories d'odeurs ont été établies par le MDDELCC pour les MRF, allant de peu odorantes (O1) à fortement malodorantes (O3). À ces catégories s'ajoutent des odeurs dites hors catégories pour différentes MRF. Les cotes d'odeur correspondent au potentiel théorique de dégagement d'odeurs nauséabondes que pourraient avoir les MRF lorsqu'elles sont stockées en conditions anaérobies (Groeneveld et Hébert, 2002). Les biosolides municipaux séchés générés par un procédé de digestion anaérobie sont généralement classés O1. Quant aux biosolides municipaux séchés autres que ceux appartenant à la catégorie O1, ceux provenant d'étangs d'épuration non vidangés depuis plus de 4 ans, ceux traités à la chaux, ceux provenant de digesteurs anaérobies et ceux provenant de fosses septiques, ils font plutôt partie de la catégorie O2. Enfin, les biosolides municipaux ayant subi un traitement biologique sont classés dans la catégorie O3, alors que ceux provenant de digesteurs anaérobies, qui sont déshydratés à l'aide de centrifugeuses à haute vitesse (sauf ceux désodorisés par compostage, chaulage ou séchage thermique), sont considérés comme étant hors catégories (MDDEFP, 2014).

3.3.3 COMPARAISONS AVEC D'AUTRES LÉGISLATIONS

Cette section offre un tour d'horizon des législations qui balisent l'usage agricole des biosolides à travers le monde. Bien qu'elle ne constitue pas un recensement exhaustif de ces législations, elle permet de contextualiser la réglementation québécoise présentée dans la section 3.3. Au Canada, ce sont les autorités provinciales qui sont chargées de la réglementation entourant la production, l'utilisation ainsi que l'élimination des biosolides. Elles dictent les conditions (quantités, restrictions, etc.) de l'épandage agricole et déterminent les concentrations limites que peuvent contenir les boues. Les termes pour nommer ces teneurs et leurs valeurs à proprement parler peuvent varier d'une province à l'autre, toutefois ils sont relativement similaires (CCME, 2010). En raison de cette similarité, les prochains paragraphes se consacrent plutôt aux lois et aux règlements américains, européens et australiens qui limitent la présence de contaminants chimiques et d'agents pathogènes. En ce qui concerne les valeurs agronomiques des biosolides, malgré qu'elles ne constituent pas le sujet principal du présent rapport, il est d'intérêt de souligner leur influence sur les réglementations. En effet, l'application des biosolides est réglementée avec l'objectif de maximiser l'apport en nutriments des sols, tout en limitant les accumulations excessives de ces derniers, et en respectant

les normes environnementales et toxicologiques. Aux États-Unis, la réglementation est basée sur la protection environnementale et la quantité d'azote (U.S. EPA, 1994), alors qu'au Québec c'est plutôt le phosphore qui dicte le taux d'application de biosolides (MDDEP, 2012), ce qui implique l'emploi de doses plus faibles.

Composés chimiques

Aux États-Unis, la loi qui permet et régit l'épandage des biosolides est la 40 CFR Part 503, communément nommée « 503 Rule ». En plus de prescrire les taux d'épandage et d'imposer certaines restrictions, elle fixe les concentrations limites de contaminants que doivent contenir les biosolides afin de pouvoir être appliqués sur des terres agricoles entre autres. Cette réglementation a été élaborée dans les années 1990 et se base sur une approche d'évaluation du risque. Neuf métaux sont visés par la « 503 Rule », laquelle distingue les concentrations maximales et les concentrations limites (tableau 1). À ce titre, les concentrations des biosolides épandus doivent nécessairement respecter les premières, alors que les secondes servent à caractériser les biosolides de « qualité exceptionnelle ». Les biosolides ne font l'objet d'aucune restriction s'ils respectent aussi les critères microbiologiques décrits au point suivant. De manière générale, les concentrations limites sont plus permissives que les teneurs prévues par la législation québécoise (concentrations des catégories C1 et C2; voir le tableau 1).

Le processus d'évaluation du risque, qui est à la base de la réglementation américaine, tient compte des risques pour la santé humaine, la santé animale et la santé des végétaux. En tout, 14 voies d'exposition ont ainsi été étudiées, dont 9 concernent l'humain (présentées dans la section 4.3). Pour un contaminant donné, des concentrations sécuritaires pour la faune, la flore et l'humain ont été calculées, et la plus sévère a été sélectionnée pour constituer la valeur limite (U.S. EPA, 1992a).

Les critères élaborés dans le cadre de la « 503 Rule » ont suscité certaines critiques, notamment parce que l'analyse de risque, qui a mené à la détermination des concentrations limites et maximales, présente certaines limites (NRC, 2002). Plus précisément, on reproche à l'approche utilisée par l'U.S. EPA au début des années 1990 de ne pas tenir compte de l'exposition multivoie. Ainsi, chacune des voies a été évaluée de manière indépendante, sans que l'U.S. EPA envisage la possibilité que la population puisse être exposée simultanément par l'intermédiaire de plusieurs voies d'exposition, et ce, de manière directe et indirecte. De plus, plusieurs contaminants d'intérêt ne sont pas pris en compte dans la législation actuelle (Erickson, 2002). En effet, la législation de 1993 se basait sur une enquête de caractérisation des boues réalisée en 1988. Depuis, d'autres contaminants ont été déterminés comme étant prioritaires (ex. : manganèse, phénols, acétone), mais ils sont toujours absents de la réglementation américaine (NRC, 2002).

En Europe, la Commission européenne (CE) a émis une directive (86/278/CEE) qui régit l'utilisation des boues d'épuration en agriculture. Cette législation datant de 1986 a comme objectif d'encadrer la valorisation des biosolides afin d'éviter les effets nocifs sur l'environnement (sol, eau, végétaux, animaux) et l'humain (CE, 1986). Cette directive fixe, entre autres choses, des concentrations limites pour plusieurs métaux, lesquelles sont généralement plus permissives qu'au Québec (tableau 1). Elle indique également les quantités limites de biosolides qu'un sol peut recevoir sur une période de 10 ans, tout en interdisant l'épandage dans certaines conditions (ex. : pH du sol ou présence de contaminants). Quoique la réglementation de la Commission européenne doit être appliquée et respectée par l'ensemble des États membres, ces derniers ont toujours la possibilité d'élaborer des dispositions spécifiques plus sévères (CE, 1986). De fait, la majorité des pays ont choisi cette option. À titre d'exemple, les biosolides destinés à une valorisation agricole en France doivent respecter des teneurs limites d'éléments traces plus basses que les valeurs prévues dans la directive 86/278/CEE (voir le tableau 1). De plus, la France a ajouté à sa réglementation certains

polluants organiques (BPC et hydrocarbures aromatiques polycycliques – HAP; voir le tableau 1) et des taux limites d'épandage (c'est-à-dire la quantité maximale de boues qui peut être appliquée sur un sol) différents de ceux fixés par la Commission (MEDDA, 2009).

Certains autres pays d'Europe non assujettis à l'autorité de la Commission européenne légifèrent l'emploi des biosolides. En Norvège, où les boues d'épuration sont largement récupérées en agriculture, elles sont classées en quatre catégories selon leur contenu en contaminants chimiques. L'étendue des concentrations permises est montrée dans le tableau 1. Pour chacune des catégories, différentes conditions d'épandage telles que la quantité appliquée, le laps de temps s'écoulant entre l'épandage et la mise en culture, etc., ont été retenues (Norwegian Scientific Committee for Food Safety, 2009). D'autres pays ont préféré limiter, voire interdire, le recyclage des biosolides, généralement sur la base du principe de précaution et de particularités régionales des boues générées de même qu'en raison de l'acceptabilité sociale. Ainsi, les Pays-Bas ont instauré des valeurs réglementaires sévères qui limitent considérablement l'usage des biosolides (tableau 1), alors que la Suisse a opté pour un bannissement presque complet de l'épandage agricole sur son territoire (Office fédéral de l'environnement [OFEV], 2003).

Finalement, en Australie, les boues sont classées selon leurs teneurs en contaminants chimiques et le niveau de traitement qu'elles ont reçu pour réduire la présence de pathogènes – voir le point suivant sur les critères microbiens (NRMMC, 2004). Les boues ne peuvent être épandues sur ce continent que sous certaines conditions, parmi lesquelles on retrouve le respect des concentrations limites pour 9 métaux (tableau 1). Tout comme la France avec les BPC et les HAP, l'Australie inclut dans sa réglementation des contaminants qui sont absents des normes québécoises. En effet, elle propose des valeurs pour limiter la présence de certains composés organiques dans les boues – BPC, DDT et autres pesticides organochlorés (voir le tableau 1).

Il est important de noter qu'il existe peu ou pas de critères en lien avec certains contaminants connus ou émergents (ex. : hormones, certains perturbateurs endocriniens). Cependant, la littérature scientifique semble indiquer que ces produits se dissipent rapidement dans le sol et que les risques associés sont faibles (Colucci et Topp, 2002; Jacobsen *et al.*, 2005; Lorenzen *et al.*, 2006).

Critères microbiens

Aux États-Unis, la réglementation microbienne fait référence à la détermination de la présence des salmonelles ou des coliformes fécaux¹⁰ ainsi qu'à celle des virus entériques et des œufs d'helminthes viables (tableau 2). Ces derniers sont jugés représentatifs d'une contamination d'origine fécale des biosolides issus d'eaux usées municipales ou de fèces animales et humaines. Les boues les plus sécuritaires, dites de classe A, doivent présenter moins de 1 000 coliformes fécaux par gramme de biosolides – poids sec – ou moins de 3 salmonelles par 4 g¹¹ de biosolides – poids sec, voir le tableau 2 (U.S. EPA, 1992b). Les biosolides de classe A sont relativement similaires à ceux de la catégorie P1 québécoise. Les biosolides faisant partie de ces deux catégories sont considérés comme sécuritaires d'un point de vue microbien, et la réglementation s'appliquant à chacune de ces classifications permet d'employer ces biosolides presque sans restriction. Quant à la deuxième catégorie, la classe B, elle est déterminée sur la base des divers types de traitements qui permettent

¹⁰ Il est maintenant d'usage d'utiliser le terme *thermotolérant*, car ces bactéries sont identifiées à l'aide d'une procédure qui prévoit une incubation à 44,5 °C. Lorsque de la matière contenant de tels coliformes a été en contact avec des déjections animales ou de la matière fécale humaine, plus de 80 % des coliformes fécaux (ou thermotolérants) sont constitués d'*E. coli*.

¹¹ L'utilisation d'une masse de 4 g découle d'une raison historique, qui correspond à la limite de détection de l'époque lors de la mise au point du test de détection.

une réduction significative (de l'ordre de 90 à 99 %) du nombre de bactéries potentiellement pathogènes. De fait, les boues de classe B peuvent contenir des microorganismes pathogènes.

La législation américaine concernant les pathogènes n'est pas basée sur des analyses de risque, contrairement à la législation relative aux contaminants chimiques, mais plutôt sur la capacité des traitements à éliminer les pathogènes. Plus récemment, des méthodes d'évaluation du risque ont été mises au point pour les agents pathogènes, notamment en ce qui a trait aux risques associés à l'exposition par l'eau potable et la nourriture. Certains auteurs pensent que ces modèles pourraient être employés afin d'appuyer l'actuelle législation ou, encore, de fournir les bases à l'établissement de nouveaux critères (NRC, 2002; U.S. EPA, 2011).

La directive 86/278/CEE de la Commission européenne ne comprend aucun critère concernant les pathogènes potentiellement présents dans les boues d'épuration (voir le tableau 2). Ainsi, des pays comme la France ont établi leurs propres teneurs limites et des critères de qualité – voir le tableau 2 (CE, 2001a). La dimension microbiologique de la législation française s'appuie sur la présence de salmonelles, d'entérovirus et d'œufs d'helminthes (voir le tableau 2). Enfin, en Australie, les biosolides sont classés selon le potentiel de recroissance des pathogènes, allant de faible (P1) à élevé (P4) (tableau 2). Les boues destinées à l'agriculture doivent contenir un minimum de pathogènes et appartenir aux classes P1 ou P2 (NRMMC, 2004).

Sur la base des connaissances sur les effets sanitaires, des positions divergentes ont été adoptées quant à la valorisation agricole des biosolides. Au Canada, aucune province n'interdit l'épandage de biosolides sur les terres (Leclair, 2003). Quoique l'U.S. EPA ne puisse s'assurer que les procédures actuelles mises en place protègent la santé humaine et l'environnement, l'application des biosolides est néanmoins promue dans ce pays (U.S. EPA, 2000). En ayant recours au principe de précaution en matière de protection de la santé et des sols, la Suisse a décidé de prohiber l'épandage de biosolides sur la majorité de ses terres, et ce, même si les études scientifiques ne mettent en évidence aucune preuve quant à leur toxicité. Cette décision fait de la Suisse le seul pays au monde à interdire l'usage presque complet des MRF (Leclair, 2003; OFEV, 2003).

Conclusion sur la réglementation

La réglementation québécoise se compare positivement à toutes celles élaborées à travers le monde. Dans le cas du contrôle des métaux, les critères québécois sont parmi les plus sévères au monde, alors qu'en ce qui concerne les composés organiques, le Québec est le seul avec l'ACIA à avoir une norme pour les dioxines et les furanes. En contrepartie, la France et l'Australie proposent des critères supplémentaires pour certains composés organiques comme les BPC et les HAP. L'Australie a aussi établi des critères pour certains pesticides organochlorés.

En matière de critères microbiens, les exigences québécoises se comparent aussi très bien à celles des autres pays, et ce, que ce soit en ce qui a trait aux normes ou aux exigences de désinfection relatives aux boues. La France propose aussi des critères concernant la présence d'entérovirus et d'œufs d'helminthes, alors que le Canada et les États-Unis considèrent à la base que les procédés de désinfection exigés détruisent les ascaris et les virus.

Tableau 1 Normes et exigences concernant la teneur (mg/kg m.s.) en métaux et en composés organiques des biosolides au Québec, au Canada et ailleurs dans le monde

PAYS/AUTORITÉS	CONTAMINANTS															
	Métaux											Composés organiques				
	As	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Se	Zn	Cd	Hg	Pb	PCDD/ PCDF ^a	DTT ^b	PCB	HAP	Autres ^c
Québec et Canada^d																
Catégorie C1 ^e	13	34	210	400	10	62	2	700	3	0.8	120	17	—	—	—	—
Catégorie C2 ^e	41	150	1 000	1 000 ^f	20	180	14 ^f	1 850	10	4	300	50 ^g	—	—	—	—
BNQ 0413-400/2009	41	150	1 000	1 500	20	180	25	1 850	15	4	300	27	—	—	—	—
ACIA ^h	75	150	1 060 ⁱ	757 ⁱ	20	180	14	1 850	20	5	500	27	—	—	—	—
États-Unis^j																
Concentration limite	41	—	— ^k	1 500	—	420	36	2 800	39	17	300	—	—	—	—	—
Concentration maximale	75	—	— ^k	4 300	75	420	100	7 500	85	57	840	—	—	—	—	—
Europe																
Valeur limite inférieure (directive 86/278/EEC) ^l	—	—	— ^m	1 000	—	300	—	2 500	20	16	750	—	—	—	—	—
Valeur limite supérieure 86/278/EEC ^l	—	—	— ^m	1 750	—	400	—	4 000	40	25	1 200	—	—	—	—	—
France ^l	—	—	1 000	1 000	—	200	—	3 000	10	10	800			0,8 ⁿ	2-5 ⁿ	
Norvège ^o	—	—	50-100	50-650	—	20-50	—	150-800	0,4-2	0,2-3	40-80	—	—	—	—	—
Pays-Bas ^l	—	—	75	75	—	30		300	1,25	0,75	100	—	—	—	—	—

Tableau 1 Normes et exigences concernant la teneur (mg/kg m.s.) en métaux et en composés organiques des biosolides au Québec, au Canada et ailleurs dans le monde (suite)

Australie ^p																
Grade C1	20	—	100-400 ^q	100-200 ^r	—	60	3	200-250 ^r	1 ^s	1	150-300 ^r	—	0,5	0,05-0,3	—	0,02-0,05 ^t
Grade C2	60	—	500-3 000 ^r	2 500	—	270	50	2 500	20	15	420	—	1	0,5	—	0,5

^a Exprimée en ng ETQ/kg m.s.

^b DDT comprend aussi DDD et DDE.

^c Pesticides organochlorés autres que le DDT et ses métabolites.

^d Source : MDDEP (2012).

^e Pour qu'un biosolide soit classé C1, il doit respecter tous les critères pour cette catégorie. Pour être classé C2, un biosolide doit respecter tous les critères de cette catégorie, et au moins un des critères de la catégorie C1 doit être dépassé. Les critères C2 sont basés sur un taux maximal d'épandage de 22 Mg m.s./ha/5 ans.

^f Norme portée à 1 500 mg/kg m.s. pour le Cu et à 25 mg/kg m.s. pour le Se sous certaines conditions (voir MDDEP, 2012).

^g Une MRF contenant de 51 à 100 ng EQT/kg de dioxines et de furanes peut faire l'objet d'un recyclage non agricole (MDDEP, 2012).

^h Basé sur un taux d'application de 4,4 Mg m.s./ha.

ⁱ Valeurs provisoires

^j Source : U.S. EPA (1994). Concentration limite : s'applique aux biosolides étant d'une « qualité exceptionnelle » (QE). Concentration maximale : pour tous les biosolides épandus.

^k Données insuffisantes selon l'U.S. EPA pour déterminer une norme pour le chrome.

^l Source : CE (2001a).

^m En 1986, les données ont été jugées insuffisantes pour déterminer une norme pour le chrome.

ⁿ HAP: benzo(a)pyrène, benzo(a)fluoranthène et fluoranthène. BPC : somme de 7) BPC, soit : 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180. Source : MEEDA, 2009.

^o Source : Norwegian Scientific Committee for Food Safety (2009).

^p Source : Natural Resource Management Ministerial Council [NRMMC] (2004).

^q Pour le chrome III.

^r Étendues des valeurs adoptées dans les différents États et territoires australiens.

^s Basée sur l'absorption des végétaux. Taux maximal d'application établi à 30 g/ha/année pour un maximum de 5 ans.

^t Divers pesticides organochlorés ont des valeurs adoptées ou proposées dans les États et les territoires australiens. Le détail n'est pas présenté ici.

Tableau 2 Normes et exigences en ce qui a trait à la désinfection, totale ou partielle, des biosolides au Québec, au Canada et ailleurs dans le monde

PAYS/AUTORITÉ	PATHOGÈNE ^a	INDICATEUR D'AGENTS PATHOGÈNES ^a		EXIGENCES
	<i>Salmonella</i>	Coliformes fécaux	<i>E. coli</i>	Type de traitements exigé, durée et températures à respecter, etc.
Québec et Canada				
Catégorie P1 ^b	Non détectées pour au moins 2 échantillons sur 3 (avec un seuil de détection < 3 NPP/4 g m.s.)	—		<ul style="list-style-type: none"> – Séchage thermique : respect des exigences de désinfection de la norme du BNQ sur les biosolides municipaux (CAN/BNQ 0413-400). – Biosolide municipal chaulé : respect des exigences de désinfection de la norme du BNQ sur les biosolides municipaux (CAN/BNQ 0413-400). Autres : Le statut P1 a été reconnu en se basant sur le processus défini à l'annexe E de la norme CAN/BNQ 0413 400 et Salmonelles non détectées pour au moins 2 échantillons sur 3
Catégorie P2 ^{b,c} (<i>Salmonella</i> ou <i>E. coli</i>)	Non détectées dans 10 g de biosolides humides, pour les résidus ayant une siccité ≥ 15 % (ou dans 50 g de biosolides humides pour les autres résidus) et catégorie d'odeur O1 ou O2	—	<i>E. coli</i> < 2 000 000 NPP/g m.s.	<ul style="list-style-type: none"> – Chaulage à un pH ≥ 12 pendant un minimum de 2 h et maintien à un pH ≥ 11,5 pendant un minimum de 22 h^d. – <i>E. coli</i> < 2 000 000 NPP/g m.s., et traitement biologique aérobie et taux d'assimilation de O₂ ≤ 1 500 mg O₂/kg mat. organique/heure. – <i>E. coli</i> < 2 000 000 NPP/g m.s. et incorporation du résidu au sol en moins de 6 h. – <i>E. coli</i> < 2 000 000 NPP/g m.s. et traitement biologique par boues activées et âge des boues ≥ 20 jours. – <i>E. coli</i> < 2 000 000 NPP/ g m.s. et catégorie d'odeur O1 ou O2, y compris les digestats provenant d'une unité de biométhanisation (digestion anaérobie). – Salmonelles non détectées pour au moins 2 échantillons sur 3 et catégorie d'odeur O1 ou O2. – Salmonelles non détectées pour au moins 2 échantillons sur 3 et incorporation du résidu au sol < 6 h. – Biosolides d'étangs municipaux de catégorie O1 avec une attestation de la station d'épuration concernant la date de la dernière vidange de l'étang en question.

Tableau 2 Normes et exigences en ce qui a trait à la désinfection, totale ou partielle, des biosolides au Québec, au Canada et ailleurs dans le monde (suite)

PAYS/AUTORITÉ	PATHOGÈNE ^a	INDICATEUR D'AGENTS PATHOGÈNES ^a		EXIGENCES
	<i>Salmonella</i>	Coliformes fécaux	<i>E. coli</i>	Type de traitements exigé, durée et températures à respecter, etc.
Québec et Canada (suite)				
BNQ 0413-400/2009 ^e	Absence dans 25 g	—	—	<ul style="list-style-type: none"> – Séchage thermique : température de séchage d'au moins 80 °C. – Traitement alcalin : pH ≥ 12 pendant au moins 72 h consécutives; ou maintien à 52 °C pendant au moins 12 h consécutives.
ACIA ^e	Non détectable	1 000 NPP/g	—	
États-Unis^f				
Classe A ^g (<i>Salmonella</i> ou coliformes fécaux)	< 3 NPP/4 g m.s.	< 1 000 NPP/g	—	<ul style="list-style-type: none"> – Compostage (système fermé) : ≥ 55 °C; ≥ 3 jours. – Compostage (andains extérieurs) : ≥ 55°C; ≥ 15 jours; ≥ 5 retournements. – Séchage thermique (et granulation): ≥ 90 % matière sèche, ≥ 80 °C (biosolides ou gaz sortant du séchoir). – Traitement alcalin avancé : pH > 12 pendant au moins 12 h. Lorsque le pH > 12, 52 °C pendant au moins 12 h. > 50 % de matière sèche à la fin des 72 h. – Un biosolide de classe A doit présenter un nombre inférieur à 1 œuf d'helminthe (OH)/4 g de matière sèche de biosolide.
Classe B	—	< 2 000 000 NPP/g	—	<ul style="list-style-type: none"> – Digestion aérobie : 40 jours à 20 °C ou 60 jours à 15 °C. – Digestion anaérobie : 15 jours à des températures de 35 °C à 55 °C et 60 jours à des températures ≥ 20 °C. – Compostage : ≥ 40 °C pendant 5 jours et ≥ 55 °C pendant 4 h. – Traitement alcalin : pH > 12 après 2 h. – Séchage à l'air : 2 à 3 mois, > 0 °C.
Europe				
Directive 86/278/EEC ^h	—	—	—	—
France ⁱ	≤ 8 NPP/10 g m.s.	—	—	Autres pathogènes compris dans les critères : <ul style="list-style-type: none"> – Entérovirus 3 NPPUC/10 g m.s. – Œufs d'helminthes viables 3/10 g m.s.

Tableau 2 Normes et exigences en ce qui a trait à la désinfection, totale ou partielle, des biosolides au Québec, au Canada et ailleurs dans le monde (suite)

PAYS/AUTORITÉ	PATHOGÈNE ^a	INDICATEUR D'AGENTS PATHOGÈNES ^a		EXIGENCES
	<i>Salmonella</i>	Coliformes fécaux	<i>E. coli</i>	Type de traitements exigé, durée et températures à respecter, etc.
Australieⁱ				
Grade P1	< 1 NPP/50 g m.s.	—	< 100 <i>E. coli</i> /g m.s.	Similaires à U.S. EPA – Classe A.
Grade P2	< 10 NPP/50 g m.s.	—	< 1 000 <i>E. coli</i> /g m.s.	<ul style="list-style-type: none"> – Compostage : ≥ 53 °C; ≥ 5 jours ou ≥ 55 °C; ≥ 3 jours. – Séchage thermique (et granulation) : ≥ 75 % matière sèche, > 70 °C. – Digestion aérobie : Entre 55 et 60 °C pendant 10 jours et > 50 % matière sèche.
Grade P3	—	—	< 2 000 000 <i>E. coli</i> /g m.s.	<ul style="list-style-type: none"> – Digestion anaérobie : 15 jours ≥ 35 °C ou 60 jours ≥ 15 °C et réduction > 38 % des matières solides volatiles. – Digestion aérobie : 40 jours à 20 °C ou 60 jours à 15 °C et réduction > 38 % des matières solides volatiles. – Compost : ≥ 40 °C; ≥ 5 jours , incluant 4 h à > 55 °C.
Grade P4 ^k	—	—	—	

^a NPP : nombre le plus probable. Correspond généralement à la moyenne géométrique.

^b Source : CCME (2010); MDDEP (2012).

^c Pour protéger le public, l'accès public aux lieux d'épandage est interdit durant les 12 mois suivant l'application.

^d Tous les résidus doivent avoir atteint au moins un pH de 12. Il est possible que le pH diminue par la suite, ce qui peut entraîner une nouvelle croissance microbienne et la génération d'odeurs nauséabondes. Il est donc conseillé de pratiquer le chaulage le plus rapidement possible et de maintenir le pH élevé par la suite.

^e Source : CCME (2010).

^f Source : U.S. EPA. (1994). Chapter 5: Pathogen and Vector Attraction Reduction Requirements. Dans *A Plain English Guide to the EPA Part 503 Biosolids Rule* (No. EPA/832/R-93/003).

^g D'autres technologies employées aux États-Unis et décrites dans la « 503 Rule », mais moins utilisées au Québec ne sont pas incluses dans ce tableau.

^h Source : CE (2001a).

ⁱ Source : Arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées.

^j Source : NRMMC (2004).

^k Tous les biosolides qui ne répondent pas aux critères établis pour les grades P1, P2 et P3 sont classés P4.

4 Enjeux liés aux risques pour la santé associés à l'usage des biosolides

Les risques potentiels pour la santé découlant de l'utilisation des biosolides sont modulés par la présence de divers composés chimiques et des pathogènes. Cependant, inventorier l'ensemble des substances et des agents microbiens susceptibles de contaminer les biosolides est un exercice complexe et laborieux, d'autant plus que la teneur et la composition en contaminants d'un biosolide seront influencées par la composition des effluents et le traitement qu'ils ont subi. Comme le prévoient les objectifs du présent travail, les principaux contaminants chimiques (inorganiques et organiques) ainsi que les pathogènes (virus, bactéries, parasites) pouvant contaminer les biosolides sont identifiés et feront également l'objet d'une description sommaire (sections 4.1 et 4.2). Ce faisant, une attention particulière sera portée aux propriétés susceptibles d'influencer le potentiel d'exposition des humains (voir la section 4.3), lequel doit être établi pour apprécier les risques sanitaires associés.

Il importe de mentionner que si les prochaines sections décrivent les effets sur la santé associés aux substances présentes dans les biosolides, elles ne permettent pas d'évaluer la possibilité que l'exposition humaine découlant spécifiquement de l'usage de biosolides représente un risque. En effet, les risques sanitaires sont à la fois fonction du danger (toxicité ou infectiosité) et de l'exposition. L'étude des risques pour la santé fait plutôt l'objet de la revue de la littérature au chapitre 5.

4.1 Contamination chimique des biosolides

4.1.1 CONTAMINANTS INORGANIQUES

La présence de métaux dans les biosolides constitue une préoccupation pour les institutions de santé publique depuis quelques décennies, notamment en raison de leur toxicité intrinsèque.

Les éléments trouvés le plus souvent dans les boues municipales proviennent d'une variété de sources industrielles et domestiques (tableau 3), allant des produits ménagers utilisés par les particuliers et les commerces, à l'érosion des tuyaux qui constituent le réseau d'aqueduc et au ruissellement en provenance des routes et des toits (CE, 2001b; Krogmann et Boyles, 1999; Santé Canada, 2004). Comme les métaux présents dans les effluents ne sont généralement pas affectés par le processus de traitement et de stabilisation des biosolides, leur présence reflète l'état des effluents à leur origine (CCME, 2010). Par conséquent, les concentrations mesurées et la fréquence de leur détection dans les boues sont très variables, que ce soit pour un même métal ou entre les différents composés. Cinq métaux lourds font toutefois l'objet d'un intérêt accru dans la littérature scientifique sur le sujet, soit le cadmium, le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc (Lopes, Herva, Franco-Uria et Roca, 2011; Franco *et al.*, 2006).

Tableau 3 Sources et origine des contaminants inorganiques présents dans les biosolides

Contaminants	Sources	Effluents affectés
Argent (Ag)	Photographie artisanale, produits de polissage, systèmes domestiques de traitement d'eau, produits (cosmétiques, vêtements) contenant des nanoparticules d'argent	Eaux usées domestiques
Arsenic (As)	Sources d'eau potable, médicaments et onguents, agents de préservation du bois, pigments (peintures)	Eaux usées domestiques
Cadmium (Cd)	Piles nickel-cadmium; peintures, photographies, résidus alimentaires, détergents, cosmétiques, pesticides et produits jardiniers, électroplacage, glaçures, alliages, dépôt atmosphérique	Eaux usées domestiques, commerciales et industrielles; écoulement pluvial
Chrome (Cr)	Produits nettoyants, huiles et lubrifiants, pesticides et produits destinés au jardinage, suppléments alimentaires, pigments (peintures), solution de tannage, teintures, agents de conservation, agents de préservation, dégradation de pièces automobiles	Eaux usées domestiques, commerciales et industrielles; écoulement pluvial
Cuivre (Cu)	Pigments (peintures), plomberie, fongicides et agents de préservation du bois, peintures, combustibles, encres, huiles et lubrifiants, onguents, matériel électrique/électronique, industrie du textile, du plastique, du caoutchouc et du papier; alliages et agents de polissage, toits, réseau routier et véhicules, dépôt atmosphérique	Eaux usées domestiques, commerciales et industrielles; écoulement pluvial
Mercure (Hg)	Thermomètres (domestiques et hospitaliers), pesticides et agents de préservation du bois, agents antibactériens, amalgames dentaires, matériel électrique/électronique, désinfectants, soude caustique, sous-produits des activités métallurgiques, dépôt atmosphérique	Eaux usées domestiques, commerciales et industrielles; écoulement pluvial
Nickel (Ni)	Piles nickel-cadmium, alliages d'installations sanitaires, industrie agroalimentaire, électroplacage, équipements de nettoyage (lessive), bijouterie (pigments), toits, réseau routier et véhicules	Eaux usées domestiques, commerciales et industrielles; écoulement pluvial
Plomb (Pb)	Tuyauterie, vieilles peintures, pigments de porcelaine, glaçures, produits cosmétiques, combustibles, huiles et lubrifiants, soudures, gainage électrique, batteries, toits, réseau routier et véhicules, dépôt atmosphérique	Eaux usées domestiques, commerciales et industrielles; écoulement pluvial
Sélénium (Se)	Résidus et suppléments alimentaires, shampooings et autres cosmétiques, pigments (peintures), encres	Eaux usées domestiques
Zinc (Zn)	Plomberie, pesticides, déodorants, cosmétiques et onguents, pigments (peintures), suppléments alimentaires, crèmes solaires, détergents, processus de galvanisation, industrie du plastique, du papier et du caoutchouc; produits de polissage, matériaux de construction, fongicides, toits, réseau routier et véhicules, dépôt atmosphérique	Eaux usées domestiques, commerciales et industrielles; écoulement pluvial

Source : CE (2001b) et Blaser *et al.* (2008).

Toxicités associées aux contaminants inorganiques

Parmi les métaux présents dans les biosolides, le cadmium, le mercure, le plomb et l'arsenic présentent les propriétés toxicologiques¹² les plus préoccupantes du point de vue de la santé publique (Santé Canada, 2004). Brièvement, ces métaux sont tous reconnus comme étant néphrotoxiques et cardiotoxiques. Certains sont également neurotoxiques (plomb, mercure) et ostéotoxiques (cadmium, plomb). Les effets potentiels de ces métaux sur la santé humaine ont été décrits de manière exhaustive dans la littérature scientifique (Fouchécourt *et al.*, 2005; Agency for Toxic Substances and Disease Registry [ATSDR], 1999, 1999b, 2007a, 2007b).

La néphrotoxicité du cadmium résulte principalement de l'atteinte des tubules proximaux, alors que son ostéotoxicité se caractérise par une déminéralisation osseuse (ostéoporose, ostéomalacie); des atteintes à la santé cardiovasculaire sont également répertoriées (ATSDR, 1999a). Le cadmium est aussi un cancérigène chez l'humain selon la classification du Centre international de Recherche sur le Cancer – CIRC (2015). Pour ce qui est du plomb, sa toxicité chez l'humain n'est plus à démontrer. Ainsi, sa neurotoxicité sur le développement des enfants et des fœtus est probablement l'effet néfaste le plus connu. En ce qui a trait à l'exposition chronique des adultes au plomb, l'hypertension et la néphropathologie sont les deux conditions soulevant les principales préoccupations (ATSDR, 2007a). Tout comme pour le plomb, la neurotoxicité humaine du mercure organique (méthylmercure – MeHg) est bien démontrée. Des études récentes suggèrent également que l'exposition au méthylmercure peut engendrer un risque accru de diabète de type II, en affectant les cellules pancréatiques (Chen *et al.*, 2006; Mozaffarian *et al.*, 2013). Quant au mercure métallique, la forme sous laquelle il est majoritairement présent dans les biosolides (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques [INERIS], 2005), il est cardiotoxique et néphrotoxique pour l'humain (ATSDR, 1999b). Un potentiel diabétogène est également soulevé depuis peu pour l'arsenic dans la littérature scientifique (Navas-Acien *et al.*, 2008; Moon *et al.*, 2013); l'arsenic présente aussi un potentiel de toxicité cardiovasculaire (Merril *et al.*, 2001). Cependant, la principale préoccupation soulevée par l'arsenic résulte de son caractère cancérigène chez l'humain (ATSDR, 2007b; CIRC, 2015).

Les autres métaux indiqués dans le tableau 3 ont des propriétés toxicologiques chroniques généralement moins sévères, moins diversifiées ou encore moins bien démontrées que les quatre autres métaux décrits au paragraphe précédent. Sans faire une description exhaustive des effets associés, il faut mentionner que le chrome, sous sa forme hexavalente, ainsi que le nickel sont des cancérigènes chez l'humain, tandis que le cobalt est classé comme un cancérigène possible selon le CIRC (2015), mais principalement lorsque ces trois métaux sont inhalés, surtout en milieu de travail. Des troubles gastro-intestinaux, rénaux et hépatiques sont également associés au chrome hexavalent et au cuivre, alors que le système immunitaire pourrait être affecté par une exposition chronique au nickel et au zinc. Aussi, des propriétés neurotoxiques ont été associées à l'argent et au sélénium. Ainsi, comme plusieurs oligo-éléments essentiels au bon fonctionnement de l'organisme (ex. : cuivre, molybdène, zinc), le sélénium peut, si l'exposition est excessive, causer des effets néfastes, en particulier sur les structures kératinisées de l'organisme, mais il peut aussi agir comme un neurotoxique (CE, 2001b; Merrill *et al.*, 2001).

D'autres métaux peuvent se trouver dans les biosolides (Water Environment Association of Ontario [WEAO], 2010) comme l'aluminium, le baryum et le titane. Des oligo-éléments comme le molybdène, le fer et le manganèse sont également mesurés (WEAO, 2010; Perron et Hébert, 2007); certains de

¹² Dans le contexte de l'épandage des biosolides en agriculture, les effets résultant de l'exposition chronique à de faibles doses sont décrits, puisque des expositions à court terme par l'entremise de l'épandage des biosolides sont peu susceptibles d'entraîner l'apparition d'effets aigus.

ces éléments présentent des caractéristiques toxicologiques bien démontrées comme la neurotoxicité associée au manganèse (Merrill *et al.*, 2001). Par contre, les données de caractérisation disponibles aux États-Unis suggèrent que d'autres éléments tels que le thallium, l'antimoine, l'argent, le bore, le vanadium, le platine et l'yttrium, même s'ils peuvent être présents dans les biosolides, y sont détectés de manière moins fréquente (WEAO, 2010; Apedaile *et al.*, 2002). Malgré cela, le fait que les propriétés toxicologiques de ces dernières substances soient peu connues peut contribuer à soulever des préoccupations sanitaires auprès des autorités ou du public en général.

Enfin, l'analyse de plusieurs échantillons de biosolides a révélé la présence de divers radionucléides en concentrations très variables, et ce, même si les traitements que subissent les biosolides à la sortie des usines d'épuration contribuent à en retirer une fraction importante (WEAO, 2001; U.S. EPA, 2001; Ipek *et al.*, 2004; Fonollosa *et al.*, 2015). D'après Fonollosa *et al.* (2015), les isotopes de l'uranium, du thorium, du radium, du plomb et du polonium sont les radionucléides les plus abondants trouvés dans les biosolides lors d'études menées dans divers pays européens principalement, mais également en Australie, au Brésil et aux États-Unis. Bien que ceci puisse susciter des interrogations relatives au risque sanitaire en raison de l'activité mutagène et cancérigène possible des radiations ionisantes à faibles doses (CIRC, 2015), les données disponibles indiquent que les concentrations mesurées dans les biosolides canadiens sont similaires à celles trouvées dans les sols ou dans d'autres types de fertilisants (WEAO, 2001). Toutefois, aucune donnée propre aux boues québécoises n'est disponible.

Devenir environnemental des contaminants inorganiques

En raison des possibles effets nocifs bien documentés des contaminants inorganiques, leur potentiel d'accumulation dans les terres agricoles et leur apport à la chaîne alimentaire font l'objet d'évaluations de la part des autorités de santé publique (WEOA, 2011). En effet, les métaux sont des éléments stables qui ne se dégradent pas naturellement dans les sols. Une fois qu'ils s'y trouvent, ils ne peuvent y être éliminés que par un transfert vers un autre compartiment environnemental comme l'eau par exemple (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie [ADEME] et Assemblée Permanente des Chambres d'Agriculture [APCA], 2005). À long terme, l'épandage de biosolides pourrait par conséquent représenter des risques théoriques d'accumulation de métaux dans le sol traité et de contamination du milieu. Par exemple, certains de ces métaux tels que le cadmium et le zinc peuvent être absorbés par les plantes, au même titre que les oligo-éléments tels que le fer, le cuivre, le molybdène et le manganèse (Krogmann et Boyles, 1999). Dans la mesure où les plantes concernées sont destinées à l'alimentation animale, des questions ont été soulevées par le passé quant à la possibilité que les métaux absorbés par les plantes s'accumulent dans l'organisme des animaux consommateurs, surtout si ces derniers sont ensuite destinés à la consommation humaine (entre autres, McBride, 2003). Il est important de noter que la biodisponibilité des métaux pourra être influencée, entre autres choses, par les propriétés physicochimiques du sol telles que le pH, la composition en matière organique et la capacité d'échange cationique (Beauchemin, 1993). Enfin, à la suite de l'épandage, il est également possible de trouver des métaux dans l'air des zones traitées à la suite du processus d'aérosolisation (Paez-Rubio *et al.*, 2007).

4.1.2 CONTAMINANTS ORGANIQUES

En plus des métaux, une panoplie de composés organiques sont susceptibles de se trouver dans les boues municipales. Ainsi, Harrison *et al.* (2006) font état de plus de 500 substances différentes. Comme les substances trouvées ont des origines et des propriétés très variables, il est difficile d'en faire une classification reposant sur des catégories mutuellement exclusives de composés. Ceci explique vraisemblablement une absence de classification qui soit uniforme dans la littérature (ex. : Harrison *et al.*, 2006; Smith, 2009; Krogmann et Boyles, 1999; CE, 2001b, 2001c; WEAO, 2001).

Toutefois, il est possible de dresser un portrait général du type de substances trouvées, selon l'usage ou l'origine qui leur sont attribués (voir le tableau 4).

Tableau 4 Sources et origine des contaminants organiques potentiellement présents dans les biosolides

Contaminants	Sources	Effluents touchés
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	Issus de la combustion incomplète des combustibles fossiles (bois, hydrocarbures) et de la cuisson des aliments	Eaux usées domestiques et écoulement pluvial
Produits pharmaceutiques et produits de soins corporels (PPPC; ex. : triclosan, triclocarban, parabènes)	Médicaments, dentifrices, autres cosmétiques	Eaux usées domestiques
Dioxines/furanes (PCDD/PCDF)	Sous-produits issus de la production de composés organochlorés; thermochimie et combustion incomplète des composés organiques chlorés	Écoulement pluvial à la suite du dépôt atmosphérique
Biphényles polychlorés (BPC)	Produits manufacturiers (lubrifiants hydrauliques, isolants thermiques); combustion de matières résiduelles (incinération) et de combustibles fossiles	Eaux usées domestiques et industrielles
Composés organiques volatils (COV; ex. : toluène, xylènes, benzène)	Solvants organiques utilisés par exemple dans la production des désinfectants pour l'entretien ménager; peintures; essence	Eaux usées domestiques et industrielles
Retardateurs de flamme polybromés (ex. : polybromodiphényléthers – PBDE)	Textiles, meubles, appareils domestiques	Eaux usées domestiques et industrielles
Détergents et tensioactifs (ex. : nonylphénols, alkylbenzènes sulfonates linéaires, acide perfluorooctanesulfonique (PFOS))	Industries (production de polymères), produits nettoyants, traitement de l'eau, antiadhésifs	Eaux usées domestiques et industrielles
Phtalate de di-2-éthylhexyle (DEHP) et autres phtalates	Production de matières plastiques et de lubrifiants industriels	eaux usées domestiques et industrielles
Pesticides organochlorés et chlorophénoxy	Usage agricole	Eaux usées agricoles

Source : Krogmann et Boyles (1999), CE (2001b), Smith (2009) et WEAO (2001).

Toxicités associées aux contaminants organiques

Les propriétés toxicologiques des contaminants organiques des biosolides sont très variables. Les produits les mieux caractérisés sont vraisemblablement les HAP, les BPC, les dioxines et les furanes ainsi que les COV. Ainsi, les risques pour la santé humaine que présentent les HAP résident dans le pouvoir mutagène, tératogène et cancérigène que comportent certains congénères (Santé Canada, 2004). Le 1,2-dihydroacénaphthylène, le benzo(a)pyrène, le benzo(b,j)fluorantène, le benzo(k)fluorantène, le benzo(g,h,i)pérylène, le fluorène, le fluoranthène et le pyrène figurent parmi les congénères les plus toxiques trouvés dans les boues. En ce qui concerne les BPC, les effets sur la santé humaine les plus reconnus sont des dommages hépatiques, des anomalies congénitales et des

atteintes du système immunitaire (Santé Canada, 2004; Dean *et al.*, 2001; Krogmann et Boyles, 1999). Des études animales ont également démontré le pouvoir cancérigène des BPC (Santé Canada, 2004). Similairement, une exposition aux dioxines et aux furanes peut affecter le système immunitaire humain et engendrer des troubles congénitaux et des cancers (Krogmann et Boyles, 1999; Santé Canada, 2004; CIRC, 2015). Enfin, des COV sont associés à un potentiel cancérigène dans des conditions d'exposition chronique, notamment le benzène et les solvants chlorés tels que le trichloroéthylène et le tétrachloroéthylène ainsi que le chlorure de vinyle (Spiker et Morris, 2001).

Les propriétés toxicologiques des autres types de substances organiques sont généralement moins bien documentées, notamment en raison du fait que ces substances sont étudiées depuis moins longtemps. Les risques associés à leur présence dans les biosolides sont donc empreints de plus d'incertitude. Le recours, dans la littérature scientifique, au vocable *contaminants émergents* ou *contaminants d'intérêt émergents* pour plusieurs de ces substances illustre cet état de fait. Ainsi, le Water Environment Association of Ontario (WEAO) souligne la nécessité d'obtenir plus de données toxicologiques permettant d'apprécier les enjeux sanitaires associés aux substances pharmaceutiques, aux retardateurs de flamme polybromés comme le PBDE, à certains phénols comme le bisphénol A, à des tensioactifs fluorés comme le PFOS ainsi qu'aux agents antiseptiques comme le triclosan et le triclocarban (WEAO, 2010). Il faut noter que, dans plusieurs cas, c'est le potentiel suspecté ou avéré de ces produits à agir comme perturbateur endocrinien qui est à l'origine des préoccupations soulevées à l'égard de ces différentes substances. Les substances pharmaceutiques, en particulier les œstrogènes présents dans les contraceptifs oraux, les alkylphénols, plusieurs composés organochlorés ainsi que les phtalates sont des substances auxquelles de tels effets toxicologiques sont aussi associés (Smith, 2009). Quoique des incertitudes et une certaine controverse subsistent à propos des perturbateurs endocriniens (Nohynek *et al.*, 2013; Dietrich *et al.*, 2013), l'ampleur des implications néfastes possibles dans un contexte d'exposition des populations humaines suscite des inquiétudes légitimes et incite à la prudence, et ce, surtout si ce potentiel de perturbations endocriniennes était confirmé (Gore *et al.*, 2013; Trasande *et al.*, 2015).

Devenir environnemental des contaminants organiques

Tout comme pour les métaux, la persistance dans les divers milieux et le potentiel de bioaccumulation au niveau des chaînes trophiques influencent le devenir environnemental des contaminants organiques contenus dans les biosolides. Les propriétés des contaminants discutés ci-dessus diffèrent d'une substance à une autre. Par exemple, les BPC sont très persistants avec leurs demi-vies qui varient de 100 jours à 19 ans, selon le congénère considéré. Ces contaminants sont interdits au Canada depuis 1980 (Santé Canada, 2004), et leur présence dans l'environnement est en décroissance (Krogmann et Boyles, 1999). Au contraire, la biodégradation rapide d'autres substances organiques (ex. : les alkylphénols, les phtalates) limite la possibilité de transfert aux sols et aux autres matrices environnementales (WEAO, 2001, 2010). De plus, en raison de l'adsorption de la majorité des composés organiques aux particules de sol et de leur caractère hydrophobe, la contamination de l'eau est peu probable (Santé Canada, 2004; WEAO, 2001). Toutefois, les données sur la mobilité et le potentiel de bioaccumulation sont limitées pour de nombreuses substances – ex. : bisphénol A (BPA), produits pharmaceutiques, etc. (WEAO, 2010), et il reste difficile de déterminer le devenir de ces substances à la suite de l'épandage de biosolides.

4.2 Contamination microbienne des biosolides

Les biosolides sont des matières résiduelles dont le microbiote est très hétérogène, notamment influencé par la provenance des effluents et le type de traitements auquel ils sont soumis. Les principaux groupes de microorganismes pathogènes ainsi que les symptômes pouvant découler d'une infection sont brièvement présentés dans les sous-sections qui suivent. Par la suite, les divers facteurs qui influencent la survie de ces microorganismes dans les boues puis dans l'environnement sont décrits.

4.2.1 DESCRIPTION DES MICROORGANISMES PATHOGÈNES OU OPPORTUNISTES

Le tableau 5 présente la liste des principaux microorganismes pathogènes véhiculés par les eaux usées et potentiellement présents dans les biosolides municipaux, principalement des virus, des bactéries et quelques protozoaires.

La liste des virus qui peuvent se trouver dans les boues provenant de l'épuration des eaux usées municipales est similaire à celle des virus présents dans les fèces humaines (Payment, 1993; Straub *et al.*, 1993; U.S. EPA, 2003a). La plupart sont dits entériques et, conséquemment, provoquent une symptomatologie gastro-intestinale. Certains de ces virus peuvent aussi provoquer des infections respiratoires, des méningites, des myocardites ainsi que des hépatites. Les virus les plus étudiés dans les biosolides sont les entérovirus, les adénovirus, le rotavirus et les norovirus (voir le tableau 5).

Une douzaine de genres ou d'espèces de bactéries sont potentiellement présents dans les biosolides. La liste de ces bactéries peut être sommairement divisée en deux groupes : le premier est composé de bactéries reconnues comme étant pathogènes, alors que le second comprend des bactéries qualifiées de pathogènes opportunistes, c'est-à-dire qu'elles représentent un risque sanitaire surtout pour les personnes plus vulnérables comme les personnes immunodéprimées (souffrant de maladies ou recevant des traitements affaiblissant leur système immunitaire) ou les personnes étant plus à risque d'être infectées (jeunes enfants et personnes âgées).

Parmi les bactéries pathogènes, certains sérotypes d'*Escherichia coli* peuvent être présents dans le microbiote intestinal de certains animaux, par exemple le sérotype O157:H7 chez le bétail. Il ne faut cependant pas confondre ces sérotypes avec des souches de *E. coli* non pathogènes qui font partie de la composition commensale intestinale et qui sont généralement utilisées comme indicateur de la contamination fécale (Edberg *et al.*, 2000). Le genre bactérien *Salmonella sp.* requiert une attention particulière parce qu'il a été retenu comme un microorganisme devant être quantifié selon la réglementation (voir la section 3.3). *Salmonella* constitue l'un des genres bactériens pathogènes les plus répandus et préoccupants au regard de la santé publique (Dumontet *et al.*, 2001). Les salmonelloses peuvent être classées en deux groupes. Il y a d'abord celles qui se manifestent par les fièvres typhoïdes et paratyphoïdes dues à des sérotypes propres aux humains (*S. enterica*, sous-espèce *enterica* – sérotype *Typhi* et *Paratyphi*) et, par conséquent, non zoonotiques. Le second groupe comprend les toxi-infections gastro-entériques dues à divers sérotypes pouvant transiter chez l'homme et l'animal (Gélinas, 1995).

Campylobacter sp. est une bactérie fréquemment isolée des eaux usées municipales (Dumontet *et al.*, 2001), principalement l'espèce *C. jejuni* qui cause 99 % des campylobactérioses humaines en Amérique du Nord (Altekruse *et al.*, 1999; Meng et Doyle, 1998); *C. coli* est plus particulièrement présente chez les animaux comme le porc (Quessy, 2002; Koenraad *et al.*, 1996; Pell, 1997). Il faut ici préciser que la campylobactériose est l'infection entérique bactérienne la plus déclarée au Québec (ministère de la Santé et des Services sociaux [MSSS], 2015). Comme cela est précisé

précédemment, les bactéries qualifiées de pathogènes opportunistes représentent un risque sanitaire surtout pour les personnes les plus à risque. À ce titre, *Listeria monocytogenes* est assez fréquente dans les boues brutes provenant des eaux d'épuration municipales (Dumontet *et al.*, 2001). Par exemple, chez la femme enceinte, la *listériose* peut se transformer en une infection fœtale pouvant entraîner l'avortement.

Les boues municipales et les biosolides peuvent contenir des protozoaires, dont quelques-uns causent des parasitoses importantes pour l'humain. Le tableau 5 dresse la liste des espèces qui ont été le plus souvent identifiées dans les eaux usées des pays industrialisés. Straub *et al.* (1993) considèrent que quatre de ces espèces ont un potentiel notable de parasiter les humains à partir des biosolides : *Balantidium coli*, *Cryptosporidium parvum*, *Entamoeba histolytica* et *Giardia lamblia*.

Enfin, quoiqu'ils soient absents du tableau 5, il est possible de retrouver des mycètes dans les biosolides municipaux. Des levures telles que *Candida sp.*, *Cryptococcus neoformans* et *Trichosporon sp.* ainsi que des moisissures y sont détectées – ex. : *Aspergillus fumigatus*, *Geotrichum candidum*, *Epidermophyton sp.*, *Penicillium sp.* et *Mucor sp.* (Strauch, 1998).

Tableau 5 Agents pathogènes potentiellement présents dans les biosolides

AGENTS PATHOGÈNES	SYMPTOMATOLOGIE
Virus	
Entérovirus	
■ Virus Coxsackie A	Problèmes respiratoires (fièvre, méningite), cardiaques (myocardite, péricardite), néphrites, méningite, diarrhée, éruptions cutanées
■ Virus Coxsackie B	
■ Échovirus	Poliomyélite, méningite, paralysie, fièvre
■ Poliovirus	
Adénovirus	Problèmes respiratoires, pharyngite, conjonctivite, gastro-entérite
Astrovirus	Gastro-entérite
Calicivirus ^a	Gastro-entérite
Coronavirus	Gastro-entérite
Hépatites A et E	Hépatites
Réovirus	Gastro-entérite et problèmes respiratoires mineurs
Rotavirus	Gastro-entérite
Bactéries	
<i>Bactéries pathogènes</i>	
■ <i>Campylobacter jejuni</i> et <i>C. coli</i>	Gastro-entérite avec complications occasionnelles
■ <i>Escherichia coli</i> (notamment des sérotypes comme O157:H7)	Gastro-entérite, avec complication possible (syndrome hémolytique et urémique pouvant entraîner une insuffisance rénale)
■ <i>Leptospira sp.</i>	Céphalées, myalgie et fièvre; complications possibles : anémie hémolytique, myocardite, détresse respiratoire, mortalité
■ <i>Salmonella sp.</i> (divers sérotypes)	Gastro-entérite (salmonellose) ou fièvres (typhoïdes et paratyphoïdes)
■ <i>Shigella sp.</i>	Gastro-entérite qui peut être grave

Tableau 5 Agents pathogènes potentiellement présents dans les biosolides (suite)

AGENTS PATHOGÈNES	SYMPTOMATOLOGIE
Bactéries (suite)	
<i>Bactéries pathogènes opportunistes</i>	
<ul style="list-style-type: none"> ■ <i>Aeromonas sp.</i> ■ <i>Clostridium</i> (surtout <i>C. perfringens</i>) ■ <i>Legionella sp.</i> ■ <i>Listeria monocytogenes</i> ■ Complexe <i>Mycobacterium avium</i> (MAC) ■ <i>Pseudomonas sp.</i> ■ <i>Staphylococcus sp.</i> 	<p>Gastro-entérite, infections multiorganes possibles</p> <p>Gastro-entérite</p> <p>Surtout syndrome pseudo-grippal et possiblement légionellose</p> <p>Nausées, vomissements, fièvre</p> <p>Infections diverses chez les immunodéprimés</p> <p>Septicémie chez les immunodéprimés et personnes vulnérables</p> <p>Gastro-entérite (nausées, vomissements, crampes abdominales)</p>
Protozoaires	
<ul style="list-style-type: none"> ■ <i>Balantidium coli</i> ■ <i>Cyclospora cayetanensis</i> ■ <i>Cryptosporidium parvum</i> ■ <i>Entamoeba histolytica</i> ■ <i>Giardia lamblia</i> ■ <i>Toxoplasma gondii</i> 	<p>Asymptomatique ou diarrhée grave et persistante</p> <p>Voir <i>Cryptosporidium</i></p> <p>Gastro-entérite grave et effets secondaires potentiels notables chez les personnes immunodéprimées</p> <p>Asymptomatique ou gastro-entérite fulminante</p> <p>Gastro-entérite</p> <p>Souvent asymptomatique, infection congénitale, risque accru pour les individus immunodéprimés</p>

^a Depuis la révision récente de la classification des virus, la famille des *Caliciviridae* comprend maintenant le genre *Norovirus* dans lequel sont inclus les virus de Norwalk (Kohli et Pothier, 2002; Comité sur les infections nosocomiales du Québec [CINQ], 2006).

Sources : Dumontet *et al.* (2001); Epstein (1998); NRC (1996, 2002); Straub *et al.* (1993); Strauch (1998); U.S. EPA (2003a) et WEAO (2001).

4.2.2 DEVENIR ENVIRONNEMENTAL DES AGENTS PATHOGÈNES

Le devenir environnemental des agents pathogènes présents dans les biosolides est initialement influencé par les caractéristiques physiologiques de ces microorganismes. L'environnement naturel est un milieu habituellement hostile à la survie microbienne en raison de l'absence de substances nutritives adéquates, des caractéristiques physicochimiques défavorables et de la compétition entre les microorganismes (De Andrade Lima *et al.*, 2000). Cependant, certains organismes produisent des structures capables de résister aux conditions environnementales défavorables; ces structures peuvent être des spores bactériennes, des kystes de protozoaires ainsi que des œufs de vers parasites qui ont des formes adaptées à une survie prolongée dans des conditions défavorables.

Influence du traitement des eaux usées et des boues sur la survie des microorganismes

Les risques sanitaires associés aux microorganismes sont ensuite tributaires de l'efficacité des traitements des eaux usées à détruire les organismes pathogènes. Ces traitements s'appuient sur les principaux facteurs limitant la survie des microorganismes, soit la température, l'humidité et le pH. Par exemple, des traitements qui permettent d'atteindre des températures au-delà de 55 °C favorisent l'élimination d'une grande proportion de virus. Les milieux très acides ou alcalins (pH < 3,0 ou > 10,0) contribuent également à la destruction des virus (Payment, 1993). Par ailleurs, bien que les virus ne puissent pas se multiplier hors d'une cellule vivante, ils peuvent survivre dans un environnement humide et frais. La déshydratation et une température élevée facilitent une réduction de leur infectivité, selon le pourcentage d'eau résiduel dans la boue. Ainsi, des traitements qui

gènèrent des boues très sèches (humidité < 20 %) réussirent à éliminer la majorité des virus. Le compostage, même s'il est efficace, peut quand même permettre une survie virale pouvant atteindre 25 jours (Watanabe *et al.*, 2002). Rahube *et al.* (2014), lors d'essais sur le terrain réalisés dans le sud de l'Ontario, rapportent que des végétaux croissant sur des sols fertilisés avec des biosolides (de classe B selon la classification américaine) n'étaient pas plus contaminés par des microorganismes pathogènes que des végétaux semés dans des sols non amendés par des biosolides d'origine municipale; les auteurs notent une perte de viabilité dans les semaines suivant l'épandage.

Si on considère l'ensemble de ces facteurs, le compostage et le chaulage s'avèrent les traitements les plus efficaces pour éliminer les microorganismes, suivis de la déshydratation et des digestions aérobie et anaérobie (Payment, 1993). En ce qui concerne les bactéries, même si le système de traitement des eaux usées municipales est généralement en mesure de réduire leur concentration de manière notable, certaines peuvent persister et, conséquemment, se trouver dans les biosolides (Koivunen *et al.*, 2003; Madera *et al.*, 2002). Le compostage, le séchage, la stabilisation à la chaux ainsi que les digestions aérobies ou anaérobies non thermophiles¹³ sont des méthodes qui permettent de réduire de plus de 99 % la concentration bactérienne (Straub *et al.*, 1993).

Survie et croissance des microorganismes dans le sol à la suite de l'épandage de biosolides

Il importe d'abord de distinguer les phénomènes de survie et de croissance des microorganismes pathogènes dans les biosolides ou le sol après l'épandage. Dans le premier cas, les microorganismes survivent initialement sans que leur dénombrement augmente de manière notable. Dans le second cas, lorsque le nombre de microorganismes s'accroît sensiblement dans les biosolides ou après l'épandage sur le sol, il est question de croissance.

Une fois les biosolides épandus, le risque sanitaire dépend non seulement de la survie des pathogènes dans le sol, laquelle est liée aux facteurs environnementaux précédemment mentionnés (température, pH et humidité), mais aussi du rayonnement solaire. Song *et al.* (2014) rapportent que le travail du sol (*labour*) favorise l'assèchement des biosolides par la chaleur solaire; cet assèchement entraîne la réduction de microorganismes indicateurs ou pathogènes – coliformes fécaux thermotolérants¹⁴, salmonelles et œufs d'helminthes (Song *et al.*, 2014). La survie des bactéries dans le sol varie de quelques jours à plusieurs mois. À titre d'exemple, *Escherichia coli* résiste bien à des conditions environnementales non favorables, et sa persistance dans le sol peut être de plusieurs mois (Jiang *et al.*, 2002; Stehman *et al.*, 1996). Lorsqu'il y a épandage de biosolides sur les terres agricoles, les bactéries entrent en contact avec la couche superficielle du sol, habituellement riche en matière organique et en humus, qui héberge une quantité importante de microorganismes indigènes pouvant compétitionner avec les bactéries exogènes apportées par les biosolides. Dans ce dernier contexte, les études soulignent des résultats divergents, à savoir que les microorganismes pathogènes peuvent survivre ou non et croître dans un sol ou un compost en présence du microbiote indigène. Toutefois, le portrait est incomplet; des essais futurs devront être réalisés pour combler cette lacune (Zaleski *et al.*, 2005).

La survie des agents viraux dans le sol dépend du type de virus, de la nature du sol et du climat (Schwartzbrod, 1995; WEAQ, 2001). À cet effet, il a été noté qu'une température élevée (en climat tropical, par exemple) de même qu'une faible humidité contribuent à la destruction des particules virales en quelques semaines (Straub *et al.*, 1993). La survie des virus sera donc plus longue (de

¹³ Le compostage est une digestion aérobie thermophile.

¹⁴ Aussi connus sous l'ancienne appellation de *coliformes fécaux*.

plusieurs mois à un an) dans une région froide et humide que dans une région désertique, sèche et chaude (Payment, 1993; Straub *et al.*, 1992, 1993).

Les données concernant la survie des protozoaires sont quant à elles limitées. Dans un sol amendé avec des biosolides, Withemore et Robertson (1995) mentionnent tout de même avoir trouvé des oocystes viables de *Cryptosporidium sp.* après 30 jours. L'U.S. EPA (2013) précise un temps de survie pouvant aller jusqu'à un an pour le *Cryptosporidium sp.* et jusqu'à un mois pour le *Giardia sp.*

Migration des microorganismes pathogènes vers les sources d'eau

Le transfert des microorganismes du sol vers l'eau souterraine ou de surface dépend des caractéristiques physiques du sol, notamment par le biais d'écoulements préférentiels dans un sol poreux, de même que de l'intensité des précipitations. En effet, la structure et la texture du sol influencent la migration des microorganismes. Le mouvement horizontal à la surface du sol (notamment dans le cas de sols à texture fine comme l'argile et le limon) contribue à la contamination microbienne de l'eau de surface, alors que le mouvement vertical (notamment dans les sols à texture grossière, c'est-à-dire sablonneux et non drainés) contribue à la contamination de la nappe phréatique (De Andrade Lima *et al.*, 2000).

En général, il est rapporté que peu de bactéries pathogènes ont été détectées dans l'eau souterraine de sols amendés avec des biosolides de même que dans les eaux de surface environnantes (WEAO, 2001). À cet effet, Gerba *et al.* (1975) indiquent que de 92 à 95 % des bactéries sont retenues dans le premier centimètre du sol et que les quelque 5 à 8 % restantes sont retenues dans les quatre centimètres suivants. De manière similaire, le sol retient les virus dans les premiers 5 à 15 centimètres, et il est reconnu comme un adsorbant efficace qui limite le transfert vers la nappe phréatique ou les eaux de surface (WEAO, 2001). Dans ce contexte, le sol peut être vu comme une zone tampon permettant de limiter la migration des virus. Toutefois, si un virus peut migrer jusqu'à la nappe phréatique ou dans l'eau de surface, sa survie dépend alors de la température, de l'activité microbienne ainsi que du pH. Les eaux souterraines froides et relativement peu contaminées (cas des nappes phréatiques au Québec) sont donc un milieu de choix pour la survie des virus (Payment, 1993; Schwartzbrod, 1995). Enfin, en raison de la taille plus importante des protozoaires comparativement à celle des virus et des bactéries, Straub *et al.* (1993) suggèrent que leur mobilité dans le sol serait moindre, bien que des kystes de protozoaires aient été isolés à une profondeur de plusieurs mètres.

Présence de microorganismes dans les bioaérosols

L'épandage de biosolides peut aussi produire des bioaérosols (Forcier, 2002). En effet, la manipulation des biosolides peut être à l'origine de l'émission de poussières ou de particules pouvant servir de vecteurs pour les microorganismes (Gattie et Lewis, 2004; Straub *et al.*, 1993). Les bioaérosols sont des particules aéropartées contenant des microorganismes entiers ou certaines fractions microbiennes qui peuvent être, entre autres, des fragments de paroi cellulaire ou des endotoxines (Jenkins *et al.*, 2007; Pillai et Ricke, 2002; U.S. EPA, 2003a). La majorité des bioaérosols sont d'une dimension respirable, c'est-à-dire qu'ils ont moins de 200 µm. Les plus petits sont de la taille des virus, alors que les plus gros sont constitués de certains microorganismes entiers comme les moisissures (Goyer *et al.*, 2001).

La propagation des bioaérosols est modulée par plusieurs facteurs, dont la taille des particules ou des gouttelettes ainsi que de conditions favorables à la formation d'aérosols comme un temps sec, des vents soutenus et une forte perturbation des résidus. Dans le cas de microorganismes entiers ayant un pouvoir infectieux, le plus important déterminant est la capacité de survie du microorganisme, laquelle est régulée par l'humidité relative et la température ambiante ainsi que par

la présence de rayonnement ultraviolet, ce dernier pouvant contribuer à réduire la viabilité du microorganisme en question (Pillai et Ricke, 2002). De même, une température élevée et de l'air sec contribuent habituellement à réduire la survie d'un microorganisme (Dowd *et al.*, 2000; Haas *et al.*, 1999). Outre les conditions favorables au transport des bioaérosols, la taille des particules aéropartées, auxquelles peuvent être fixés les microorganismes, est aussi un facteur primordial qui influe sur le temps de suspension dans l'air des bioaérosols. Ainsi, une particule de 100 µm requiert environ 10 secondes pour atteindre le sol à partir d'une hauteur de 3 m, alors qu'une autre ayant moins de 10 µm (taille des particules émises au cours d'un éternuement par exemple) peut rester en suspension pendant 17 minutes (Haas *et al.*, 1999).

Contamination des végétaux cultivés sur des sols amendés

Une autre préoccupation liée à l'utilisation des biosolides comme amendement des sols agricoles fait référence au risque de consommer des fruits et des légumes potentiellement contaminés. La présence des pathogènes sur les plantes, notamment sur les parties aériennes comme le feuillage et les fruits, sera surtout modulée par la sécheresse et le rayonnement solaire, ces facteurs favorisant la décroissance bactérienne. La persistance des bactéries pathogènes sur les fruits et les légumes peut être très variable. Elle varie en effet de quelques jours à plusieurs semaines (Oron *et al.*, 2001; U.S. EPA, 2003a). Ainsi, sur les végétaux, la survie moyenne des bactéries pathogènes provenant de biosolides municipaux épandus serait d'un mois (WEAO, 2001). La période au cours de laquelle il y a application de biosolides s'avère donc déterminante pour limiter ces risques.

En résumé, la présence de microorganismes pathogènes dans l'environnement, découlant de l'épandage de biosolides, est d'abord influencée par le contenu des boues, soit la concentration en agents microbiens et le type d'agents microbiens qu'elles contiennent. La survie des bactéries, des virus, des protozoaires et des helminthes est ensuite tributaire de divers facteurs physiques et biologiques ainsi que du temps.

4.2.3 ANTIBIOTIQUES ET ANTIBIORÉSISTANCE DANS LES BIOSOLIDES MUNICIPAUX

La résistance aux antibiotiques est la capacité qu'ont certains microorganismes (généralement des bactéries) de survivre en présence d'antibiotiques, de développer une résistance contre ces substances et, surtout, de transmettre cette résistance acquise à d'autres microorganismes par des éléments génétiques mobiles (notamment des plasmides, des transposons et des intégrons). Ce phénomène est naturel dans la mesure où, dans toute population microbienne, quelques microorganismes sont naturellement résistants à des antibiotiques ou le deviennent à la suite de mutations génétiques. L'ensemble des milieux médicaux cliniques, ainsi que des organisations comme l'Organisation mondiale de la santé (OMS), reconnaît l'importance du danger que représente l'antibiorésistance, puisqu'elle peut engendrer des échecs thérapeutiques, entraînant, outre de la morbidité et de la mortalité, des coûts économiques énormes de 20 à 30 milliards de dollars annuellement aux États-Unis (WHO, 2014). Dans son rapport annuel de 2014 sur les risques globaux menaçant l'humanité, le Forum économique mondial mentionnait que le risque découlant de la résistance aux antibiotiques était supérieur au risque moyen, estimé pour un ensemble de situations menaçant la sécurité des humains (changements climatiques, guerre mondiale, catastrophes environnementales, etc.)¹⁵.

¹⁵ Le document dont il est question ici peut être consulté à l'adresse suivante : http://www3.weforum.org/docs/WEF_GlobalRisks_Report_2014.pdf

Les eaux usées municipales sont reconnues comme étant une source de microorganismes antibiorésistants ainsi que de résidus d'antibiotiques et de leurs métabolites (Gao *et al.*, 2015, Yang *et al.*, 2014). Elles constituent un milieu de croissance idéal pour les microorganismes ainsi qu'un environnement favorable au transfert de gènes véhiculant l'antibiorésistance (Bondarczuk *et al.*, 2016; Rahube *et al.*, 2014). Une revue de la littérature (143 articles analysés) mentionne que de nombreux auteurs ont identifié la présence de substances anti-infectieuses (regroupées en 10 classes) ainsi que de quatre groupes de métabolites, principalement des antibiotiques (ou leurs résidus), dans les eaux usées municipales; le groupe des quinolones a été trouvé le plus souvent et à de plus grandes concentrations (Segura *et al.*, 2009¹⁶). Dans les eaux usées de la ville de Montréal, Segura *et al.* (2007) ont identifié six substances antibiotiques (dont plusieurs quinolones).

La présence et le nombre de microorganismes antibiorésistants dans les biosolides municipaux seraient tributaires des procédés de traitement utilisés, certains réduisant le nombre de microorganismes et de gènes antibiorésistants initialement présents dans les eaux usées (Munir et Xagoraki, 2011). L'antibiorésistance est moins souvent détectée dans les biosolides que dans les eaux usées non traitées qui sont à l'origine des biosolides, mettant ainsi en évidence une destruction partielle de ces éléments de résistance aux antibiotiques. Certains traitements permettant l'obtention de 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 – le séchage, par exemple (Munir *et al.*, 2011).

Le devenir des microorganismes antibiorésistants (ou des éléments génétiques mobiles) pendant l'entreposage ou à la suite de l'épandage est peu documenté. Miller *et al.* (2014) rapportent qu'un entreposage à basse température (4 °C) contribue à l'accroissement du nombre de gènes d'antibiorésistance, comparativement à un entreposage dans des conditions plus chaudes (20 °C) durant les deux premiers mois, mais une réduction du nombre de ces gènes a été observée après quatre mois. Conséquemment, les auteurs suggèrent un entreposage de plusieurs mois en climat froid ou tempéré. Brooks *et al.* (2007) précisent que le pourcentage de microorganismes antibiorésistants reste inchangé durant une période de 15 mois suivant un épandage en milieu agricole de biosolides de la classe B (selon la classification des États-Unis); il faut noter que ces travaux ont été réalisés sous le climat assez chaud de l'Arizona. Ces deux résultats apparemment contradictoires, découlant d'expériences réalisées à des températures différentes, montrent qu'il peut être difficile d'obtenir des données concordantes résultant de conditions expérimentales distinctes. Rahube *et al.* (2014) indiquent que des éléments génétiques mobiles d'antibiorésistance ont été identifiés dans des cultures maraîchères dont le sol avait été fertilisé avec des biosolides; dans ce contexte, une période de 15 mois est suggérée entre la fertilisation et la mise en culture (ou la récolte) des végétaux destinés à la consommation.

Les quinolones, plus particulièrement les fluoroquinolones, s'avèrent être l'une des classes d'antibiotiques les plus souvent détectées dans les eaux usées municipales (Segura *et al.*, 2007, 2009) ainsi que dans les biosolides (Kaplan *et al.*, 2013). Les fluoroquinolones sont parmi les antibiotiques les plus utilisés en médecine humaine, et plusieurs sont classifiés comme étant de « très grande importance » pour la santé humaine¹⁷. La dissémination de l'antibiorésistance représente donc un risque potentiel. La dissémination environnementale de l'antibiorésistance n'est cependant pas tributaire des biosolides, puisque les déjections animales peuvent aussi être une source notable (voir la sous-section 6.2.4).

¹⁶ Voir le tableau 1 de Segura *et al.* (2009) pour plus de détails.

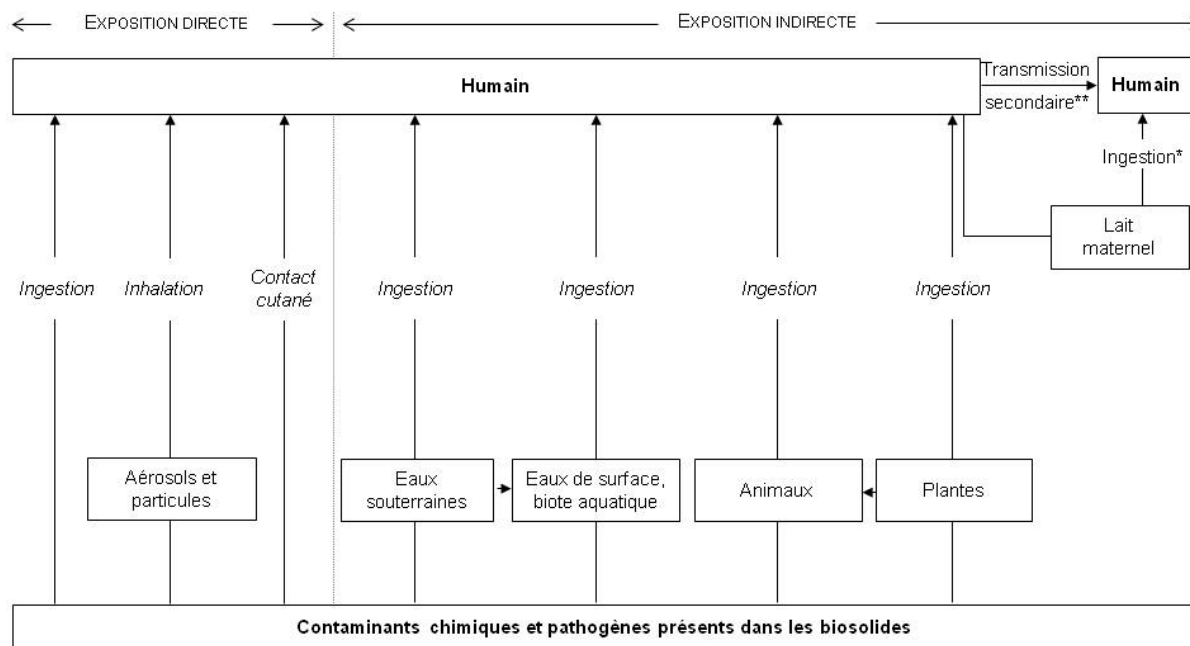
¹⁷ Voir la classification des antibiotiques à l'adresse suivante : http://www.hc-sc.gc.ca/dhp-mps/vet/antimicrob/amr_ram_hum-med-rev-fra.php

4.3 Potentialité d'exposition humaine

Les sections précédentes décrivent les biosolides comme étant une source potentielle de contamination environnementale d'origine chimique et microbienne, principalement s'ils sont de catégorie P2. Les boues constituent à ce titre des mélanges complexes, et les humains sont par conséquent potentiellement exposés simultanément aux substances chimiques et aux agents pathogènes qu'elles contiennent. Il importe donc d'examiner les voies par lesquelles les humains sont susceptibles d'être exposés à ces contaminants.

Les populations résidentes et riveraines des sites d'épandage peuvent entrer directement ou indirectement en contact avec les divers contaminants des biosolides par l'intermédiaire du sol, de l'air, de l'eau et de leur alimentation. La population générale peut également être exposée à des aliments ayant été cultivés sur des terres amendées avec des biosolides. Les voies d'exposition généralement reconnues pour évaluer les risques sanitaires associés aux biosolides sont schématisées à la figure 1. Ces voies concernent les contaminants chimiques et les agents pathogènes et s'appliquent autant aux biosolides entreposés avant d'être appliqués qu'à ceux épandus sur les terres agricoles.

Figure 1 Voies d'exposition, directes et indirectes, associées à l'épandage des biosolides



* L'exposition indirecte des nourrissons par l'ingestion de lait maternel est une voie pertinente pour les contaminants chimiques uniquement (composés lipophiles).

** La transmission secondaire est une voie d'exposition indirecte propre aux évaluations du risque infectieux.

Source : Adapté de Kodsi et Courmoyer (1992, cité dans Hébert, 2005).

L'ingestion directe de biosolides entreposés et épandus tout comme l'ingestion de sol et de poussières contenant des boues constituent des voies d'exposition significatives aux contaminants chimiques et microbiens. Elles se produisent généralement par un contact main-bouche qui, bien qu'il soit généralement accidentel, est également associé au *phénomène pica*¹⁸ observé chez certains enfants. Dans le cas des biosolides, ce risque est beaucoup plus présent en milieu agricole. Comme il est connu que cette voie est susceptible de contribuer à l'exposition de la population, notamment à celle d'un sous-groupe vulnérable, elle s'avère importante dans les évaluations du risque menées par les autorités sanitaires.

L'inhalation de particules de sol contaminé (aérosols) ou de composés volatils peut aussi constituer une voie d'exposition directe aux biosolides entreposés et épandus. Quoique cette voie soit généralement prise en compte pour estimer l'exposition des travailleurs agricoles (U.S. EPA, 1992a; Fouchécourt et Beausoleil, 2001), elle pourrait s'avérer notable pour les populations environnantes (résidentes ou riveraines) lors des activités d'épandage (chargement dans des camions et application sur les terres). De plus, l'inhalation peut contribuer à l'ingestion de contaminants. En effet, les particules aérosolisées d'un diamètre compris entre 5 et 20 µm peuvent se déposer dans les voies respiratoires supérieures pour être ensuite dégluties. Par ailleurs, les plus petites particules sont inhalées et pénètrent profondément dans les poumons (Pillai, 2007, cité dans U.S. EPA, 2011). L'exposition des humains aux agents pathogènes aéroportés (bioaérosols) se produit de façon combinée par l'inhalation et l'ingestion de contaminants. Ainsi, les auteurs considèrent des pourcentages de particules inhalées qui sont finalement ingérées, variant de 10 à 50 % (U.S. EPA, 2011).

Le contact cutané est la troisième voie d'exposition directe. Généralement considérée lors d'expositions professionnelles (ex. : travailleurs agricoles qui épandent les boues), l'absorption de contaminants par la peau est également plausible pour les populations environnantes (Baker *et al.*, 1980), surtout lorsque l'épiderme est lésé ou irrité (U.S. EPA, 2011). Cette voie d'exposition est toutefois peu documentée dans le contexte particulier de l'exposition de la population générale aux boues municipales. De plus, elle n'a pas été considérée dans l'évaluation du risque réalisée par l'U.S. EPA préalablement à l'élaboration de la législation américaine (U.S. EPA, 1992a).

L'exposition indirecte concerne principalement l'ingestion d'eau ou d'aliments qui ont préalablement été en contact avec des biosolides (figure 1). Comme il est mentionné à la sous-section 4.2.2, certaines caractéristiques des sols peuvent contribuer à la survie et la migration des pathogènes vers les sources d'eau. Une telle contamination des ressources hydriques, superficielles ou souterraines, peut représenter un risque potentiel pour la santé humaine. En ce qui concerne les substances chimiques, il est important de noter que la contamination de l'eau par les composés organiques présents dans les biosolides est jugée peu probable en raison de leur adsorption aux particules de sol et de leur caractère hydrophobe (Santé Canada, 2004). L'exposition humaine indirecte est également possible par la consommation de végétaux contaminés, de produits d'origine animale (viandes, lait, etc.) ou encore de poissons provenant de cours d'eau contaminés. Pour la population générale, laquelle ne réside pas en bordure d'un lieu d'épandage, cette voie est la seule source d'exposition pertinente pour cette catégorie de la population (Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région d'Île-de-France [IAURIF], 2004). En plus de l'épandage de biosolides sur les cultures, des auteurs considèrent aussi le contact accidentel de boues d'épuration avec des eaux d'irrigation vouées à l'agriculture, ce qui pourrait entraîner la contamination microbienne des aliments (Brooks *et al.*, 2012).

¹⁸ Le *comportement pica* est caractérisé par l'ingestion volontaire de substances non comestibles.

À l'ensemble de ces voies d'exposition indirectes s'ajoutent d'autres voies qui n'ont été pas prises en compte par les organismes réglementaires dans leurs évaluations des risques sanitaires liés aux biosolides (Fouchécourt et Beausoleil, 2001; NRC, 2002). L'exposition des nourrissons par l'intermédiaire du lait maternel (figure 1), laquelle est exclusive aux contaminants chimiques et plus particulièrement aux contaminants lipophiles, en est un exemple. Aussi, bien que cela soit très peu probable, des vecteurs d'agents pathogènes comme les insectes pourraient transporter certains de ces agents et en laisser des traces sur des aliments ensuite ingérés par les humains (NRC, 2002; U.S. EPA, 2011). Suivant cette logique, les animaux domestiques sont également des vecteurs potentiels. Finalement, comme les infections microbiennes peuvent être transmises d'un individu à l'autre, un individu qui n'aurait pas été en contact avec des biosolides pourrait être infecté par une autre personne qui l'aurait été. Ce type de transmission secondaire est susceptible de contribuer, quoique ce soit modestement, à l'augmentation de l'incidence d'une maladie dans une population (U.S. EPA, 2011).

5 Risques pour la santé en lien avec l'épandage de biosolides

Bien que, comme il est mentionné au chapitre précédent, la population puisse être exposée aux biosolides utilisés comme fertilisants, cela n'entraîne pas nécessairement un risque pour la santé. Le risque, c'est-à-dire la résultante de la relation entre l'importance de l'exposition à un contaminant et sa toxicité, peut être établi en considérant deux approches, soit l'épidémiologie et l'évaluation du risque. Ces approches sont souvent utilisées en complémentarité pour estimer les risques inhérents à une exposition environnementale. L'épidémiologie est qualifiée d'approche directe, car elle utilise des données sanitaires pour mesurer les effets d'une exposition s'étant réellement produite dans une population. L'évaluation du risque est plutôt indirecte, car elle vise à estimer l'incidence d'effets anticipés en s'appuyant sur des scénarios d'exposition hypothétiques dont le niveau de réalisme varie généralement en fonction des objectifs poursuivis par le processus (Carrier et Bard, 2003).

Afin de documenter les risques pour la santé associés à l'usage agricole des biosolides, une revue systématique de la littérature¹⁹, ciblant les études épidémiologiques (voir la section 5.1) et les évaluations du risque (voir la section 5.2), a été réalisée.

Il apparaît important de préciser que les études répertoriées ne sont pas nécessairement complètement représentatives de la situation qui prévaut au Québec, notamment parce qu'elles proviennent de pays où les pratiques peuvent différer. Par ailleurs, les exigences réglementaires du Québec sont généralement plus restrictives, notamment en ce qui concerne les concentrations d'éléments traces permises (voir le tableau 1, chapitre 3). Toutefois, les études citées permettent d'améliorer la compréhension des enjeux sanitaires liés à l'épandage de biosolides. Elles permettent également de définir certaines conditions favorisant des usages plus sécuritaires (chapitre 7).

5.1 Études épidémiologiques

La recension systématique de la littérature a permis de trouver quatre études épidémiologiques portant sur des populations potentiellement exposées aux biosolides dans des contextes agricoles. Ces études ont fait l'objet de cinq publications (Baker *et al.*, 1980; Dorn *et al.*, 1985; Ottolenghi et Hamparian (1987)²⁰; Lewis et Gattie, 2002 et Khuder *et al.*, 2007 – voir le tableau 6).

¹⁹ La *revue systématique* est un processus qui se base sur des critères objectifs tout en permettant la sélection de publications sur la base du jugement d'experts. Le cadre méthodologique de la démarche est présenté à l'annexe 1. Le devis de recherche ainsi que les étapes en lien avec l'interrogation des bases de données, la sélection des publications en fonction de certains critères de forme et de pertinence ainsi que l'analyse de la qualité des éléments de la littérature retenus y sont également présentés. Il faut noter que l'ensemble de la stratégie de recherche a été élaboré en collaboration avec la bibliothécaire de l'INSPQ, dont l'expertise a assuré l'optimisation de la démarche.

²⁰ Cet article présente 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.* (1985). Ces données sont donc présentées à même la description de l'étude de Dorn *et al.* (1985) dans le tableau 6.

Tableau 6 Description des devis des études épidémiologiques recensées²¹, des principaux aspects méthodologiques et des résultats rapportés

	Dorn et al. (1985)	Baker et al. (1980)	Khuder et al. (2007)	Lewis et al. (2002)
Type d'étude	Étude de cohorte prospective (3 ans)	Étude de cohorte rétrospective	Étude descriptive (transversale)	Étude descriptive (série de cas ^a)
Population (n)	<ul style="list-style-type: none"> ■ 47 fermes utilisatrices de biosolides (164) ■ 146 fermes témoins (130) 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Utilisateurs domestiques^b (89) ■ Résidents témoins (22) 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Individus résidant à < 1,6 km de lieux d'épandage (437) ■ Témoins résidant à > 1,6 km (176) 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Individus résidant à < 1,0 km de lieux d'épandage (48) ■ Pas de groupe témoin
Lieu^c	États-Unis	États-Unis	États-Unis	États-Unis et Canada
Caractérisation des biosolides	<ul style="list-style-type: none"> ■ Catégorie P2 ■ Analyse qualitative d'échantillons (n = 311). 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Biosolides provenant d'effluents industriels contaminés par des BPC ■ Concentration moyenne en BPC : 480 ppm^d (n = 28). 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Catégorie P2 ■ Aucune analyse réalisée. 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Catégorie P2. ■ Aucune analyse réalisée.
Mesures de l'exposition	<ul style="list-style-type: none"> ■ Questionnaire : temps passé sur la ferme, provenance des aliments consommés, contacts avec des animaux, etc. 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Questionnaire : description des sources des aliments consommés, quantité de biosolides utilisés, temps passé au jardinage, etc. 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Statut d'exposition déterminé par la distance par rapport à un champ où l'épandage de biosolides est permis. 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Modélisation des concentrations d'exposition ■ Questionnaire : temps écoulé entre l'exposition et l'apparition de symptômes.
Quantités épandues	2 à 10 Mg m.s./ha-an	5 à 127 Mg m.s./ha-an	Inconnues	40 Mg m.s./ha-an (New Hampshire)
Mesures des effets sur la santé	<ul style="list-style-type: none"> ■ Questionnaires téléphoniques mensuels : symptômes systémiques, digestifs et respiratoires ■ Test diagnostique : tuberculose ■ Anticorps : entérovirus et salmonelles (sang, selles) 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Indicateurs sériques : concentration de BPC, de triglycérides et marqueurs des fonctions hépatique et rénale 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Questionnaires autorapportés : symptômes systémiques, maladies aiguës et chroniques : salmonellose, giardiase, bronchite, emphysème, maladie de Parkinson 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Questionnaires autorapportés sur des symptômes systémiques : toux, brûlement de la gorge et des yeux, maux de tête ■ Individus du site du New Hampshire (28) : symptômes recueillis par l'un d'entre eux sur une période de deux ans ■ Registres médicaux des individus présentant les infections les plus graves

²¹ Le détail de ces études (objectifs poursuivis, méthodologies employées et principaux résultats rapportés) est également présenté au tableau 1 de l'annexe 2.

Tableau 6 Description des devis des études épidémiologiques recensées²¹, des principaux aspects méthodologiques et des résultats rapportés (suite)

	Dorn <i>et al.</i> (1985)	Baker <i>et al.</i> (1980)	Khuder <i>et al.</i> (2007)	Lewis <i>et al.</i> (2002)
Tests statistiques	<ul style="list-style-type: none"> ■ Régression logistique multiple : analyse des symptômes (regroupés en catégories ou séparément) ■ Variables considérées : analyse du chi carré et du test t : comparaison des groupes exposés et témoins 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Analyse du test t et du test de Mann-Whitney : comparaison des niveaux sériques de BPC entre les exposés et les témoins 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Analyse du chi carré : comparaison des deux groupes (ex. : données démographiques) ■ Modèles de régression logistique : comparaison de la proportion de personnes déclarant un symptôme (période de 12 mois) entre les 2 zones et analyses complémentaires ■ Test de Cochran-Armitage : relations dose-réponse entre la fréquence des symptômes et le statut d'exposition 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Analyse du chi carré : comparaison de la proportion de personnes d'un site déclarant un symptôme particulier avec l'ensemble des sites
Résultats	<ul style="list-style-type: none"> ■ Incidence de symptômes, prévalence de la tuberculose et statut sérologique (entérovirus et salmonelles) : → Aucune différence significative entre les exposés et les témoins ■ Présence d'anticorps entérovirus et salmonelles dans les selles (n = 5) → Différence observée, mais non significative (n insuffisant) 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Les niveaux de BPC sériques similaires entre les utilisateurs de biosolides (17,4 ppb BPC_{total}), les témoins (24,4 ppb BPC_{total}) et la population générale (3 à 20 ppb BPC_{total}) ■ Niveaux sanguins de BPC non corrélés avec quantités de biosolides appliqués, durées d'usage, etc., mais associés positivement avec l'attention portée au jardin et négativement corrélés avec le port de gants (n = 56) 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Symptômes non spécifiques (sécrétion de larmes, ballonnements abdominaux, perte de poids, fatigue, etc.) ■ Proportion plus élevée chez les personnes exposées ■ Certains diminuent avec l'augmentation de la distance <ul style="list-style-type: none"> ■ Bronchites, infections des voies respiratoires supérieures, giardiase, emphysème : ■ Symptômes significativement plus rapportés par les personnes exposées ■ Aucun risque accru constaté chez les individus de moins de 18 ans du groupe des personnes exposées 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Résultats des tests statistiques non détaillés. ■ Site du New Hampshire : <ul style="list-style-type: none"> ■ tous les individus vivant à < 130 m d'un champ rapportent des symptômes dans les 80 heures suivant l'exposition ■ la proportion d'individus notant des symptômes diminue de manière linéaire au-delà de 130 m. ■ 2 décès associés à des infections au <i>Staphylococcus aureus</i>

Tableau 6 Description des devis des études épidémiologiques recensées²¹, des principaux aspects méthodologiques et des résultats rapportés (suite)

	Dorn et al. (1985)	Baker et al. (1980)	Khuder et al. (2007)	Lewis et al. (2002)
Conclusion générale rapportée sur le risque	<ul style="list-style-type: none"> ■ Pas d'effets néfastes associés à l'usage de biosolides en agriculture 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Faible preuve que l'utilisation de biosolides contaminés augmente l'exposition aux BPC 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Risque accru de problèmes respiratoires, gastro-intestinaux et de maladies 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Risque potentiel pour les populations avoisinantes ■ L'exposition aux endotoxines et aux contaminants chimiques issus des boues irriterait la peau et les muqueuses, et augmenterait le risque d'infection^e

^a Lewis et al. (2002) décrivent leur devis d'étude comme étant de type transversal, mais il s'apparente davantage à une série de cas, puisqu'il n'utilise pas de groupe témoin.

^b Population non agricole; les sujets de l'étude sont des particuliers ayant utilisé des biosolides pour un usage personnel, soit pour l'entretien d'un potager.

^c Mis à part l'étude de Baker et al. (1980) qui s'est intéressée à une population de l'Indiana, les études ont toutes été menées dans l'État américain de l'Ohio. De plus, Lewis et al. (2002) ont inclus des populations des États de l'Alabama, de la Californie, de la Floride, du New Hampshire et de la province canadienne de l'Ontario (une seule population).

^d Le Québec ne possède pas de norme concernant les BPC, mais la France réglemente leur présence dans les biosolides selon une norme établie à 0,8 ppm (voir le tableau 1, chapitre 3).

^e Cette hypothèse reste, pour l'instant, non corroborée par d'autres recherches.

5.1.1 DISCUSSION SUR LES PREUVES ÉPIDÉMIOLOGIQUES

Qualité des données relatives à l'exposition et aux effets sur la santé

Une caractérisation adéquate des biosolides permet une meilleure identification du danger, en plus de fournir des points de comparaison entre les études. À ce titre, seules les études de Dorn et al. (1985) et de Baker et al. (1980) comportent des données sur le contenu des biosolides étudiés, quoique la compilation qualitative des données de Dorn et al. (1985) limite leur analyse. En revanche, aucune donnée sur la nature et la concentration des contaminants et des microorganismes pathogènes présents dans les biosolides n'est indiquée dans les études de Khuder et al. (2007) et de Lewis et al. (2002). Certes, dans les travaux de Lewis et al. (2002), des échantillons de biosolides provenant de l'un des sites ont été analysés et utilisés pour modéliser les concentrations de contaminants auxquels les résidents étaient exposés. Toutefois, la méthodologie employée et le résultat des analyses ne sont pas suffisamment détaillés pour permettre de juger adéquatement de la qualité des biosolides. Pour ce qui est de l'étude de Khuder et al. (2007), non seulement la nature et la teneur des contaminants potentiels n'ont pas été déterminées, mais aussi l'article ne spécifie pas si les champs concernés avaient effectivement été traités au moment où l'étude a été réalisée.

Ces lacunes, observées dans la caractérisation des biosolides, sont d'une importance majeure lorsqu'il est question d'évaluer le risque associé à leur épandage, notamment parce qu'il est impossible de déterminer avec exactitude l'ampleur du danger lié à cette activité, ni d'en définir la nature. C'est le cas de l'étude de Lewis et al. (2002), qui rapporte des cas d'infections au staphylocoque doré (*Staphylococcus aureus*), dont deux mortels qui seraient liés à la présence de biosolides dans l'environnement des personnes touchées. Cette relation demeure toutefois fortement hypothétique, car la présence de cette bactérie pathogène dans les biosolides appliqués dans la zone concernée n'a pas été confirmée. De plus, Rusin et al. (2003a, 2003b) rapportent que *S. aureus* était généralement absent de plusieurs dizaines d'échantillons de boues d'épuration (tant de la

catégorie P1 que de la catégorie P2) et de bioaérosols captés à proximité de sites d'entreposage de boues. Il est donc impossible d'établir un lien de causalité entre les décès et les biosolides.

L'appréciation des risques pour la santé indiqués dans les études épidémiologiques soulève aussi certaines interrogations en matière de caractérisation de l'exposition de la population. Ainsi, à défaut de bien connaître la nature des biosolides, il importe de bien classer les individus selon leur degré d'exposition. Un devis de recherche présentant des statuts d'exposition de participants bien définis, comme le décrivent Dorn *et al.* (1985) et Baker *et al.* (1980), augmente le niveau de confiance envers les résultats rapportés. Au contraire, l'attribution d'un statut de personne exposée qui considère uniquement la distance qui sépare la résidence d'un groupe d'individus des lieux d'épandage fournit des résultats moins solides (Khuder *et al.*, 2007; Lewis *et al.*, 2002). De fait, un classement erroné d'individus dans le groupe des personnes exposées ou dans celui des témoins pourrait entraîner une sous-estimation ou une surestimation de l'association entre l'exposition et les effets²². Par ailleurs, d'autres facteurs, comme la direction des vents dominants, pourraient également influencer l'ampleur de l'exposition. À titre d'exemple, le statut professionnel des participants de l'étude de Khuder *et al.* (2007) est peu détaillé dans l'article. Il est donc possible que certaines personnes aient été exposées lors de l'exécution de tâches agricoles impliquant un contact direct avec des biosolides²³. Sans une caractérisation adéquate et complète de l'exposition, il devient très difficile de savoir si les risques sanitaires déterminés pour cette population sont effectivement attribuables à la présence de biosolides dans l'environnement.

En plus de certains facteurs contribuant à l'exposition (caractérisation des biosolides, statut des participants, etc.), l'appréciation de la qualité des études s'appuie aussi sur la qualité des données relatives aux effets sur la santé. Lorsque les résultats se basent sur des symptômes et des maladies rapportés par les individus (Dorn *et al.*, 1985; Lewis *et al.*, 2002; Khuder *et al.*, 2007) ou ne sont appuyés par aucune confirmation de médecins ou par des données de dossiers médicaux (Dorn *et al.*, 1985; Khuder *et al.*, 2007), il importe de les interpréter avec prudence. Ceci est d'autant plus vrai lorsque les symptômes documentés sont non spécifiques; par exemple, fatigue, insomnie (Khuder *et al.*, 2007). Dans le cas de l'étude de Lewis *et al.* (2002) plus particulièrement, une partie des données sanitaires provient d'un recueil de symptômes compilés par un des résidents ayant participé à l'étude. L'objectivité d'une telle démarche est discutable, et son utilisation diminue la confiance portée aux conclusions de cette étude. L'utilisation de données biologiques par Baker *et al.* (1980) et Dorn *et al.* (1985) pourrait permettre une appréciation plus objective de l'état de santé des populations à l'étude, mais ces données sont trop limitées pour apprécier correctement le risque.

Lacunes des connaissances et besoin

La littérature scientifique actuelle est déficiente en ce qui concerne le lien temporel entre l'exposition et l'apparition d'effets sanitaires. Les études transversales documentent peu le délai entre l'exposition et l'apparition d'éventuels problèmes de santé, alors que l'étude prospective de Dorn *et al.* (1985) a été réalisée durant une période trop courte pour mesurer des effets découlant de l'exposition à long terme aux contaminants chimiques présents dans les biosolides. C'est aussi une lacune des travaux de Baker *et al.* (1980), la période d'exposition étant probablement trop courte pour observer les effets des BPC. Pour bonifier les données épidémiologiques de l'exposition de la

²² Si les erreurs de classification sont le fruit du hasard et surviennent dans des proportions similaires dans les différents groupes étudiés, elles peuvent avoir pour conséquence d'affaiblir l'association entre l'exposition et l'effet. Par contre, si la proportion d'erreurs n'est pas la même entre les groupes (erreurs de classification différentielle), elle peut entraîner une sous-estimation ou une surestimation de l'association (Hennekens *et al.* 1998).

²³ Cette hypothèse pourrait être soutenue par le fait qu'aucun risque accru n'a été constaté chez les individus de moins de 18 ans du groupe exposé.

population aux biosolides, il serait intéressant de réaliser des études prospectives durant une période adéquate.

D'autres types de données seraient nécessaires pour mieux comprendre les risques sanitaires engendrés par l'exposition aux biosolides. Par exemple, aucune donnée épidémiologique ne permet de traiter de l'implication de l'épandage des biosolides sur la consommation de produits laitiers ou de viande provenant du bétail exposé. De telles données sur le transfert des contaminants par la chaîne alimentaire seraient intéressantes pour évaluer l'ensemble des risques pour la santé humaine. Par ailleurs, les données épidémiologiques, en plus d'être très limitées, s'intéressent principalement aux effets encourus par une exposition à des contaminants microbiens. De fait, outre l'exposition aux BPC, aucun autre contaminant chimique (ex. : métaux, produits de consommation ou pharmaceutiques) n'a fait l'objet d'une évaluation des effets potentiellement associés à ce type de contamination.

Transférabilité au contexte québécois

Les travaux décrits dans les précédentes sous-sections présentent des contextes d'exposition qui ne sont pas nécessairement représentatifs des situations québécoises en matière d'utilisation de biosolides en milieu agricole. Par exemple, deux d'entre eux s'intéressent à l'épandage de biosolides sur les cultures maraîchères, une pratique qui est restreinte au Québec²⁴ (Dorn *et al.*, 1985; Baker *et al.*, 1980). Toutefois, il n'est pas exclu que les conditions d'épandage relatives aux études de Khuder *et al.* (2007) et de Lewis *et al.* (2002) puissent s'apparenter au contexte québécois, mais les données sont trop limitées pour permettre une comparaison. Ces études permettent cependant de déterminer certains facteurs qui peuvent influencer le risque d'infection (ex. : distance) et de justifier l'importance de maintenir différentes mesures visant à assurer une utilisation rationnelle et sécuritaire des biosolides (voir le chapitre 7 à ce sujet).

5.1.2 CONCLUSION SUR LES PREUVES ÉPIDÉMIOLOGIQUES

Les conclusions quant aux risques pour la santé associés à l'épandage de biosolides diffèrent grandement d'une étude épidémiologique à l'autre : alors qu'ils sont considérés comme faibles par certains auteurs (Baker *et al.*, 1980; Dorn *et al.*, 1985), les risques sanitaires sont jugés préoccupants par d'autres (Khuder *et al.*, 2007; Lewis *et al.*, 2002). L'examen des publications révèle d'importantes limites méthodologiques et des lacunes qui complexifient l'appréciation de constats si divergents. 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 sur la santé proviennent généralement de questionnaires remplis par les individus, 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. Enfin, les études épidémiologiques répertoriées ont été menées dans des contextes qui peuvent différer des conditions québécoises d'épandage comme c'est le cas de celles qui décrivent l'application de

²⁴ Au Québec, seuls les biosolides certifiés par le BNQ peuvent être épandus sur les cultures maraîchères. Malgré cela, aucun biosolide n'est épandu sur des terres agricoles pour fertiliser des cultures destinées à l'alimentation humaine (MDDELCC, 2014).

biosolides équivalant à la catégorie P2 sur des cultures vivrières (Dorn *et al.*, 1985; Baker *et al.*, 1980).

À la lumière de ces éléments, les auteurs du présent avis considèrent que les preuves épidémiologiques sont insuffisantes pour conclure quant aux risques découlant de l'utilisation des biosolides à des fins agricoles.

5.2 Évaluations des risques pour la santé associés à l'épandage de biosolides

Vingt-quatre évaluations du risque²⁵ ont été recensées et sélectionnées dans le contexte de l'actuelle revue systématique de la littérature scientifique : 11 traitent des contaminants chimiques (sous-section 5.2.1), et 13 concernent les agents microbiens pathogènes (sous-section 5.2.2).



La présentation des résultats de la revue de la littérature utilise plusieurs termes et concepts propres à l'approche d'évaluation du risque. Comme leur connaissance est essentielle à la compréhension de la présente section, le lecteur est invité à prendre connaissance de l'annexe 3 qui décrit les processus d'évaluation du risque chimique et infectieux.

5.2.1 ÉVALUATION DES RISQUES CHIMIQUES ASSOCIÉS À L'ÉPANDAGE DE BIOSOLIDES

Les 11 évaluations du risque chimique partagent une structure similaire, laquelle s'articule autour de l'estimation de l'exposition et de l'appréciation des risques. Les points qui suivent résumant, d'une part, les principales caractéristiques des cadres méthodologiques retenus par les auteurs de ces études pour estimer l'exposition, et, d'autre part, ils présentent leur appréciation des risques ainsi que celle des facteurs qui expliquent que certains résultats dépassent les seuils de risque. Ensuite, la qualité des données recensées, les lacunes en matière de connaissances ainsi que la transférabilité des résultats au contexte québécois font l'objet de brèves discussions.

Estimation de l'exposition

De manière générale, les auteurs ont utilisé des concentrations de contaminants publiées dans la littérature pour évaluer l'exposition de la population aux substances chimiques potentiellement présentes dans les boues. D'autres ont plutôt procédé à des exercices théoriques en fixant des valeurs égales ou supérieures aux normes ou aux recommandations en vigueur (McFarland *et al.*, 2012, 2013a, 2013b).

Les articles recensés traitent généralement de biosolides dédiés à la fertilisation de cultures maraîchères ou de pâturages. Les taux d'épandage varient de 2,4 à 228 tonnes métriques/hectare/année (Mg m.s./ha-an). Comme la plupart des contaminants chimiques retenus dans les études sont bioaccumulables, les simulations d'épandages sont répétées sur une période variant de 10 à 100 ans, selon les scénarios retenus.

²⁵ Les publications sont résumées dans l'annexe 2 (voir les tableaux 2 et 3)

Afin d'estimer les concentrations résiduelles de contaminants dans les différents milieux environnementaux (sols, aérosols, eau et aliments), la majorité des auteurs ont eu recours à des modèles théoriques s'appuyant majoritairement sur des données empiriques²⁶. Plus rarement, les auteurs ont utilisé des données expérimentales (ex. : concentration résiduelle de métaux dans des légumes mesurée lors d'une étude sur des cultures en pots; voir l'étude d'Aryal et de Reinhold, 2011) ou des valeurs publiées (ex. : concentrations résiduelles dans les aliments recensées dans la littérature; voir l'étude de Prosser et de Sibley, 2015a).

Enfin, pour estimer les doses d'exposition, les auteurs ont combiné ces concentrations, estimées dans les différents milieux, à des données d'exposition populationnelle (taux d'inhalation, taux d'ingestion de sol, d'eau et d'aliments contaminés) disponibles dans la littérature. À ce propos, la plupart des auteurs ont eu recours à des valeurs moyennes de taux de contact, mais quelques-uns ont retenu des valeurs supérieures à la moyenne (Prosser et Sibley, 2015a). L'ingestion directe de sol, l'inhalation de poussières ainsi que l'ingestion d'eau ou d'aliments contaminés ont fait l'objet d'évaluations. Lopes, Herva, Franco-Uria et Roca (2011) ont également présenté une estimation considérant l'ensemble des voies d'exposition (ci-dessous appelée exposition multivoie). Les doses d'exposition sont estimées pour une durée d'exposition chronique, c'est-à-dire qui se déroule durant toute la vie.

Appréciation des risques chimiques

Les tableaux 7 et 8 présentent les estimations de risque chimique publiées dans la littérature scientifique, selon qu'elles traitent respectivement de contaminants inorganiques ou organiques. La grande majorité des auteurs présentent une étendue de valeurs de risque plutôt qu'une valeur unique. En effet, ces derniers ont fait varier plusieurs paramètres dans leur scénario d'exposition, ce qui les amène à estimer plusieurs valeurs de risque. Ces paramètres (ex. : taux de contact, concentration dans les biosolides) sont listés dans les tableaux 7 et 8. Deux types de seuils ont été employés par les auteurs pour apprécier les risques chimiques des biosolides, selon que les effets potentiellement encourus sont cancérogènes ou non :

- **Risque non cancérogène** : Dans les publications en lien avec les contaminants chimiques, tous les auteurs ont publié des indices de risque (IR) en ce qui a trait à des effets non cancérogènes. L'IR est le quotient de la dose d'exposition sur la valeur toxicologique de référence (VTR) du contaminant étudié. Il permet de vérifier si l'exposition génère une dose inférieure à une VTR ($IR < 1$) ou supérieure à cette VTR ($IR > 1$). Le seuil de risque pour des effets non cancérogènes correspond donc un à IR égal à 1.
- **Risque cancérogène** : Passuelo *et al.* (2010) sont les seuls à avoir caractérisé le risque d'effet cancérogène. Ils ont utilisé les valeurs seuils de 10^{-4} et de 10^{-6} , qui correspondent respectivement à un cas supplémentaire de cancer sur 10^4 ou 10^6 personnes exposées. Au Canada, aux États-Unis et dans de nombreux pays, le seuil de 1 sur 1 million (10^{-6}) est jugé acceptable par les divers organismes réglementaires (Valcke *et al.*, 2012). Ce seuil de risque est donc retenu ici pour juger des effets cancérogènes.

²⁶ Même si les auteurs ont généralement utilisé des données empiriques pour leurs calculs, certains de ceux-ci ont parfois choisi de façon arbitraire les valeurs à inclure dans les modèles de devenir environnemental des contaminants présents dans les biosolides.

La majorité des valeurs de risque recensées dans la littérature sont inférieures aux seuils mentionnés précédemment (voir les tableaux 7 et 8). Tout d'abord, une seule étude a considéré le risque chimique associé à l'ingestion directe et à l'inhalation d'aérosols (Snyder et O'Connor, 2013 – voir le tableau 8). Dans cette étude, le triclocarban (TCC), une substance faisant partie de la liste des produits pharmaceutiques et des produits de soins corporels (PPPC) trouvés dans les boues, a été évalué. Les auteurs concluent à une absence de risque, puisque les IR sont au moins 13 fois inférieurs au seuil de risque.

Les risques relatifs à la consommation d'eau contaminée par le TCC (Snyder et O'Connor, 2013) et par des métaux (McFarland *et al.*, 2012, 2013a, 2013b) sont également négligeables. En effet, les estimations de doses d'exposition sont au moins 22 fois en deçà des VTR établies pour ces contaminants (voir respectivement les tableaux 7 et 8). De fait, seule la modélisation de scénarios irréalistes (ex. : taux d'application de 900 Mg m.s./ha-an de biosolides) génère des valeurs d'indices de risque supérieures à 1 (McFarland *et al.*, 2012, 2013a, 2013b – valeurs non présentées dans le tableau 7).

Enfin, la majorité des auteurs se sont intéressés aux risques liés à la consommation d'aliments ayant été contaminés par des métaux ou des composés organiques présents dans les biosolides (voir les tableaux 7 et 8). Même s'ils sont plus élevés que pour les autres voies d'exposition, la plupart des IR, estimés pour l'ingestion de composés organiques présents dans les aliments, sont inférieurs à 1 (au moins 1,25 fois plus faibles). De même, l'ensemble des valeurs du risque cancérigène est au moins 4 fois inférieur à 10^{-6} (voir le tableau 7), ce qui suggère de faibles risques. D'autres auteurs, en contrepartie, estiment que des risques chimiques ne peuvent pas être exclus lors d'une exposition par l'intermédiaire de l'alimentation. C'est le cas de Cao et Ikeda (2000) qui ont obtenu des IR qui dépassent jusqu'à 3,3 fois le seuil de risque pour divers métaux et de Wild *et al.* (1994) qui ont obtenu un IR égal à 1,1 pour une exposition aux dioxines et aux furanes (PCDD/PCDF). Ces résultats sont mis en gras dans les tableaux 7 et 8. Comme il est discuté dans les prochaines pages, ces dépassements sont attribuables, entre autres choses, à l'application de biosolides fortement contaminés (Wild *et al.*, 1994), à leur épandage à des taux élevés (Cao et Ikeda, 2000) ou à la simulation d'une exposition par l'intermédiaire de l'alimentation où 100 % des produits consommés proviennent des terres amendées par les biosolides.

Seuls Lopes, Herva, Franco-Uria et Roca (2011) et Snyder et O'Connor (2013) ont évalué les risques en considérant plus d'une voie d'exposition. Dans le cas de ces derniers auteurs, pour le TCC, la somme des IR de chaque voie considérée (inhalation de poussières, ingestion directe, ingestion d'eau et d'aliments) donne un IR total au moins 7 fois inférieur au seuil de risque (voir le tableau 8). En ce qui concerne Lopes, Herva, Franco-Uria et Roca (2011), les IR pour plusieurs voies d'exposition des métaux (dont le contact cutané) sont au moins 8 fois inférieurs au seuil de risque, sauf pour le zinc dont le IR est 2,5 fois plus élevé que le seuil de risque (résultat mis en gras dans le tableau 7). Ce dépassement, dû à la forte contamination des boues évaluées par Lopes, Herva, Franco-Uria et Roca (2011), est expliqué plus loin.

Il importe de souligner que la comparaison des évaluations du risque est complexe. En effet, chaque publication estime des valeurs de risque pour des scénarios d'exposition variant largement d'une étude à l'autre. Ceci dit, en s'attardant aux paramètres spécifiques des scénarios d'exposition, ainsi qu'aux étendues de risque qui en découlent, il est possible de déterminer des facteurs qui contribuent aux dépassements du seuil de risque.

Tableau 7 Estimations du risque chimique inorganique rapportées, selon le type de biosolides étudié, les voies d'exposition et les contaminants chimiques considérés

Études	Contaminant	Classification des biosolides ^a	Voies d'exposition ^b	Étendue des paramètres	VTR ^c	Estimation du risque chimique ^d
Cao et Ikeda (2000)	As	C2	ING _{alim}	Pourcentage d'aliments cultivés sur des sols amendés : [2 – 100] %	3 x 10 ⁻⁴	IR : [1,3 x 10 ⁰ – 1,4 x 10 ⁰]
	Hg	HC	ING _{alim}		3 x 10 ⁻⁴	IR : [3,0 x 10 ⁻² – 1,6 x 10 ⁰]
	Cd	C2	ING _{alim}		5 x 10 ⁻⁴	IR : [3,4 x 10 ⁻¹ – 3,3 x 10 ⁰]
	Ni	C2	ING _{alim}		2 x 10 ⁻²	IR : [2,0 x 10 ⁻¹ – 4,0 x 10 ⁻¹]
	Zn	C2	ING _{alim}		3 x 10 ⁻¹	IR : [8,1 x 10 ⁻¹ – 1,5 x 10 ⁰]
Lopes, Herva, Franco-Uria et Roca (2011) ^e	Cd	C1, C2, HC	Multi	Concentration : [0,2 – 23] mg/kg de biosolides	1 x 10 ⁻³	IR : [1,0 x 10 ⁻² – 1,6 x 10 ⁻¹]
	Cu	C1, C2, HC	Multi	Concentration : [13 – 1 191] mg/kg de biosolides	4 x 10 ⁻²	IR : [2,0 x 10 ⁻² – 1,5 x 10 ⁻¹]
	Ni	C1, C2, HC	Multi	Concentration : [4 – 292] mg/kg de biosolides	2 x 10 ⁻²	IR : [2,1 x 10 ⁻² – 2,4 x 10 ⁻¹]
	Pb	C1, C2, HC	Multi	Concentration : [3 – 452] mg/kg de biosolides	3,6 x 10 ⁻³	IR : [7,2 x 10 ⁻² – 1,3 x 10 ⁻¹]
	Zn	C1, C2, HC	Multi	Concentration : [30 – 10 924] mg/kg de biosolides	3 x 10 ⁻¹	IR : [7,2 x 10 ⁻² – 2,5 x 10 ⁰]
McFarland <i>et al.</i> (2012, 2013a, 2013b) ^f	As	C2, HC	ING _{eau}	Profondeur de la nappe phréatique : [0,5 – 15] m Taux d'application : [9 – 90] Mg m.s./ha-an Concentration : 1 à 10 fois concentrations maximales américaines (tableau 1)	3 x 10 ⁻⁴	IR : [0 – 7,3 x 10 ⁻⁷]
	Cd	HC	ING _{eau}		5 x 10 ⁻⁴	IR : 0
	Ni	HC	ING _{eau}		2 x 10 ⁻²	IR : [0 – 2,0 x 10 ⁻¹⁰]
	Se	HC	ING _{eau}		5 x 10 ⁻³	IR : [5,3 x 10 ⁻⁹ – 3,3 x 10 ⁻⁵]
	Zn	HC	ING _{eau}		n.d. ^g	IR : 0

^a Cette classification considère la concentration du contaminant dans les biosolides, comme elle est décrite dans la publication et la compare à la réglementation québécoise (tableau 1, sous-section 3.3.3). Lorsque la concentration est supérieure au critère C2, elle est considérée comme « hors catégorie » (HC). Certains contaminants ne sont pas « normés » (NN) au Québec.

^b Les voies d'exposition sont les suivantes : ingestion d'eau (ING_{eau}), ingestion d'aliments (ING_{alim}) et exposition multivoie (Multi). L'exposition par l'alimentation modélisée par Cao et Ikeda (2000) prend en considération la consommation de riz, de blé, de pommes de terre, de légumes-feuilles et de fruits crus et lavés. L'exposition multivoie considérée ici par Lopes, Herva, Franco-Uria et Roca (2011) inclut le contact cutané, l'inhalation d'aérosols, l'ingestion directe de sol et l'ingestion d'aliments (viande et lait de vache).

^c Les valeurs toxicologiques de référence considérées dans les études pour estimer le risque sont exprimées en mg/kg-jour. Cao et Ikeda (2000) ; Lopes, Herva, Franco-Uria et Roca (2011) ainsi que McFarland *et al.* (2012, 2013a, 2013b) ont tous eu recours, à des périodes de temps différentes, aux VTR de la base de données *Integrated Risk Information System* (IRIS) de la U.S. EPA (à l'exception de Lopes, Herva, Franco-Uria et Roca, 2011, qui, pour le plomb, ont utilisé une valeur de l'Organisation mondiale de la santé [OMS]); E. Roca, communication personnelle, 2015). Aucun de ces auteurs ne cite directement des VRT dans leur article. Il a été possible de calculer les VTR utilisées par Cao et Ikeda (2000) indirectement à partir des données fournies par ces auteurs. Aussi, les valeurs des VTR employées par Lopes, Herva, Franco-Uria et Roca (2011) sont les mêmes que celles utilisées par Franco *et al.* (2006), et Rio *et al.* (2011). Enfin, les valeurs des VTR associées à l'étude de McFarland *et al.* (2012, 2013a, 2013b) sont celles actuellement disponibles dans la base IRIS, puisque ces dernières n'ont pas été mises à jour depuis plusieurs années (aucune valeur pour le zinc n'est présentée ici toutefois, car il existe trois VTR différents pour cet élément dans la base IRIS). Il faut noter que, pour le cadmium, la base IRIS contient une valeur pour l'exposition à l'eau (attribuée à McFarland *et al.*, 2012, 2013a, 2013b dans le tableau) et une autre pour l'exposition aux aliments (retenue par Lopes, Herva, Franco-Uria et Roca, 2011).

^d Les intervalles de risque comprennent l'ensemble des valeurs proposées par les auteurs lorsque ces derniers ont fait varier certains paramètres de leurs scénarios d'exposition. En gras sont présentées les valeurs de risque, qui dépassent les seuils décrits dans le texte, soit les IR > 1. Les IR dont la valeur est nulle (McFarland *et al.*, 2012, 2013a, 2013b) indiquent qu'aucune contamination d'eau n'est anticipée à la suite de l'épandage selon les paramètres modélisés.

^e La méta-analyse permet de calculer des IR pour plus de 55 biosolides dont les concentrations varient (C1, C2 et HC). Lopes, Herva, Franco-Uria et Roca (2011) ont additionné un ensemble de IR individuels afin d'évaluer le risque associé à plusieurs contaminants contenus dans les biosolides. Cette approche, généralement utilisée lorsque les substances provoquent des effets identiques par des mécanismes d'action similaires (Valcke *et al.*, 2012), n'est toutefois pas appropriée pour les trois publications en question. C'est pourquoi les auteurs du présent document ont plutôt choisi de traiter uniquement les IR pour les substances individuelles rapportées dans ces études.

^f L'étude estime des IR pour des concentrations variables de contaminants dans les biosolides (C2 et HC). En effet, les auteurs modélisent des concentrations qui correspondent ou sont supérieures aux concentrations limites américaines (voir le tableau 1 de la sous-section 3.3.3).

^g n.d. Non déterminée.

Tableau 8 Estimations du risque chimique organique rapportées, selon le type de biosolides étudié, les voies d'exposition et les contaminants chimiques considérés

Études	Contaminant	Classification des biosolides ^a	Voies d'exposition ^b	Étendue des paramètres	VTR ^c	Estimation du risque chimique ^d
Aryal et Reinhold (2011)	TCC	NN	ING _{alim}	–	$2,5 \times 10^{-1}$	IR : $2,4 \times 10^{-3}$
Jackson et Eduljee (1994)	PCDD/PCDF	C2	ING _{alim}	Période d'épandage : [1 – 10] ans Concentrations : [23,3 – 52,8] I-TEQ/kg biosolide Dégradation environnementale des PCDD/PCDF : aucune ou avec une ½ vie de 10 ans	1×10^{-8}	IR : [$2,1 \times 10^{-1}$ – $3,2 \times 10^{-1}$]
Passuello <i>et al.</i> (2010) ^e	HAP	NN ^g	ING _{alim}	Pourcentage d'aliments cultivés sur des sols amendés : [10 – 30] %	7,3	Excès de cancer : $1,4 \times 10^{-7} \pm 1,0 \times 10^{-7}$
	BPC	NN ^g	ING _{alim}	Poids corporel : (67,5 ± 12,2) kg Taux d'ingestion de végétaux : (99 ± 80) g/j	1,3	Excès de cancer : $3,2 \times 10^{-8} \pm 2,1 \times 10^{-8}$
	PCDD/PCDF ^f	C1	ING _{alim}	Taux d'ingestion de lait : (226 ± 177) g/j Taux d'ingestion de viande : (180 ± 84) g/j	$1,3 \times 10^5$	Excès de cancer : $2,3 \times 10^{-7} \pm 1,5 \times 10^{-7}$
					1×10^{-9}	IR : $5,8 \times 10^{-3} \pm 5,2 \times 10^{-3}$
Prosser et Sibley (2015a) ^h	TCC	NN	ING _{alim}	Poids corporel : [15,4 – 76,6] kg	$8,3 \times 10^{-2}$	IR : [$2,0 \times 10^{-3}$ – $2,0 \times 10^{-1}$]
	Triclosan	NN	ING _{alim}	Taux d'épandage : [1 – 228] Mg m.s./ha-an	$8,3 \times 10^{-2}$	IR : [$5,0 \times 10^{-2}$ – $2,0 \times 10^{-1}$]
	Autres PPSP	NN	ING _{alim}	Taux d'ingestion de végétaux : [1,4 – 2,8] tasses/j]	[4×10^{-5} – $3,3 \times 10^{-1}$]	IR : [$1,0 \times 10^{-4}$ – $3,0 \times 10^{-1}$]
Snyder et O'Connor (2013)	TCC	NN	INH	Poids corporel : [16 – 70] kg Taux d'application : [5 – 50] Mg m.s./ha-an Période d'épandage : [1 – 100] ans Taux d'inhalation : [11 – 33] m ³ /j	$2,5 \times 10^{-1}$	IR : [$5,6 \times 10^{-5}$ – $5,6 \times 10^{-4}$]
			ING _{sol}	Poids corporel : [16 – 70] kg Taux d'application : [5 – 50] Mg m.s./ha-an Période d'épandage : [1 – 100] ans Taux d'ingestion de sol : [0,05 – 10] g/j		IR : [$8,5 \times 10^{-6}$ – $7,4 \times 10^{-2}$]
			ING _{eau}	Poids corporel : [16 – 70] kg Taux d'application : [5 – 50] Mg m.s./ha-an Période d'épandage : [1 – 100] ans Taux ingestion d'eau : [0,9 – 1,4] L/j		IR : [$1,7 \times 10^{-2}$ – $4,6 \times 10^{-2}$]
			ING _{alim}	Poids corporel : [16 – 70] kg Taux d'application : [5 – 50] Mg m.s./ha-an Période d'épandage : [1 – 100] ans Taux ingestion de viande : [13 – 90] g/j		IR : [$2,8 \times 10^{-3}$ – $2,8 \times 10^{-2}$]

Tableau 8 Estimations du risque chimique organique rapportées, selon le type de biosolides étudié, les voies d'exposition et les contaminants chimiques considérés (suite)

Études	Contaminant	Classification des biosolides ^a	Voies d'exposition ^b	Étendue des paramètres	VTR ^c	Estimation du risque chimique ^d
Wild <i>et al.</i> (1994)	PCDD/PCDF	C2, HC ⁱ	ING _{alim}	Pourcentage d'aliments cultivés sur des sols amendés : [1,3 – 100] % Taux d'application: [10 - 100] Mg m.s./ha-an Période d'épandage : [10 – 100] ans Concentrations : utilisation de données minimales et maximales provenant de la littérature; valeurs non spécifiées	1 x 10 ⁻⁸	IR : [3,4 x 10 ⁻¹ – 1,1 x 10 ⁰]

^a Cette classification considère la concentration du contaminant dans les biosolides, comme elle est décrite dans les publications et la compare à la réglementation québécoise (voir le tableau 1 de la sous-section 3.3.3). Lorsque la concentration est supérieure au critère C2, elle est considérée comme étant « hors catégorie » (HC). Certains contaminants sont « non normés » (NN) au Québec.

^b Les voies d'exposition sont les suivantes : inhalation (INH), ingestion de sol (INGSol), ingestion d'eau (INGeau), ingestion d'aliments (INGalim). Pour l'exposition par ingestion d'aliments, tous les auteurs ont pris en considération la consommation de végétaux cultivés sur les terres amendées (soit des céréales, des légumes ou des fruits crus et lavés). Jackson et Eduljee (1994), Passuello *et al.* (2010), Snyder et O'Connor (2013) et Wild *et al.* (1994) ont également ajouté des produits d'origine animale, soit principalement du bœuf et du lait de vache, à leur scénario d'exposition par l'intermédiaire de l'alimentation.

^c Pour les effets non cancérogènes, les valeurs toxicologiques de référence considérées dans les études pour estimer le risque sont exprimées en mg/kg-jour. En ce qui concerne les effets cancérogènes, les VTR sont exprimées en (mg/kg-jour)⁻¹. Dans le cas du TCC, Snyder et O'Connor (2013), et Prosser et Sibley (2015a) ont retenu une étude chronique chez le rat, financée par la compagnie Monsanto dans les années 1980 pour calculer leur VTR. Il faut noter que cette étude a également été retenue par la Commission européenne (Scientific Committee on Consumer Products [SCCP], 2005) et le département de santé du Minnesota (Minnesota Department of Health [MDH], 2013) dans d'autres contextes d'évaluation du risque. Toutefois, Snyder et O'Connor (2013) ont calculé une VTR de 0,25 mg/kg-jour, et Prosser et Sibley (2015a) ont obtenu une VTR de 0,083 mg/kg-jour (en raison de l'application de facteurs de sécurité différents). Aryal et Reinhold (2011) n'ont pas publié d'IR pour le TCC, mais ont plutôt comparé la dose estimée à celle provenant de l'usage de produits de consommation. Les IR présentés ici ont donc été calculés par les auteurs du présent rapport en utilisant la même VTR utilisée par Snyder et O'Connor (2013). Mis à part le triclosan et le tricloran, dont les VTR sont identiques, les VTR des 10 autres PPSP évalués par Prosser et Sibley (2015a) ont été calculées par ces auteurs à partir des plus faibles doses thérapeutiques disponibles dans la littérature. En ce qui a trait aux PCDD/PCDF, Wild *et al.* (1994) ont retenu la VTR de l'OMS de 1990, soit 10 pg/kg-jour (Organisation mondiale de la santé – Bureau régional de l'Europe [OMS/Europe], 2000). Jackson et Eduljee (1994) citent également cette valeur, mais la publication ne présente pas de valeur d'IR. Les IR ont donc été calculés en considérant la VTR de 10 pg/kg-jour. Passuello *et al.* (2010) ont quant à eux retenu une VTR publiée par le National Center for Environmental Assessment de la U.S. EPA (2008, 2009a), soit 1 pg/kg-jour de PCDD/PCDF. Pour ce qui est des VTR des effets cancérogènes des PCDD/PCDF ainsi que ceux des HAP et des BPC, Passuello *et al.* (2010) ont eu également recours aux valeurs publiées par le National Center for Environmental Assessment de la U.S. EPA (2008, 2009a).

^d Les intervalles de risque comprennent l'ensemble des valeurs proposées par les auteurs lorsque ces derniers ont fait varier certains paramètres de leurs scénarios d'exposition. Sont présentées en gras, les valeurs de risque, qui dépassent les seuils décrits dans le texte, soit les IR > 1 ou les excès de cancer > 10-6.

^e Passuello *et al.* (2010) utilisent des distributions de valeurs pour plusieurs des paramètres contenus dans leurs scénarios d'exposition. Ces paramètres sont exprimés en fonction de leur moyenne et de l'écart-type.

^f L'évaluation de Passuello *et al.* (2010) porte sur la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine (2,3,7,8 TCDD), alors que celles de Jackson et d'Eduljee (1994), et de Wild *et al.* (1994) portent sur un ensemble de congénères.

^g Non normés au Québec, mais respecte les concentrations normées en France pour les BPC et les HAP.

^h Prosser et Sibley (2015b) ont publié un corrigendum, dans lequel ils utilisent un taux d'ingestion plus réaliste pour estimer l'exposition des enfants. Cette publication prétend également corriger une erreur d'unité concernant les concentrations de contaminants dans les tissus végétaux humides. Cependant, ces corrections contiennent elles-mêmes des erreurs. Les auteurs du présent document ont donc repris les calculs afin que les intervalles d'indice de risque rapportés dans le tableau 8 soient justes. Ceci dit, il importe de souligner que ces corrections n'influencent en rien les conclusions des auteurs.

ⁱ La concentration dans les biosolides a été estimée indirectement à partir des données fournies dans l'article de Wild *et al.* (1994).

Facteurs qui influencent les risques chimiques

Les facteurs clés qui déterminent le risque chimique sont la concentration du contaminant dans le biosolide, la concentration dans le milieu à la suite de l'épandage et les caractéristiques du scénario d'exposition. Comme cela est montré dans le tableau 9, plusieurs paramètres modulent ces facteurs et expliquent les quelques valeurs supérieures aux seuils de risque recensées dans la littérature.

Concentrations des contaminants chimiques dans le biosolide

Comme cela est discuté dans le chapitre 4, la concentration dans les boues municipales sera influencée par le contenu de l'effluent d'origine ou encore par le type de traitements des eaux usées. La concentration de contaminants présents dans les biosolides influence nécessairement l'évaluation du risque qui en résulte. C'est, par exemple, ce qu'illustre l'évaluation multivoie de Lopes, Herva, Franco-Uria et Roca (2011) dans laquelle les boues les plus contaminées par des métaux sont celles qui génèrent les valeurs de risque les plus élevées. À ce titre, les deux seuls IR rapportés par Lopes, Herva, Franco-Uria et Roca (2011), qui dépassent le seuil de risque (IR : 1,02 et 2,47), découlent d'estimations réalisées pour des boues dont les concentrations en zinc dépassent les limites québécoises permises (hors catégorie). Le même constat peut être fait à propos du risque relié à l'exposition alimentaire au mercure comme le calculent Cao et Ikeda (2000), soit un indice de risque de 1,6, et celui calculé pour les PCDD/PCDF par Wild *et al.* (1994), soit un indice de risque de 1,1.

Concentrations des contaminants chimiques dans le milieu

Les concentrations des contaminants dans les différents milieux dépendent de plusieurs paramètres dont la mobilité dans l'environnement, la biodisponibilité, le type de sol, la fréquence d'épandage et le taux d'épandage. En ce qui concerne ce dernier paramètre, tous les auteurs ont pris en compte des taux d'épandage supérieurs à la limite permise au Québec pour les biosolides de la classe C2, soit 4,4 Mg m.s./ha-an (MDDEP, 2012). Ainsi, les scénarios associés aux IR supérieurs à la valeur seuil de 1 (voir les tableaux 7 et 8) impliquent non seulement majoritairement des boues dont les concentrations sont supérieures aux normes québécoises comme cela est discuté précédemment, mais aussi des taux d'application variant de 10 à 22,5 Mg m.s./ha-an (Cao et Ikeda, 2000; Lopes, Herva, Franco-Uria et Roca, 2011; Wild *et al.*, 1994).

Scénario d'exposition de la population

L'estimation de l'exposition est tributaire des choix de scénario qui concernent le contact avec les biosolides (ex. : ingestion de sol, inhalation, consommation alimentaire). Parmi les paramètres qui caractérisent ce contact, 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, la publication de Cao et d'Ikeda met 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 au niveau obtenu en raison d'une consommation marginale (2 %) de ces mêmes produits. Ceci dit, la majorité des auteurs ayant évalué les risques associés à une alimentation complètement issue de cultures fertilisées par les biosolides obtiennent des indices de risque inférieurs au seuil (Aryal et Reinhold, 2011; Jackson et Eduljee, 1994; Prosser et Sibley, 2015a; Snyder et O'Connor, 2013).

Tableau 9 Facteurs qui engendrent des valeurs supérieures aux seuils de risque chimique 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).

En plus des facteurs énumérés et décrits au tableau 9, le potentiel toxique des substances influence largement le risque chimique. Ce paramètre fondamental est pris en considération dans l'évaluation des risques, puisqu'il est intrinsèquement compris dans le calcul des VTR, lesquelles permettent d'interpréter les doses estimées en risques.

Qualité des données relatives à l'exposition et à la caractérisation du risque

Les auteurs du présent rapport estiment que la qualité méthodologique des publications recensées est adéquate. En effet, les méthodologies employées dans les 13 publications respectent l'approche généralement admise en évaluation du risque toxicologique (Valcke *et al.*, 2012). Ceci dit, le processus d'évaluation du risque comporte plusieurs incertitudes, et les valeurs des paramètres choisis par les auteurs ont un impact sur le degré de confiance accordé aux résultats. Comme un nombre important de publications ont été analysées, il a été impossible de vérifier la qualité de chacune des données utilisées dans les évaluations, notamment en ce qui concerne les concentrations de contaminants dans les biosolides.

Un élément méthodologique qui fait défaut dans plusieurs publications est l'absence de considération pour l'exposition au bruit de fond. De fait, le risque populationnel doit être estimé en considérant l'exposition aux concentrations ambiantes de sources naturelles ou anthropiques en plus de celle associée à l'épandage de biosolides. Il aurait été pertinent pour les auteurs d'inclure, dans leur approche, les autres sources d'exposition qui contribuent au risque global associé aux contaminants de l'environnement ou, à tout le moins, d'expliquer le choix de ne pas les considérer. À ce sujet, seuls deux groupes d'auteurs ont évalué l'exposition attribuable au bruit de fond combinée à celle attribuable aux boues afin de s'assurer que, globalement, elle ne dépassait pas les VTR (Jackson et Eduljee, 1994; Wild *et al.*, 1994). Par contre, comme l'estimation de l'exposition ambiante d'une population peut s'avérer complexe, des auteurs adoptent une approche différente pour la considérer. C'est le cas de Prosser et de Sibley (2015a) qui proposent d'utiliser un IR repère de 0,1 plutôt que la valeur unitaire. Ce faisant, ils estiment tenir compte du risque supplémentaire engendré par d'autres voies d'exposition que l'alimentation et d'autres sources que les biosolides, lesquelles contribuent potentiellement davantage à l'exposition totale des populations. Il est intéressant de noter que si ce seuil avait été utilisé pour apprécier les risques estimés dans les publications qui

n'ont pas considéré le bruit de fond, les seuls dépassements seraient associés à des scénarios très prudents, voire d'expositions extrêmes²⁷.

Enfin, la confiance accordée aux résultats repose aussi sur les VTR qui permettent d'interpréter les doses d'exposition en regard du risque pour la santé. Dans le cadre de la présente revue de la littérature, toutes les publications ayant caractérisé les risques sur la base d'effets non cancérogènes ont comparé les doses estimées à des VTR existantes établies par des organismes reconnus (tableaux 7 et 8).

Lacunes dans les connaissances et contributions de la littérature grise

L'ensemble des publications recensées ne permet pas de dresser un portrait complet du risque que représenterait l'exposition aux contaminants chimiques présents dans les biosolides. Tout d'abord, les évaluations du risque publiées dans la littérature scientifique portent sur un nombre limité de contaminants. Il est aussi intéressant de noter le peu d'études scientifiques à propos du risque cancérogène, même si des métaux comme l'arsenic et le cadmium sont des cancérogènes reconnus (CIRC, 2015).

Ensuite, la plupart de ces évaluations du risque visent l'exposition indirecte par l'intermédiaire de l'alimentation. En contrepartie, l'ingestion directe, l'inhalation et la consommation d'eau contaminée sont peu évaluées. Même en ce qui a trait à l'exposition par l'alimentation, peu d'auteurs ont considéré à la fois les sources végétales et animales. De plus, certaines voies d'exposition, comme l'exposition cutanée ou l'exposition indirecte des nourrissons par l'intermédiaire du lait maternel, sont absentes des évaluations du risque. De même, les évaluations publiées dans la littérature grise²⁸ et réalisées par des organismes de santé publique ou des autorités réglementaires fournissent peu de données relatives aux risques reliés à une exposition cutanée aux biosolides, malgré le fait qu'il soit possible d'estimer les risques associés à cette voie d'exposition (U.S. EPA, 1992b, 2004). Il semble que seules Fouchécourt et Beausoleil (2001) l'aient prise en compte dans leur évaluation des risques liés à l'exposition aux PCDD/PCDF et aient conclu que sa contribution à l'exposition totale est négligeable. En ce qui concerne l'exposition des nourrissons aux contaminants chimiques par l'intermédiaire du lait maternel, Fouchécourt et Beausoleil (2001) estiment que l'allaitement pourrait constituer une source importante d'exposition aux PCDD/PCDF chez les jeunes enfants et avoir une influence sur les risques de cancer. Selon leur étude, cette voie contribuerait jusqu'à 30 % de la dose journalière du contaminant suivant l'exposition aux biosolides, laquelle correspond à un risque $> 10^{-6}$. Quoique cette étude considère un scénario d'exposition très prudent, les données obtenues renforcent l'importance de prendre en compte cette voie dans les scénarios d'exposition afin d'estimer adéquatement le risque chimique de certains contaminants bioaccumulables.

Peu d'évaluations du risque combinent le risque provenant d'une exposition multicontaminant et multivoie. À ce titre, Lopes *et al.* (2011) sont les seuls à avoir estimé les IR pour une dose cumulant les expositions multivoies (ingestion directe, inhalation, absorption cutanée et ingestion indirecte de produits d'origine animale) à différents métaux. Bien que Snyder et O'Connor (2013) estiment les

²⁷ Les valeurs d'IR supérieures à 0,1, observés dans les tableaux 7 et 8, s'expliquent par l'usage de taux d'épandage extrêmes (jusqu'à 228 Mg m.s./ha-an) et de taux d'ingestion prudents dans le cas de Prosser et de Sibley (2015a), par une estimation de l'exposition liée à un comportement pica par Snyder et O'Connor (2013), par l'épandage de biosolides hors catégories par Lopes, Herva, Franco-Uria et Roca (2011) et par l'épandage de biosolides à des taux supérieurs à ceux admis au Québec (Cao et Ikeda, 2000).

²⁸ Une recension non systématique de la littérature grise a été effectuée dans le cadre du présent travail. Les données issues de cette littérature visaient à soutenir le cadre réglementaire de l'épandage de MRF (U.S. EPA, 1992a), d'en valider la capacité à protéger la santé humaine (Fouchécourt et Beausoleil, 2001; U.S. EPA, 2002) et de déterminer des priorités de recherche (INERIS, 2014).

risques associés à neuf voies, leurs résultats sont présentés séparément, et le risque global d'exposition au TCC n'est pas indiqué. Dans la littérature grise, les évaluations de l'impact sanitaire des métaux et des composés organiques (Fouchécourt et Beausoleil, 2001; U.S. EPA, 2003b; INERIS, 2014) ont favorisé l'élaboration de méthodologies qui permettent d'obtenir des estimations de risque résultant d'expositions multivoies. Selon certaines études, il semble que le cadmium ainsi que les dioxines et les furanes pourraient potentiellement soulever des questions d'ordre sanitaire (Fouchécourt et Beausoleil, 2001; U.S. EPA, 2003b). Par exemple, le risque non cancérogène pourrait excéder légèrement la valeur repère de 1 pour le cadmium, dans le cas des biosolides dont la concentration correspond au critère C2²⁹ au Québec – IR = 1,18 pour les jeunes enfants (Fouchécourt et Beausoleil, 2001). Il est toutefois important de préciser que les scénarios d'exposition proposés par cette étude étaient très prudents et qu'une telle situation extrême a très peu de chances de se produire dans la réalité.

En plus d'avoir considéré l'exposition multivoie, l'INERIS (2014), qui a réalisé une importante étude en France, a évalué quantitativement ou qualitativement³⁰ des dizaines de produits pharmaceutiques, dont plusieurs sont absents de la littérature scientifique. Selon les estimations fournies, le risque pour chacune des substances non cancérogènes présentes dans les boues serait négligeable (IR < 1). Le risque relié aux substances cancérogènes est également jugé faible, puisque les excès de cas de cancer estimés sont sous la limite considérée comme acceptable par l'INERIS (10⁻⁵) et sous la valeur seuil utilisée au Québec (10⁻⁶) pour tous les scénarios d'exposition pour la population générale, les populations riveraines et les agriculteurs (INERIS, 2014).

Finalement, mis à part la prise en compte des enfants dans certains scénarios et des personnes âgées dans l'étude de Fouchécourt et Beausoleil (2001), les risques pour les populations vulnérables sont peu évalués. Aussi, les femmes enceintes n'ont pas fait l'objet d'une attention particulière, et ce, tant dans la littérature scientifique que dans la littérature grise.

Transférabilité au contexte québécois

La majorité des publications recensées estiment que les risques chimiques associés à l'épandage de biosolides sont sous les seuils de risque, et ce, même lorsque leur contenu dépasse bien souvent les concentrations permises au Québec (tableaux 6 et 7).

Les quelques études qui notent des valeurs de risque supérieures au seuil jugé acceptable traitent de la consommation d'aliments d'origine végétale et animale. Si l'ingestion d'une grande proportion d'aliments contaminés pouvait contribuer à l'exposition des populations et aux risques potentiels pouvant en découler, il importe de rappeler que les concentrations des contaminants employées dans ces publications sont supérieures aux normes C2 et que les taux d'épandage considérés sont également plus importants que ce qui est permis par la réglementation québécoise. Au Québec, seul l'épandage de biosolides certifiés par le BNQ est permis pour fertiliser des cultures vouées à l'alimentation humaine. Or, les critères chimiques pour ces boues correspondent au critère C2 (voir le tableau 1 de la sous-section 3.3.3). Ceci dit, il semble qu'il n'y ait actuellement pas d'utilisation de biosolides certifiés par le BNQ sur des cultures vivrières au Québec, notamment en raison de l'acceptabilité sociale ou encore de l'interdiction par certaines normes volontaires de producteurs maraîchers (M. Hébert, 2015, communication personnelle).

²⁹ Les teneurs limites propres à la catégorie C2 de la législation en vigueur au Québec sont présentées au tableau 1 de la sous-section 3.3.3.

³⁰ Sur les 33 substances pharmaceutiques évaluées par l'INERIS, 27 ne disposent pas de VTR. Dans ces cas, le risque ne pouvant pas être évalué de manière quantitative, il a fait l'objet d'une analyse qualitative à l'aide d'une approche basée sur la posologie, l'exposition potentielle et la toxicité.

Il est important de mentionner qu'à l'exception des PCDD/PCDF, il n'existe pas de normes québécoises pour les contaminants organiques évalués par les auteurs des études scientifiques retenues. Conséquemment, il est difficile de juger de la transposabilité des risques qui leur sont associés au contexte québécois.

Conclusion sur les évaluations du risque chimique

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 estiment que ce risque est inférieur aux seuils de risque généralement admis comme acceptables, et les quelques publications qui jugent que les risques chimiques ne peuvent être exclus ont recours à des scénarios d'exposition peu réalistes et vraisemblablement peu probables au Québec. Il importe toutefois de souligner que l'approche d'évaluation du risque comprend des incertitudes et que plusieurs lacunes dans les 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 à propos des risques chimiques associés à l'utilisation de biosolides dans un contexte agricole.

5.2.2 ÉVALUATION DES RISQUES INFECTIEUX ASSOCIÉS À L'ÉPANDAGE DE BIOSOLIDES

Treize évaluations du risque infectieux ont été recensées dans la littérature scientifique³¹. Elles considèrent l'exposition des populations à plusieurs types d'agents microbiens (bactéries, virus et parasites), selon divers scénarios et voies d'exposition. Tout comme cela a été le cas pour les risques chimiques, la présente sous-section résume les principaux cadres méthodologiques utilisés par les auteurs pour estimer l'exposition des populations aux microorganismes pathogènes. Par ailleurs, cette sous-section présente leur appréciation des risques et les facteurs qui font passer le risque au-dessus du seuil jugé acceptable. La qualité des données recensées, les lacunes en ce qui a trait aux connaissances ainsi que la transférabilité au contexte québécois sont aussi discutées.

Estimation de l'exposition

À l'instar des études sur les risques chimiques, les différents auteurs ont estimé l'exposition de la population aux agents microbiens en ayant recours à des concentrations établies dans d'autres études scientifiques. Par exemple, Dowd *et al.* (2000) de même que Brooks *et al.* (2012) ont sélectionné les valeurs supérieures des plages de concentrations de biosolides indiquées dans leur revue de la littérature. D'autres auteurs ont plutôt procédé à un exercice théorique en utilisant des valeurs égales ou supérieures aux normes ou aux recommandations en vigueur (Navarro *et al.*, 2009). Einseberg *et al.* (2008) et Westrell *et al.* (2004) ont, quant à eux, retenu des concentrations mesurées dans des biosolides non traités, élaboré divers scénarios de réduction de la charge microbienne ou simulé les processus de traitement des eaux usées, qui mènent à la formation des biosolides.

³¹ Les publications sont résumées dans l'annexe 2 (tableau 4).

La majorité des auteurs ont généralement considéré le contenu en microorganismes pathogènes de biosolides de catégorie P2³² ou de boues qui s'y apparentent (voir le tableau 10). Les biosolides de catégorie P1³³ ont également fait l'objet des évaluations d'Eisenberg *et al.* (2008); de Navarro *et al.* (2009) et de Gerba *et al.* (2008), avec la particularité que ces auteurs ont considéré l'impact d'une recroissance des agents pathogènes comme les salmonelles en raison de mauvaises conditions d'entreposage des boues préalablement séchées.

En ce qui concerne les publications analysées, les biosolides étaient entreposés ou épandus sur des terres dédiées aux cultures maraîchères ou au pâturage, et ce, à des taux qui varient de 2,5 à 22,5 Mg m.s./ha-an. Les fréquences d'application des boues municipales varient de 1 à 6 fois par année. Il faut rappeler qu'au Québec il est rare que plus d'une application soit faite au cours d'une même année, notamment parce que les contenus en phosphore des boues sont trop importants pour les besoins agronomiques. Contrairement aux auteurs ayant évalué les risques chimiques, aucun auteur n'a évalué les risques infectieux associés à des épandages répétés pendant plusieurs années. Les auteurs expriment d'ailleurs généralement les risques sur une base annuelle.

Pour estimer les doses d'exposition, les concentrations résiduelles d'agents pathogènes estimées dans les différents milieux (air, sol, eau, aliments) sont combinées à des scénarios d'exposition populationnelle (taux d'inhalation ou d'ingestion) se trouvant dans la littérature. À ce propos, la plupart des auteurs ont eu recours à des taux de contact moyens, mais quelques-uns ont retenu des valeurs supérieures à la moyenne (Westrell *et al.*, 2004; Navarro *et al.*, 2009).

Appréciation du risque

Comme cela est décrit dans l'annexe 2, le risque infectieux est estimé grâce à la connaissance de la relation dose-réponse, laquelle évalue le risque d'une réponse donnée (une infection par exemple) à une dose connue d'un agent pathogène. Les modèles dose-réponse sont des fonctions mathématiques qui décrivent cette relation pour un agent pathogène spécifique (ex. : *Escherichia coli*) selon une voie de transmission donnée (ex. : orale) et pour un hôte donné (ex. : humain).

La revue de la littérature a permis de colliger les études portant sur les risques d'infections virales, bactériennes ou parasitaires associées à l'inhalation, à l'ingestion directe de biosolides, à l'ingestion de sols amendés ou à la consommation d'eau ou d'aliments contaminés. Le tableau 10 présente les valeurs du risque infectieux estimées dans la littérature scientifique. Tout comme pour les évaluations du risque chimique, la plupart des publications présentent une étendue de valeurs de risque plutôt qu'une valeur unique, puisqu'elles font varier plusieurs paramètres dans leurs scénarios d'exposition (lesquels sont spécifiés dans le tableau 10). Tous les auteurs des publications en lien avec les contaminants microbiens ont comparé les risques infectieux à la valeur seuil de 1×10^{-4} (soit un cas d'infection/10 000 personnes) généralement considérée comme acceptable par les organismes sanitaires (Macler et Regli, 1993 cité dans Fewtrell *et al.*, 2001).

Les estimations du risque varient grandement, et la majorité des étendues vont d'une absence de cas à un risque élevé d'infection (résultats mis en gras dans le tableau 10). D'un côté, les auteurs qui ont évalué les risques d'infection associés à l'ingestion directe de biosolides (sans incorporation au sol) jugent, de manière unanime, qu'ils sont élevés. En effet, l'ensemble des valeurs des étendues de

³² Comme cela est précisé précédemment, le contenu microbien des biosolides de catégorie P2 est comparable à celui des boues de la classe B américaine (voir le tableau 2 de la sous-section 3.3.3).

³³ Le contenu microbien des biosolides P1 est comparable à celui des boues de la classe A américaine (voir la sous-section 3.3.2).

risque est supérieur à la valeur seuil (Eisenberg *et al.*, 2008; Gerba *et al.*, 2002; Gerba *et al.*, 2008; Westrell *et al.*, 2004). Parallèlement, quelques résultats rapportés dans la littérature suggèrent une absence de risque d'infection dans certaines conditions. Pour ces études, les étendues de risque sont complètement sous la valeur seuil de 10^{-4} . Cela est le cas pour les risques liés à l'inhalation rapportés par Brooks *et al.* (2012); Brooks *et al.* (2005a); Brooks *et al.* (2004); Eisenberg *et al.* (2008) et Viau *et al.* (2011). Une absence de risque est également soulignée par Gale (2005) et Westrell *et al.* (2004) qui se sont penchés sur l'ingestion d'aliments. Enfin, Gerba *et al.* (2008) estiment que le risque infectieux lié à l'ingestion de sol est négligeable.

Les autres étendues de risque rapportées pour l'ingestion de sols amendés, ainsi que celles publiées pour l'inhalation de bioaérosols, l'ingestion d'aliments ou encore l'ingestion d'eau (évaluée dans une seule étude) comportent toutes le seuil repère de 10^{-4} .

Il convient de rappeler que la comparaison des différentes publications recensées ici est complexe. En effet, chacune de ces publications estime des valeurs de risque selon des paramètres et des scénarios d'exposition différents et variables. Ceci dit, en portant attention aux facteurs qui expliquent les étendues de risque mentionnées dans la littérature, il est possible de déterminer les principaux paramètres qui, d'après la littérature, expliquent les valeurs de risque supérieures au seuil acceptable (10^{-4}). Ces facteurs sont présentés et discutés dans les prochaines pages.

Tableau 10 Estimations du risque infectieux rapportées, selon le type de biosolides étudié et les voies d'exposition considérées

Études	Type de pathogènes inclus	Classification des biosolides ^a	Voies d'exposition ^b	Étendue des paramètres	Estimation du risque infectieux ^c
Brooks <i>et al.</i> (2012)	Bactéries (<i>Campylobacter jejuni</i> , <i>E. coli</i> O157:H7, <i>Listeria monocytogenes</i> , <i>Salmonella spp.</i>)	P2	INH	Concentration : [8,3 x 10 ⁻¹ – 1,1 x 10 ⁴] unité/g bs	[4,0 x 10 ⁻¹⁰ – 2,0 x 10 ⁻⁷]
			ING _{sol}	Concentration : [8,3 x 10 ⁻¹ – 1,1 x 10 ⁴] unité/g bs Taux d'ingestion (480 mg ou 5 g) Période de décroissance (7 jours – > 12 mois)	[< 9,0 X 10 ⁻¹² – 3,0 x 10 ⁻²]
			ING _{alim} ^d	Concentration : [8,3 x 10 ⁻¹ – 1,1 x 10 ⁴] unité/g bs Période de décroissance : 1 jour – > 14 mois	[<6 X 10 ⁻¹³ – 3,0 x 10 ⁻⁴]
	Virus (adénovirus, entérovirus, norovirus)		INH	Concentration : [1,0 x 10 ⁻¹ – 3,0 x 10 ³] unité/g bs	[1,0 x 10 ⁻⁹ – 1,0 x 10 ⁻⁴]
			ING _{sol}	Concentration : [1,0 x 10 ⁻¹ – 3,0 x 10 ³] unité/g bs Taux d'ingestion (480 mg ou 5 g) Période de décroissance (1 – > 12 mois)	[< 9,0 X 10 ⁻¹² – 3,0 x 10 ⁻¹]
			ING _{alim} ^d	Concentration : [1,0 x 10 ⁻¹ – 3,0 x 10 ³] unité/g bs Période de décroissance : 1 jour – > 14 mois	[< 6 X 10 ⁻¹³ – 1,0 x 10 ⁰]
	Parasite (<i>Cryptosporidium parvum</i>)		ING _{sol}	Concentration : [7,4 x 10 ⁻² – 6,7 x 10 ⁰] unité/g bs Taux d'ingestion (480 mg ou 5 g) Période de décroissance (1 – > 12 mois)	[< 9,0 X 10 ⁻¹² – 3,0 x 10 ⁻⁴]
			ING _{alim} ^d	Concentration : [7,4 x 10 ⁻² – 6,7 x 10 ⁰] unité/g bs Période de décroissance : 1 jour – > 14 mois	[<6 X 10 ⁻¹³ – 5,0 x 10 ⁻³]

Tableau 10 Estimations du risque infectieux rapportées, selon le type de biosolides étudié et les voies d'exposition considérées (suite)

Études	Type de pathogènes inclus	Classification des biosolides ^a	Voies d'exposition ^b	Étendue des paramètres	Estimation du risque infectieux ^c
Brooks <i>et al.</i> (2005a)	Virus (virus Coxsackie A21)	P2	INH	Concentration : [0,1 – 10] virus/g bs Distance : [30,5 – 1 000] m Durée de l'exposition : [1 – 8] h	[2,6 x 10 ⁻¹⁰ – 7,2 x 10 ⁻⁵]
Brooks <i>et al.</i> (2005b)	Bactéries (<i>Salmonella spp.</i>)	P2	INH	Concentration : [0,1 – 10] unité/g bs Distance : [30,5 – 1 000] m Durée de l'exposition : [1 – 8] h	[0 – 3,8 x 10 ⁻⁴]
	Virus (virus Coxsackie A21)		INH	Concentration : [0,1 – 10] unité/g bs Distance : [30,5 – 1 000] m Durée de l'exposition : [1 – 8] h	[0 – 1,3 x 10 ⁻⁴]
Brooks <i>et al.</i> (2004)	Virus (virus Coxsackie B3)	P2 ^e	INH	–	1,5 x 10 ⁻⁵
Dowd <i>et al.</i> (2000)	Bactéries (<i>Salmonella Typhi</i>)	P2 ^e	INH	Distance : [100 – 10 000] m Vitesse du vent : [2 – 20] m/s	[5,5 x 10 ⁻⁷ – 6,0 x 10 ⁻¹]
	Virus (virus Coxsackie B3)		INH	Distance : [100 – 10 000] m Vitesse du vent : [2 – 20] m/s	[2,7 x 10 ⁻¹⁵ – 1 x 10 ⁰]
Eisenberg <i>et al.</i> (2008)	Virus (rotavirus)	P1	INH	Distance : [30 – 250] m Vitesse du vent : [2 – 10] m/s	6,0 x 10 ⁻⁶ – 7,0 x 10 ⁻⁵
			ING	Concentration (non spécifiée)	[1,0 x 10 ⁻³ – 2,0 x 10 ⁻⁴]
			ING _{eau}	Sol poreux, sol saturé (5 à 30 m) ou non saturé (0,25 à 0,5 m)	[6,0 x 10 ⁻⁹ – 2,0 x 10 ⁻²]
Gale (2005)	Bactéries (<i>Salmonelles, Campylobacter jejuni, E. coli O157, Listeria monocytogenes</i>)	P2 ^e	ING _{alim}	–	[7,5 x 10 ⁻¹¹ – 5,5 x 10 ⁻⁷]
	Virus (rotavirus)		ING _{alim}	–	1,8 x 10 ⁻⁹
	Parasites (<i>Cryptosporidium parvum, Giardia</i>)		ING _{alim}	–	[4,2 x 10 ⁻⁷ – 4,3 x 10 ⁻⁵]

Tableau 10 Estimations du risque infectieux rapportées, selon le type de biosolides étudié et les voies d'exposition considérées (suite)

Études	Type de pathogènes inclus	Classification des biosolides ^a	Voies d'exposition ^b	Étendue des paramètres	Estimation du risque infectieux ^c
Gerba <i>et al.</i> (2002)	Virus (rotavirus, Échovirus 12)	P2	ING	Taux d'ingestion : [50 – 480] mg Durée de l'exposition : [1 – 10] j	[1,2 x 10 ⁻³ – 2,1 x 10 ⁻¹]
			ING _{sol}	Taux d'ingestion : [50 – 480] mg Durée de l'exposition : [1 – 10] j	[2,6 x 10 ⁻⁷ – 8,2 x 10 ⁻⁴]
Gerba <i>et al.</i> (2008)	Bactérie (<i>Salmonella</i>)	HC ^f	INH	Concentration : [10 – 10 000] unité/g bs Distance : [30 à 100] m	[4,0 x 10 ⁻⁵ – 6,0 x 10 ⁻¹]
			ING	Taux d'ingestion : [50 – 480] mg	[6,0 x 10 ⁻¹ – 8,0 x 10 ⁻¹]
			ING _{sol}	Taux d'ingestion : [50 – 480] mg	[5,4 x 10 ⁻³ – 2,6 x 10 ⁻¹]
		P2	INH	Concentration : [0,1 – 10] unité/g bs Distance : [30 à 100] m	[4,0 x 10 ⁻⁷ – 4,0 x 10 ⁻⁹]
			ING	Taux d'ingestion : [50 – 480] mg	[5,7 x 10 ⁻⁴ – 5,4 x 10 ⁻³]
			ING _{sol}	Taux d'ingestion : [50 – 480] mg	[5,7 x 10 ⁻⁶ – 5,5 x 10 ⁻⁵]
Kumar <i>et al.</i> (2012)	Virus (Échovirus 12, entérovirus 68-71, adénovirus, rotavirus)	P2	ING _{sol}	Concentration : [1,4 x 10 ³ – 2,0 x 10 ⁸] unité/g bs et [4,2 – 6,6 x 10 ³] unité/4 g bs Taux d'ingestion : [50 – 480] mg	[4,6 x 10 ⁻⁶ – 1,0]
Navarro <i>et al.</i> (2009)	Parasite (helminthe)	P1	ING _{alim}	Concentration : [0,25 – 1] unité/g bs Taux ingestion d'aliments : [28 – 270] g/jour	[9,0 x 10 ⁻⁵ – 1,5 x 10 ⁻²]

Tableau 10 Estimations du risque infectieux rapportées, selon le type de biosolides étudié et les voies d'exposition considérées (suite)

Études	Type de pathogènes inclus	Classification des biosolides ^a	Voies d'exposition ^b	Étendue des paramètres	Estimation du risque infectieux ^c
Viau <i>et al.</i> (2011)	Bactérie (<i>Salmonella spp.</i>)	P2	INH	Distance : [5 – 165] m Concentrations (valeurs des paramètres non spécifiées)	[1,0 x 10 ⁻¹¹ – 9,0 x 10 ⁻⁵]
	Virus (entérovirus, adénovirus, norovirus)		INH		[1,0 x 10 ⁻⁸ – 1,0 x 10 ⁻¹]
Westrell <i>et al.</i> (2004)	Bactérie <i>Escherichia coli</i> entérohémorragique (EHEC, <i>Samonella</i>)	P2 ^e	ING	Espèces considérées	[6,0 x 10 ⁻⁴ – 1,0 x 10 ⁻²]
			ING _{alim}		[9,0 x 10 ⁻⁸ – 2,0 x 10 ⁻⁶]
	ING		Espèces considérées	[4,0 x 10 ⁻¹ – 9,0 x 10 ⁻¹]	
	ING _{alim}			[2,0 x 10 ⁻⁴ – 4,0 x 10 ⁻⁴]	
	Virus (rotavirus, adénovirus)		ING	Espèces considérées	[6,0 x 10 ⁻³ – 2,0 x 10 ⁻²]
			ING _{alim}		[2,0 x 10 ⁻⁶ – 9,0 x 10 ⁻⁶]
Parasites (<i>Giardia</i> , <i>Cryptosporidium</i>)	ING	Espèces considérées	[6,0 x 10 ⁻³ – 2,0 x 10 ⁻²]		
	ING _{alim}		[2,0 x 10 ⁻⁶ – 9,0 x 10 ⁻⁶]		

- ^a Cette classification considère la concentration de microorganismes pathogènes contenus dans les biosolides ou le traitement ayant généré les biosolides, et la compare à la réglementation québécoise (voir le tableau 2 de la sous-section 3.3.3). Il importe de rappeler que les virus ne sont pas inclus dans la caractérisation des biosolides au Québec.
- ^b Les voies d'exposition sont les suivantes : inhalation de bioaérosols (INH), ingestion de biosolides (ING), ingestion de sol (ING_{sol}), ingestion d'eau (ING_{eau}), ingestion d'aliments (ING_{alim}).
- ^c Les intervalles de risque comprennent l'ensemble des valeurs proposées par les auteurs lorsque ces derniers ont fait varier leurs scénarios d'exposition (facteurs). Sont mises en gras les valeurs de risque, qui dépassent le seuil décrit dans le texte, soit un risque infectieux > 1 x 10⁻⁴ ou un cas d'infection sur 10 000 personnes exposées.
- ^d Ce scénario comprend, en plus de la consommation d'aliments cultivés sur des sols amendés avec des biosolides, l'ingestion de végétaux contaminés par un dépôt accidentel de sol contaminé ou à la suite d'un ruissellement d'eau contaminée par des biosolides en raison de précipitations importantes.
- ^e Biosolides qui s'apparentent aux biosolides de catégorie P2 (ou de la classe B américaine). Comme le type de biosolides n'est pas spécifié par les auteurs de l'article, la classification est réalisée sur la base de la description du traitement des boues ou à partir des données sur les concentrations de microorganismes.
- ^f Biosolides de catégorie P1 ayant subi une recroissance bactérienne lors de l'entreposage et dont les concentrations dépassent largement celles des biosolides de la catégorie P2.

Facteurs qui influencent le risque infectieux dans les études répertoriées

Le risque infectieux est, comme le risque chimique, influencé par des facteurs qui modulent les paramètres clés que sont la concentration des microorganismes dans les biosolides, la concentration dans le milieu et le scénario d'exposition. La grande variabilité des résultats recensés dans la littérature s'explique notamment par l'effet de ces facteurs sur les estimations du risque. Le tableau 11 présente les paramètres qui expliquent les dépassements de plusieurs de ces estimations au-dessus du seuil de risque).

Concentrations des microorganismes dans le biosolide

La concentration de microorganismes dans les biosolides est influencée, notamment, par le contenu de l'effluent d'origine et le type de traitements des eaux usées (chapitre 4). Il s'agit d'un facteur particulièrement important, puisqu'il influence directement l'estimation des doses d'exposition issues des différentes sources d'exposition. Or, Kumar *et al.* (2012) soulignent que la méthode analytique employée pour quantifier les microorganismes a une incidence majeure sur les valeurs de risque estimées pour un même scénario d'exposition. Leurs calculs de risque, réalisés avec des données de concentrations virales obtenues à l'aide de méthodes de quantification différentes, varient grandement (de plusieurs log ou ordres de grandeur).

Concentrations des microorganismes dans le milieu

Les principaux déterminants de la concentration des agents microbiens dans le milieu sont leur dilution et leur survie (Brooks *et al.* 2012). La discussion sur certains facteurs présentés ci-dessous permet de mieux comprendre l'importance de ces déterminants.

Incorporation des biosolides dans le sol

En ce qui concerne les biosolides de catégorie P2, ou ceux de catégorie P1 mal entreposés et pour lesquels il existe un risque de recroissance, l'ingestion de biosolides « purs », lorsqu'ils sont entreposés ou épandus mais non incorporés au sol, engendre des risques infectieux. En revanche, lorsque les biosolides de catégorie P2 sont incorporés aux premiers centimètres de sol, par l'application d'un facteur de dilution (ex. : 1/100), les risques associés à l'ingestion de sols amendés, bien qu'ils soient présents, sont beaucoup plus faibles (Gerba *et al.*, 2008 – voir le tableau 10).

Survie des microorganismes pathogènes

Outre la dilution des biosolides par leur incorporation au sol, le délai entre l'application et l'exposition réduit grandement le risque associé à l'ingestion de sol en raison de la diminution du nombre de microorganismes pathogènes. Brooks *et al.* (2012) ont, par exemple, employé un modèle qui tient compte de taux de décroissance propres aux virus, aux bactéries et aux parasites. Les auteurs expriment ainsi leurs estimations de risque en fonction de différentes périodes entre l'épandage et le contact de la population avec le sol concerné, allant de quelques jours à plus de 14 mois. Selon eux, l'impact de cette variable influence largement les concentrations des microorganismes pathogènes viables et, conséquemment, les risques. Selon le type de microorganismes, ceux-ci diminuent d'un ou de deux log, de sept jours à un mois suivant l'application. Dans le cas des parasites et de la plupart des bactéries, les risques liés à l'ingestion de sols amendés sont négligeables (inférieurs à 10^{-4}) au-delà d'un mois (8×10^{-11} à 3×10^{-8}), alors que les infections virales sont plutôt négligeables après 4 mois (3×10^{-11} à 9×10^{-8}).

La survie des agents pathogènes dans l'environnement influence aussi le risque lié à la consommation d'aliments. En effet, le délai entre l'épandage et la cueillette des aliments diminue le risque d'infection (Gale, 2005; Brooks *et al.*, 2012). Selon Brooks *et al.* (2012), le risque infectieux lié aux bactéries serait inférieur à 10^{-4} lorsqu'un délai d'un mois sépare l'épandage de boues de catégorie P2 sur des cultures maraîchères et la cueillette des aliments. Cependant, il semble que plus de 4 mois soient nécessaires pour diminuer le risque d'infections virales et parasitaires sous ce seuil (Brooks *et al.*, 2012). En ce qui a trait aux risques associés au contact accidentel de boues d'épuration avec des eaux d'irrigation de cultures, Brooks *et al.* (2012) évaluent que les risques d'infections bactériennes sont inférieurs à 10^{-4} après 7 jours, alors que 30 jours ou plus sont nécessaires pour minimiser le risque lié aux virus et aux parasites. La question de la contamination des eaux d'irrigation par des biosolides, évaluée uniquement par Brooks *et al.* (2012), sera aussi discutée dans le chapitre 6 qui présente les risques comparatifs des biosolides et des fumiers.

Le phénomène de recroissance des microorganismes pathogènes contribue à augmenter les risques infectieux. Dans les cas d'ingestion de sol contaminé, les valeurs de risque correspondantes dépassent toujours la valeur seuil de 10^{-4} . Gerba *et al.* (2008) ont étudié les risques associés à la recroissance de salmonelles dans des biosolides. Leur analyse comparative a été réalisée sur la base de données de concentration de biosolides de catégorie P2 et de celles attendues dans des boues de catégorie P1 stockées dans des conditions anaérobies ayant contribué à une recroissance des microorganismes pathogènes. La concentration évaluée par les auteurs pour estimer le risque d'infection dans les biosolides de catégorie P1 ayant subi une recroissance microbienne était 10 000 fois plus importante que celle utilisée pour les biosolides de catégorie P2. En outre, les auteurs ont employé des paramètres d'exposition identiques (ex. : taux d'application des biosolides, taux d'ingestion, etc.). Il en résulte des risques annuels d'infection associés à certains biosolides de catégorie P1 avec recroissance, qui varient de $5,4 \times 10^{-3}$ à 8×10^{-1} . En comparaison, les mêmes risques, applicables aux biosolides de catégorie P2, s'échelonnent de $5,7 \times 10^{-6}$ à $5,5 \times 10^{-3}$. Afin d'éviter la recroissance, les travaux de Gerba *et al.* (2008) soulignent l'importance d'entreposer les biosolides séchés dans des conditions adéquates avant leur épandage en maintenant, par exemple, un taux d'humidité relative en deçà de 20 %.

Phénomène d'aérosolisation et influence de la distance

Plusieurs études ont évalué le risque découlant de l'inhalation d'agents infectieux (tableau 11). Les risques sanitaires découlant de l'exposition par inhalation sont principalement attribuables au phénomène d'aérosolisation des particules, lequel peut résulter des activités d'épandage ou de l'érosion éolienne naturelle des sols une fois les biosolides épandus. Les études qui ont évalué cette voie d'exposition obtiennent des valeurs de risque, qui varient grandement et dont l'étendue est très large (soit de 1×10^{-12} à 1,0). Cependant, les résultats de ces études démontrent que le risque diminue lorsque la distance entre la population exposée et la source d'exposition aux biosolides augmente. À cet effet, la grande majorité des risques annuels d'infection virale (entérovirus, adénovirus, rotavirus, norovirus) et bactérienne (genres *Salmonella*, *Listeria* et *Campylobacter*) sont inférieurs au seuil jugé acceptable de 10^{-4} à l'extérieur d'un rayon de 165 m (Dowd *et al.*, 2000; Brooks *et al.*, 2012, Brooks *et al.* 2005a; Brooks *et al.* 2005b; Brooks *et al.*, 2004; Viau *et al.*, 2011; Eisenberg *et al.*, 2008; Gerba *et al.*, 2008). Des auteurs suggèrent même qu'une distance de 30,5 m entraîne des risques d'infection inférieurs à 10^{-4} (Brooks *et al.*, 2005a; Brooks *et al.*, 2005b; Eisenberg *et al.*, 2008).

Trois résultats divergent de cette tendance. Tout d'abord, Dowd *et al.* (2000), présentent des risques associés aux entérovirus supérieurs à 10^{-4} à 1 000 m de la source d'exposition. Cependant, d'après Brooks *et al.* (2004), ces auteurs auraient eu recours à une valeur erronée dans leurs calculs du risque d'infection virale. Après correction, les risques d'infection seraient 1 000 fois plus faibles que

ceux initialement estimés par Dowd *et al.* (2000) et se trouveraient sous le seuil acceptable de 10^{-4} . Ensuite, Dowd *et al.* (2000) obtiennent aussi des valeurs de risque élevées pour ce qui est de l'infection par la bactérie *Salmonella*, soit de 10^{-3} à 10^{-1} de 100 m à 10 km du site d'épandage³⁴. Les auteurs préviennent toutefois que leur scénario représente le pire cas d'exposition. D'ailleurs, deux publications indiquent des estimations de risque d'infection par *Salmonella* bien en deçà de celles obtenues par Dowd *et al.* (2000). Brooks *et al.* (2005b) soulignent effectivement une absence de risque (c'est-à-dire un risque d'une valeur nulle) lorsque la population se situe à 500 m ou plus d'un champ traité par les biosolides, alors que Viau *et al.* (2011) évaluent un risque médian inférieur à 10^{-8} à une distance de 165 m. Enfin, la dernière valeur de risque discordante par rapport à une distance de 165 m provient de Viau *et al.* (2011) qui estiment en effet des risques supérieurs à 10^{-4} pour les personnes exposées aux norovirus à l'intérieur d'un rayon allant jusqu'à 1 km du site d'épandage, avec un maximum de 10^{-1} à 165 m. Cette dernière estimation du risque est environ 5×10^4 fois plus élevée que celle obtenue par Brooks *et al.* (2012) pour une exposition à cette même souche virale à une distance de 100 m de la source.

Nature des sols et distance des sources d'eau

Les résultats publiés par Eisenberg *et al.* (2008) mettent en évidence le fait que la nature du sol influence grandement le risque d'infection, puisqu'elle module les phénomènes de dilution et de survie des microorganismes pathogènes. En effet, ces auteurs constatent qu'un substrat géologique non poreux (ex. : roche fracturée) facilite l'accès à l'eau des rotavirus. Dans ces conditions, les microorganismes pathogènes atteignent les sources hydriques sans véritable entrave, et cet accès quasi direct aux puits représente le scénario le plus risqué pour la santé humaine (c'est-à-dire que ce scénario correspond à un risque de 1×10^{-1}). Par contre, les auteurs notent que, lorsque ces surfaces non poreuses sont couvertes de sols saturés en eau, le risque diminue. Eisenberg *et al.* (2008) suggèrent également que les risques d'infection sont faibles lorsque la nappe se situe en deçà de 15 m de sol, et ce, peu importe la nature du sol. Il s'agit toutefois de la seule étude ayant évalué le risque en lien avec la consommation d'eau contaminée par des microorganismes provenant de l'épandage de biosolides.

Scénarios d'exposition de la population

Le comportement pica³⁵ est un facteur qui peut accroître considérablement le risque lié à l'ingestion de sol. Alors que les auteurs ont généralement utilisé des taux associés à l'ingestion accidentelle de sol³⁶, Brooks *et al.* (2012) et Westrell *et al.* (2004) ont considéré l'impact de l'ingestion de quantités importantes de sols parfois observée chez de jeunes enfants (comportement pica). Selon Westrell *et al.* (2004), les risques associés à l'ingestion unique de 5 g de sol par un enfant sont supérieurs au niveau acceptable (10^{-4}). Ces risques ont été évalués pour un ensemble de microorganismes pathogènes (bactéries, parasites et virus) : les risques d'infection les plus élevés provenaient des virus (respectivement 4×10^{-1} et 9×10^{-1} pour les rotavirus et les adénovirus). Les risques d'infection bactérienne et parasitaire estimés par Westrell *et al.* (2004) sont aussi tous supérieurs à 10^{-4} . La valeur la plus élevée est celle associée à *Escherichia coli* entérohémorragique ou ECEH (1×10^{-2}). Les résultats rapportés par Westrell *et al.* (2004) sont particulièrement élevés en raison de la méthode de calcul des auteurs qui n'intègrent pas la notion d'incorporation dans le sol ni celle de la décroissance

³⁴ Ces risques n'ont pas fait l'objet d'un recalcul de la part de Brooks *et al.* (2004). Les auteurs du présent rapport considèrent donc que les valeurs de risque rapportées par Dowd *et al.* (2000) sont réalistes.

³⁵ Ingestion de quantités importantes de sol parfois observée chez de jeunes enfants, comme cela est décrit précédemment (voir la section 4.3).

³⁶ L'*ingestion accidentelle* désigne le transfert à la bouche de particules de sols présentes à la surface des mains. Les auteurs qui évaluent ce type de contact utilisent des taux d'ingestion qui varient de 25 à 480 mg (Kumar *et al.*, 2012; Gerba *et al.*, 2002; Gerba *et al.*, 2008).

des pathogènes dans le temps comme le font Brooks *et al.* (2012). Selon ces derniers, l'ensemble des risques d'infection par les virus, les bactéries et les parasites pour un enfant ayant un comportement pica (risques évalués à partir d'une ingestion de 5 g de sol) serait inférieur au seuil de 10^{-4} au-delà d'une période de 4 mois de décroissance à la suite de l'application de biosolides.

Les risques infectieux associés à la consommation d'aliments seront aussi plus importants si les taux de consommation employés dans le scénario d'exposition sont prudents ou élevés. Par exemple, Navarro *et al.* (2009) estiment que les risques d'infection dus à la présence d'ascaris, plutôt rares dans les boues au Québec et ailleurs en Amérique du Nord, varient de $9,0 \times 10^{-5}$ à $5,9 \times 10^{-4}$ lorsque la consommation de carottes passe de 28 à 183 g/jour³⁷. L'impact de la consommation est aussi illustré par la comparaison des résultats des évaluations de Brooks *et al.* (2012) et de Gale (2005). Même si ces deux groupes d'auteurs ont appliqué une démarche similaire, les risques évalués par Brooks *et al.* (2012) sont de plusieurs log supérieurs à ceux évalués par Gale (2005). Ceci s'explique, entre autres choses, par le fait que Brooks *et al.* (2012) considèrent l'ensemble de la consommation journalière de fruits et de légumes (284 g), alors que Gale (2005) utilise plutôt la quantité ingérée applicable aux légumes racines uniquement (70 g). De plus, Brooks *et al.* (2012) formulent l'hypothèse que 100 % des aliments consommés par la population croissent sur des terres amendées avec des biosolides, alors que le scénario d'exposition de Gale (2005) présume que seuls 50 % des végétaux ont été cultivés sur ces mêmes sols.

Cette dernière comparaison illustre bien que la proportion d'aliments provenant de cultures vivrières issues de sols sur lesquels des biosolides ont été appliqués est aussi un déterminant particulièrement important, à l'instar des risques chimiques (voir la sous-section 5.2.1). Dans les publications qui évaluent les risques liés à l'ingestion d'aliments contaminés, on distingue les utilisateurs de biosolides (particuliers ou fermiers) et les populations rurales riveraines de champs amendés pour lesquelles la majeure partie de l'alimentation provient de cultures en contact avec des sols sur lesquels des biosolides ont été appliqués (Navarro *et al.*, 2009; Brooks *et al.*, 2012), de la population générale (ex. : population urbaine) qui consomme une faible proportion d'aliments ayant été en contact avec des biosolides (Gale, 2005).

³⁷ Ces valeurs équivalent respectivement au minimum et à la valeur du 95^e centile des taux chez la population étudiée par Navarro *et al.* (2009).

Tableau 11 Facteurs qui engendrent des valeurs supérieures aux seuils de risque 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 au-delà du critère P2 augmentent le risque infectieux au-dessus de 10 ⁻⁴ .
2.	La recroissance de microorganismes dans les biosolides au-delà des critères (HC) 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'infections au-delà du seuil de 10 ⁻⁴ , particulièrement lors de l'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'eau souterraines et générerait des risques supérieurs à 10 ⁻⁴ . Ceci dit, un sol saturé en eau diminue le risque d'infection et, à plus 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 avec des 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 grammes) par les enfants ayant un comportement pica entraîne des risques supérieurs à 10 ⁻⁴ .
8.	Les risques d'infection augmentent en fonction des taux de consommation (ex. : g/j) et de la proportion d'aliments consommés provenant de terres amendées. Les données de la littérature ne permettent toutefois pas de spécifier un taux ou une proportion de consommation « sécuritaire ».

En plus des facteurs énumérés et décrits ci-dessus, le statut immunitaire et la susceptibilité de l'hôte³⁸ ainsi que la pathogénicité du microorganisme influencent également le risque infectieux (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture [FAO], 1999). Ces derniers éléments sont intégrés en tant que paramètres dans la modélisation dose-réponse ou encore sont considérés lors de l'interprétation des résultats de risque.

Qualité des données relatives à l'exposition et à la caractérisation du risque

Les auteurs du présent rapport estiment que la qualité méthodologique de la littérature scientifique sur les risques microbiens est adéquate, puisque les méthodologies employées dans les publications respectent l'approche généralement admise en évaluation du risque infectieux et qu'elles se basent sur des paramètres qui sont plutôt prudents. Elles comportent toutefois des incertitudes propres à l'approche d'évaluation du risque.

La qualité d'une évaluation du risque repose d'abord sur la qualité des données environnementales sur lesquelles elle s'appuie. Idéalement, ces données devraient se baser sur des données de caractérisation réelles et récentes (Gerba *et al.*, 2002; Gerba *et al.*, 2008). À défaut de présenter des mesures expérimentales, certaines évaluations ont recours à des prédictions de concentrations d'agents pathogènes à partir de données issues du contenu des effluents et de l'efficacité du traitement de ces derniers (Eisenberg *et al.*, 2008). L'usage de modèles entraîne une incertitude, mais

³⁸ Ces facteurs sont également mentionnés dans la description du processus d'évaluation du risque microbien de l'annexe 2.

ils sont particulièrement intéressants lorsque les méthodes analytiques ne sont pas assez sensibles, comme c'est souvent le cas pour la détection des microorganismes pathogènes (Gale, 2005). Ainsi, selon Eisenberg *et al.* (2008), l'utilisation de modèles pour prédire le contenu en microorganismes pathogènes d'une boue a l'avantage de permettre la réalisation d'estimations de risque même dans des situations où les concentrations dans des matrices environnementales sont inconnues.

En matière de risque infectieux, il semble y avoir un consensus sur les choix des modèles dose-réponse à utiliser pour estimer le risque à partir de doses de microorganismes pathogènes mesurées ou modélisées. Cette reconnaissance des modèles assure une certaine uniformité entre les études tout en permettant une comparabilité des résultats. Toutefois, la plupart de ces modèles ont été développés à partir de données en lien avec des cas d'éclosions causées par des aliments contaminés, sans liens apparents avec des biosolides. De plus, les relations dose-réponse ne sont pas disponibles pour plusieurs voies d'exposition – par exemple inhalation, voie cutanée (U.S EPA, 2011) – et les auteurs doivent faire des extrapolations, généralement à partir des données pour la voie orale, ce qui ajoute aux incertitudes. Dans certains cas, la littérature ne fournit pas de données sur la caractérisation du risque. Pour évaluer le risque lié à la présence d'ascaris dans les boues, Navarro *et al.* (2009) ont dû élaborer leur propre modèle sur la base de données existantes. Ils ont exploité des données épidémiologiques documentant les cas d'infections survenues chez une population exposée à des œufs d'helminthes présents dans les eaux contaminées utilisées pour irriguer les cultures. Comme le modèle a été employé uniquement pour cette évaluation du risque et n'a pas été validé par d'autres, il est difficile de juger de la qualité des estimations du risque des auteurs.

Ainsi, les incertitudes relatives à l'estimation de l'exposition et celles relatives à la relation dose-réponse auront une influence sur la caractérisation du risque. En d'autres mots, la variance de chacun des paramètres utilisés (ex. : taux d'ingestion, durée de l'exposition) aura un effet sur la valeur finale de l'estimation du risque.

Lacunes dans les connaissances et contributions de la littérature grise

Les risques microbiologiques pour les populations vulnérables (ex. : individus immunosupprimés) n'ont pas fait l'objet d'estimations. De plus, alors que les infections microbiennes peuvent être transmises d'un individu à l'autre et que ce phénomène est susceptible d'augmenter l'incidence d'une maladie dans une population (U.S. EPA, 2011), la transmission secondaire, quoiqu'elle soit probablement marginale, n'a été abordée que dans une seule publication (Eisenberg *et al.*, 2008). Les résultats de cette recherche ne permettent toutefois pas de connaître l'importance du nombre d'infections qui en découlerait.

Les évaluations recensées permettent une certaine compréhension des risques microbiens liés à l'épandage de biosolides, mais elles traitent essentiellement des biosolides de catégorie P2, lesquels contiennent présumément plus d'agents pathogènes que les biosolides de catégorie P1; la littérature scientifique ne fournit qu'une estimation des cas d'infections liés à l'épandage de biosolides de catégorie P1 (Eisenberg *et al.*, 2008). Certes, Gerba *et al.* (2008) évaluent les risques liés à ce dernier type de boues, mais, comme son contenu en microorganismes pathogènes a subi une recroissance en raison de mauvaises conditions d'entreposage avant l'épandage (ex. : conditions anaérobies), les résultats ne peuvent être généralisés.

De plus, Viau *et al.* (2011) notent que certains microorganismes pathogènes, comme les norovirus, ne font pas suffisamment l'objet d'analyses. Selon eux, les évaluations du risque basées sur des indicateurs courants, tels les entérovirus et les salmonelles, sous-estiment la charge infectieuse

totale des biosolides. Par ailleurs, aucune publication n'évalue les risques sanitaires potentiels liés à la présence de microorganismes pathogènes antibiorésistants dans les biosolides.

Il apparaît également nécessaire d'évaluer la capacité des méthodes analytiques à détecter adéquatement les microorganismes pathogènes et ainsi permettre le développement de paramètres assurant des évaluations plus réalistes de l'exposition de la population (Kumar *et al.*, 2012; NRC, 2002).

Aucune des évaluations du risque considérées n'a spécifiquement évalué l'exposition directe par contact cutané. Aussi, un seul groupe d'auteurs traite des risques que pourrait représenter l'irrigation de cultures vivrières avec de l'eau contaminée par des biosolides (Brooks *et al.*, 2012). Les risques associés à cette situation, susceptible de se produire à la suite de précipitations importantes, étaient tout de même faibles selon les auteurs (seul le résultat rapporté pour les adénovirus se rapproche du seuil infectieux acceptable). L'U.S. EPA suggère quand même que cette voie d'exposition soit considérée dans l'évaluation du risque infectieux lorsque la présence d'installations de stockage inadéquates est suspectée.

Enfin, le risque microbien n'a pas fait l'objet de publications d'organismes réglementaires ou gouvernementaux, même s'il existe des lignes directrices proposées à cet effet par l'U.S. EPA (2011). L'objectif de ce dernier document est d'améliorer la planification de futures évaluations du risque en déterminant une cinquantaine de besoins de recherche. Les prochaines évaluations du risque, qui devraient intégrer les récentes lignes directrices de l'U.S. EPA (2011) portant sur le risque infectieux, permettront de mieux préciser ces risques et la relation entre ces différentes variables.

Transférabilité au contexte québécois

D'après les données rapportées dans la littérature scientifique, le risque infectieux associé à l'épandage de biosolides, principalement de catégorie P2, en milieu agricole peut sembler élevé dans certaines situations. De fait, la majorité des intervalles de valeurs publiés comprennent des estimations qui dépassent le seuil jugé acceptable (10^{-4}). Une analyse approfondie des données révèle toutefois que ces risques non négligeables sont généralement associés à des situations d'exposition extrême (ex. : 100 % de l'alimentation issue de cultures fertilisées avec des biosolides classés P2, aucune décroissance des microorganismes considérés), soit des situations peu susceptibles de se produire au Québec. Par exemple, moins de 1 % des terres agricoles québécoises reçoivent des biosolides chaque année, et aucune d'elles n'est vouée à la culture maraîchère (MDDEFP, 2014). Les risques élevés recensés dans la littérature scientifique s'expliquent également par des facteurs qui augmentent le contact des individus avec les pathogènes contenus dans les biosolides (voir le tableau 9). Or, ces facteurs sont majoritairement pris en compte dans la réglementation québécoise, et des pratiques de gestion adéquates sont vraisemblablement suffisantes pour minimiser le risque d'infection. Par exemple, l'épandage de biosolides classés P2 est interdit sur des cultures maraîchères, et les lieux de fertilisation ne sont pas accessibles au public, ce qui limite les risques associés à l'ingestion d'aliments contaminés et ceux associés à l'ingestion de biosolides. À ce propos, davantage de réflexions quant aux pratiques de gestion sont présentées au chapitre 7 du présent document.

Conclusion sur les évaluations du risque infectieux

La littérature révèle que les risques infectieux sont, sous certaines conditions, susceptibles d'être préoccupants. Toutefois, ils peuvent être fortement influencés par plusieurs facteurs (ex. : survie des pathogènes, distance entre la source 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. De plus, les scénarios et les conditions d'exposition décrits dans ces publications sont, dans de nombreux cas, peu représentatifs du contexte d'utilisation au Québec. Il y a lieu de noter que quelques lacunes restent à être comblées en ce qui a trait aux connaissances scientifiques afin de bien comprendre les risques infectieux associés à l'usage agricole des biosolides. Par exemple, les études recensées portent sur un nombre restreint de microorganismes pathogènes. De plus, la relation entre ces microorganismes et les indicateurs n'est pas toujours évidente. Des évaluations sur des agents d'intérêt émergents (ex. : norovirus) ou sur des microbes résistants aux antibiotiques permettraient d'avoir un portrait plus complet des risques. Par ailleurs, le fait qu'on ne connaisse pas le niveau d'immunisation de la population ou encore la pathogénicité des microorganismes étudiés (ex. : *Cryptosporidium*, *Giardia*, etc.) ajoute aux incertitudes. Finalement, les risques liés à la transmission secondaire ne sont pas chiffrés, et peu d'auteurs s'intéressent aux biosolides classés P1.

6 Risques sanitaires pouvant découler de l'épandage des déjections animales : mise en perspective avec les risques liés à l'utilisation de biosolides municipaux

L'utilisation des déjections animales (fumiers solides et liquides, incluant les lisiers) des animaux de ferme peut, au même titre que les biosolides, représenter une source de contaminants chimiques et biologiques. Le présent chapitre compare les risques potentiels découlant de l'utilisation des biosolides comme matière fertilisante avec ceux découlant de l'usage de déjections animales.

L'utilisation de biosolides en milieu agricole reste une pratique marginale par rapport à l'usage des fumiers. En 2000, Charbonneau *et al.* rapportaient un emploi de trente et un millions de tonnes d'engrais de ferme, comparativement à moins d'un million de tonnes pour les MRF d'autres origines, dont les boues municipales. Les données du *Bilan 2012 du recyclage des matières résiduelles fertilisantes* (MDDEFP, 2014) montrent que ces usages ont peu changé durant les 10 dernières années. Dans les faits, environ 50 % des sols agricoles du Québec ont été fertilisés avec du fumier ou du lisier, alors que seulement 0,7 % ont reçu des biosolides municipaux.

La réglementation qui encadre les fumiers vise principalement à protéger les plans d'eau en définissant des règles de stockage et d'épandage des déjections animales afin de limiter les quantités de phosphore et d'azote, notamment dans les zones agricoles en surplus de ces matières (Gouvernement du Québec, 2015c). Par contre, le Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (Gouvernement du Québec, 2015b), qui couvre tant les biosolides que les fumiers, définit des aires de protection immédiate, intermédiaire et éloignée autour des sites de prélèvement d'eau souterraine et de surface destinée à la consommation humaine. Alors que des exigences quant à la diminution de la concentration en microorganismes pathogènes sont requises pour les biosolides, les fumiers n'ont à subir aucun traitement avant leur épandage pour réduire le risque infectieux (Gouvernement du Québec, 2015c; MDDEP, 2012). Les accidents découlant d'une contamination des aliments à la suite de l'usage de fertilisants de ferme sont plutôt rares lorsque les règles favorisant une utilisation sécuritaire sont respectées. Cependant, des cas ont déjà été notés à la suite d'une contamination par ruissellement des eaux d'irrigation utilisées sur des légumes.

6.1 Contaminants des déjections animales

6.1.1 CONTAMINATION CHIMIQUE

Outre la contamination des cours d'eau par les nitrates et le phosphore ou les odeurs générées par certains composés organiques volatils, l'excrétion de métaux dans les fèces et l'urine des animaux contribue à l'enrichissement du sol en contaminants chimiques. Ces derniers proviennent généralement des suppléments alimentaires donnés aux animaux afin d'accroître leur santé et leur productivité, bien qu'ils puissent parfois être de source naturelle.

En ce qui concerne les contaminants inorganiques, de nombreux métaux peuvent être présents dans les fumiers, dont des éléments essentiels (ex. : Cu et Zn) et, beaucoup plus rarement, des composés plus toxiques (ex. : Cd et Pb). Comme les métaux ne sont pas biodégradables, ils s'accumulent dans

le sol et peuvent contaminer la chaîne alimentaire. Les humains peuvent donc être exposés par l'alimentation ou par ingestion, inhalation ou contacts cutanés directs avec des particules de sol³⁹.

Les biosolides municipaux peuvent aussi contenir des traces de certains contaminants organiques tels que les dioxines et les furanes, les HAP, les BPC et les retardateurs de flamme. Certaines études indiquent cependant que ces contaminants ne devraient pas être présents de façon significative dans les fumiers (Velema, 2000; Schriftenreihe, 1997). Néanmoins, une étude québécoise mentionne la possibilité que les composts de fumiers puissent contenir davantage de dioxines que les composts de biosolides (Groeneveld et Hébert, 2004).

6.1.2 CONTAMINATION PAR LES ANTIBIOTIQUES ET LES HORMONES

Des antibiotiques, des stimulateurs de croissance (hormones de croissance) et des médicaments vétérinaires sont couramment 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. Puisque les produits pharmaceutiques ne sont pas complètement absorbés par le système digestif des animaux, une quantité non négligeable de ces molécules (ainsi que certains métabolites produits dans l'intestin) est excrétée dans l'urine et les fèces. De plus, des dérivés métaboliques provenant des médicaments absorbés sont par la suite éliminés par la voie urinaire. Comme il est mentionné au chapitre 4, des produits pharmaceutiques (antibiotiques, hormones et médicaments) et certains produits de soins personnels (PPSP) peuvent aussi se trouver dans les biosolides.

En production animale, les usages vétérinaires des antibiotiques comportent, outre les emplois curatifs, la prophylaxie ainsi que l'utilisation à titre de facteurs de croissance. La prophylaxie implique que des troupeaux entiers reçoivent des antibiotiques à titre préventif, par exemple pour stopper la propagation d'une maladie infectieuse. Par ailleurs, des antibiotiques sont administrés presque en continu à de faibles concentrations à certains groupes d'animaux afin de stimuler leur croissance dans le but de réduire les coûts d'élevage. Ce dernier type d'usage est interdit en Europe depuis 2006. En Amérique du Nord, cette pratique est remise en question, mais elle est encore largement employée. En raison de ces usages multiples, les volumes de substances antimicrobiennes employées principalement chez les animaux d'élevage dépassent largement ce qui est utilisé en médecine humaine. Ainsi, aux États-Unis en 2009, 80 % des agents antimicrobiens vendus (sur la base de la masse de substances actives) étaient destinés à l'élevage (Chevalier, 2012).

Au Canada en 2014, selon des données compilées par divers organismes, 82 % de la quantité totale de substances antimicrobiennes vendues était destinée à des usages chez les animaux de ferme (moins de 1 % chez les animaux de compagnie), le reste étant vendu pour des usages chez les humains. En termes de masse, c'est environ 1,1 million de kilogrammes d'ingrédients actifs de substances antimicrobiennes qui ont été employés chez les animaux destinés à l'alimentation, comparativement à environ 150 000 kilogrammes de ces mêmes substances chez les humains. Toutefois, vu le nombre d'animaux (19 fois plus d'animaux que d'humains au Canada), et si on tient compte du poids total estimé de ces deux populations, le rapport d'utilisation des substances antimicrobiennes est de 1,4 à 1,7 fois plus élevé chez les animaux. Il faut par ailleurs noter que des antibiotiques d'une grande importance pour la santé humaine, notamment les céphalosporines de 3^e et de 4^e génération ainsi que les fluoroquinolones, ne sont pas employés ou le sont très peu chez les animaux. En contrepartie, des classes d'antibiotiques peu utilisées chez les humains sont employées

³⁹ Les voies d'exposition aux contaminants présents dans les fumiers sont les mêmes que celles décrites pour les biosolides (voir la section 4.3).

en plus grande quantité chez les animaux comme cela est le cas pour la tétracycline par exemple (D. Daignault, Agence de la santé publique du Canada, communication personnelle, 2016).

Cet emploi massif de substances antimicrobiennes en élevage animal n'est pas sans conséquence, dans la mesure où des résidus ainsi que les substances actives non métabolisées se trouvent dans les déjections animales et sont par la suite disséminés dans l'environnement suivant leur épandage au sol, notamment par lessivage des amas de déjections. Il est en effet estimé que 75 % des antibiotiques utilisés en production agricole sont excrétés dans les déjections (urine et fèces) sous forme de substances actives ou de leurs dérivés (Chee-Sanford *et al.*, 2009).

En ce qui concerne certains antibiotiques présents dans les fumiers, Alaire-Verville (2015), dans le cadre d'une revue de la littérature, note la présence universelle de nombreuses molécules, notamment dans le fumier, le sol et les eaux de surface. Par ailleurs, certains antibiotiques peuvent aussi se trouver en concentrations non négligeables dans les biosolides (McClellan et Halden, 2010), mais la plupart de ces antibiotiques seraient généralement présents en moins grandes quantités que dans les fumiers. Il n'existe pas de données québécoises qui permettraient de faire une comparaison entre les fumiers et les biosolides, mais il est fort probable que les observations faites dans d'autres pays soient représentatives de la situation au Québec.

Les *stimulateurs de croissance* (souvent appelés *hormones de croissance*) sont employés pour favoriser le gain de masse musculaire (tissus maigres) chez certains animaux destinés à la boucherie; au Canada, ce sont plus spécifiquement les bouvillons d'abattage (les veaux sont exclus) qui reçoivent ces stimulateurs, principalement sous forme d'implants insérés dans les oreilles. Au Canada, six stimulateurs sont permis : trois sont des stéroïdes naturels (œstrogènes, progestérone et testostérone), deux sont des analogues stéroïdiens synthétiques (acétate de mélangestrol et de trenbolone) et le dernier est un analogue non stéroïdien (zéranol).⁴⁰

L'usage des stimulateurs de croissance a fait l'objet de nombreux débats scientifiques, commerciaux et politiques pendant deux décennies, spécialement en lien avec leur bannissement par l'Union européenne dans les années 1980. Au terme de ces discussions, l'Union européenne a convenu de maintenir le bannissement, tandis que tous les autres pays, notamment les États-Unis et le Canada qui ont participé aux débats, en ont maintenu l'usage.

Les nombreux comités et panels d'experts qui ont étudié les stimulateurs de croissance pendant 20 ans (de 1985 à 2005) ont presque tous conclu que les concentrations résiduelles décelées dans la viande ne représentaient aucun risque supplémentaire pour la santé des consommateurs. Le CIRC a classé ces substances comme étant cancérigènes, mais l'Organisation mondiale de la santé et l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) estiment que l'usage de ces hormones en production animale ne représente pas de risque notable pour l'humain. Cette apparente contradiction s'explique par des mécanismes d'action de ces hormones, notamment ceux des œstrogènes qui, dans certaines circonstances particulières, peuvent contribuer à la prolifération de cellules cancéreuses (notamment les cellules hormonodépendantes des organes de reproduction et celles du sein). Les hormones de croissance n'initient pas le cancer, mais elles peuvent contribuer à son développement par la suite (phase de prolifération) en favorisant la propagation des cellules néoplasiques. C'est dans ce contexte que le CIRC les a classées comme étant des substances cancérigènes. Il faut prendre en compte le fait que cette classification concerne autant les hormones naturellement sécrétées par tous les animaux et les humains que celles qui sont utilisées en production animale.

⁴⁰ Les informations générales concernant les stimulateurs de croissance sont tirées de Chevalier (2011).

Il importe de préciser que les concentrations de certaines hormones naturellement sécrétées (notamment les œstrogènes) peuvent excéder les concentrations résiduelles issues des implants par un facteur de plus de 100 comme cela est le cas chez la vache en gestation. Dans un tel cas, le risque associé à l'usage d'implants hormonaux n'excède pas celui découlant de la présence naturelle des hormones.

Dans une analyse du devenir environnemental des hormones de croissance, Alaire-Verville (2015) rapporte qu'elles sont présentes dans l'environnement à de très faibles concentrations (de l'ordre du μg et du ng/kg), en précisant qu'elles sont généralement plus élevées dans les effluents de fermes de vaches laitières. Des études ont mis en évidence quelques perturbations du système reproducteur des poissons, mais les données sont rares. Des études sur des animaux de laboratoire ont souligné des perturbations hormonales, mais ces études ont été réalisées avec des concentrations d'hormones nettement supérieures à celles trouvées dans l'environnement ou dans la viande.

En 2013, l'U.S. EPA a publié un rapport faisant état de l'usage des stimulateurs de croissance chez les animaux de ferme et de la présence environnementale de ces substances. À l'instar du Canada, ce sont, aux États-Unis, les bovins destinés à la boucherie qui reçoivent des hormones de croissance. Cette agence rapporte que l'excrétion des hormones, tant celles naturellement produites que celles issues des implants, se fait surtout par les fèces. Chez les vaches laitières, l'excrétion la plus notable se fait dans les trois derniers mois de la gestation, démontrant ainsi le rôle prépondérant des hormones naturelles chez des animaux ne recevant pas d'implants. La concentration des hormones dans les déjections varie de quelques dizaines à quelques centaines de ppb ($\mu\text{g}/\text{kg}$). Dans les cours d'eau adjacents aux zones « contaminées » par les hormones, les concentrations sont de l'ordre du nanogramme par litre.

Le rapport de l'U.S. EPA précise que l'apport d'hormones par les déjections animales est plus important que l'apport d'hormones par les biosolides. En effet, dans une expérience réalisée au Maryland, l'apport hormonal dans le sol provenant des fumiers était deux fois plus important que celui provenant des biosolides à la suite de l'épandage de ces deux types de fertilisants. Les hormones naturelles, et leurs homologues synthétiques, sont surtout trouvées à proximité des stocks de fermiers ou dans les sols ayant reçu des fertilisants contenant ces substances. Leur dégradation par les microorganismes indigènes du sol, à des vitesses variables, ainsi que leur demi-vie (de quelques heures à plus de 200 jours) modulent leur persistance. Des études réalisées par Agriculture Canada ont démontré une courte demi-vie de plusieurs hormones dans les sols agricoles. Par exemple, Jacobsen *et al.* (2005), qui ont évalué la persistance de la testostérone et du 17β -estradiol dans des sols ayant été amendés avec du lisier de porc ou des biosolides municipaux, ont conclu que, peu importe les conditions expérimentales, les composés hormonaux parents et leurs produits de dégradation étaient complètement disparus en quelques jours. D'autres études canadiennes ont noté une disparition rapide des hormones naturelles et synthétiques présentes dans le sol (Colucci et Topp, 2002; Lorenzen *et al.*, 2006).

6.1.3 CONTAMINATION MICROBIENNE

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, lesquels peuvent être transmis de l'animal à l'humain. Par ailleurs, plusieurs de ces microorganismes sont capables de survivre dans l'environnement. La présence de ces microorganismes pathogènes (ou pathogènes opportunistes) dans les cheptels (bovins, porcins et autres) ainsi que chez la volaille n'engendre pas nécessairement une infection se traduisant par des signes cliniques évidents chez les animaux. En fait, les animaux sont souvent des porteurs asymptomatiques (Spencer and Guan, 2004).

Les agents pathogènes les plus préoccupants pour la santé publique sont les bactéries *Campylobacter jejuni*, *Escherichia coli* (divers sérotypes et sérogroupes dont O157:H7), *Salmonella spp.* et *Listeria monocytogenes* ainsi que les protozoaires *Cryptosporidium spp.* et *Giardia lamblia*. Ces microorganismes sont décrits à la sous-section 4.2.1, puisqu'ils peuvent également se trouver dans les biosolides. Lorsqu'ils sont issus des animaux, on parle de maladies infectieuses à transmission zoonotique (zoonoses). Il faut noter que, dans les boues municipales, peuvent se trouver des virus propres aux humains, soit des entérovirus, des rotavirus, des adénovirus et des norovirus qui ne sont pas présents dans les fumiers (Brooks *et al.*, 2012). Par ailleurs, les concentrations en microorganismes pathogènes peuvent varier significativement d'une matière fertilisante à l'autre (Brooks *et al.*, 2012; Hutchison *et al.*, 2005).

6.2 Risques pour la santé découlant de l'épandage des fumiers et des lisiers : comparaison avec les biosolides

6.2.1 ÉVALUATION DES RISQUES CHIMIQUES

Peu d'études ont comparé les risques sanitaires associés aux contaminants organiques ou inorganiques des fumiers et des biosolides. Les études de Lopes *et al.* (2011) et de Franco *et al.* (2006) ont estimé les risques associés aux métaux, alors que celle de Prosser et de Sibley (2015a) discute des risques liés aux produits pharmaceutiques et de soins personnels (PPSP). Le tableau 12 présente une comparaison des étendues des IR estimés pour les biosolides et les fumiers en ce qui concerne chacun de ces contaminants.

Tableau 12 Comparaison des estimations du risque chimique associé aux biosolides ou aux fumiers, qui sont rapportées dans la littérature scientifique

	Biosolides ^b	Fumiers	
Inorganique			
	Lopes <i>et al.</i> (2011) ^c	Lopes <i>et al.</i> (2011) ^c	Franco <i>et al.</i> (2006) ^{c,d}
Cadmium	IR : [1,0 x 10 ⁻² –1,6 x 10 ⁻¹]	IR : [9,0 x 10 ⁻³ –2,4 x 10 ⁻²]	IR : 5,5 x 10 ⁻² Excès de cancer ^d : 1,2 x 10 ⁻⁷
Cuivre	IR : [2,0 x 10 ⁻² –1,5 x 10 ⁻¹]	IR : [1,8 x 10 ⁻² –6,7 x 10 ⁻²]	IR : 2,9 x 10 ⁻²
Nickel	IR : [2,1 x 10 ⁻² –2,4 x 10 ⁻¹]	IR : [1,9 x 10 ⁻² –9,6 x 10 ⁻²]	IR : 9,9 x 10 ⁻²
Plomb	IR : [7,2 x 10 ⁻² –1,3 x 10 ⁻¹]	IR : [1,1 x 10 ⁻² –1,7 x 10 ⁻²]	IR : 2,3 x 10 ⁻²
Zinc	IR : [7,2 x 10 ⁻² – 2,5 x 10 ⁰] ^a	IR : [6,4 x 10 ⁻² –4,2 x 10 ⁻¹]	IR : 2,2 x 10 ⁻¹
Organique			
	Prosser et Sibley (2015a) ^e	Prosser et Sibley (2015a) ^e	
PPSP	IR : [1,0 x 10 ⁻⁴ – 3,0 x 10 ⁻¹]	IR : [2,0 x 10 ⁻³ – 2,0 x 10 ⁻¹]	

^a Les valeurs de risque qui dépassent les seuils décrits dans le texte, soit les IR > 1 ou les excès de cancer > 10⁻⁶, sont mises en gras.

^b Ces données sont également présentées dans le tableau 7 du présent rapport.

^c L'évaluation du risque prend en compte une exposition multivoie. Les biosolides considérés dans l'évaluation du risque de Lopes *et al.* (2011) ont des concentrations qui varient et dont certaines dépassent les normes en vigueur au Québec.

^d Les IR moyens estimés par Franco *et al.* (2006) sont indiqués ici. L'excès de cancer est celui estimé pour le 90^e centile.

^e L'évaluation du risque considère une exposition par l'alimentation.

Contaminants inorganiques

Métaux

Les données compilées pour le Québec entre les années 2000 et 2006 (voir le tableau 13) démontrent que même si plusieurs métaux sont davantage présents dans les biosolides municipaux, certains autres comme l'arsenic, le cuivre, le molybdène, le sélénium et le zinc sont aussi mesurés de façon significative dans certains types de fumiers de ferme (Perron et Hébert, 2008). De l'arsenic, présent dans le fumier de volaille, et du cuivre de même que du zinc, présents dans le lisier de porc, ont aussi été trouvés en de plus fortes concentrations que dans les différents types de biosolides municipaux. Les métaux plus toxiques comme le cadmium, le mercure et le plomb sont toutefois moins présents dans les fumiers que dans les biosolides municipaux du Québec. Cependant, aucune de ces catégories de fertilisants n'a dépassé le critère C2 établi par le MDDELCC. Quant au critère C1, beaucoup plus sévère, il n'a été dépassé que pour le cuivre (différents biosolides et lisier de porc), le molybdène (différents biosolides et fumier de volaille) et le zinc (lisier de porc). Les données américaines compilées par la North East Biosolids and Residuals Association (NEBRA, 2015), voir à cet effet le tableau 14, indiquent que certains métaux peuvent être présents dans les fumiers à des concentrations parfois équivalentes ou supérieures à celles mesurées dans les biosolides municipaux de ce pays. C'est notamment le cas pour le cadmium, l'arsenic, le cuivre, le plomb, le mercure, le molybdène et le zinc. Dans les biosolides municipaux, seule la concentration maximale de cuivre aurait dépassé le critère de concentration limite de l'U.S. EPA. En ce qui concerne les fumiers, les concentrations maximales mesurées pour l'arsenic (fumier), le cuivre (lisier de porc), le plomb (fumier), le mercure (fumier) et le zinc montrent que ce critère peut parfois être dépassé.

Tableau 13 Comparaison des concentrations moyennes de métaux mesurées dans les biosolides et les fumiers au Québec entre les années 2000 et 2006

			BIOSOLIDES		FUMIERS		
Métaux normés par le MDDELCC			Biosolides municipaux (stations mécanisées)	Biosolides municipaux (boues d'étang)	Lisier de porc	Fumier de bovin	Fumier de volaille
	C1	C2	Valeurs moyennes pour 2000-2006, mg/kg sur base sèche				
Arsenic	13	40	3,8	7,2	1	0,6	9
Cadmium	3	10	1,3	3,3	0,5	0,2	0,4
Chrome	210	1 000	33	55	8,6	6,9	4,7
Cuivre	400	1 000	402	680	839	36	192
Plomb	150	300	28	61	2,5	1,4	2
Mercure	0,8	4	0,7	1,2	0,002	0,02	0,1
Molybdène	5	20	5,4	9,6	4,1	2,2	5
Nickel	62	180	25	36	11	5,6	12
Sélénium	2	14	1,8	2,5	1,9	0,4	1,3
Zinc	700	1 850	398	689	1 475	156	399
Cobalt	34	150	6,5	10,5	2,9	1,9	4

Source : Adapté de Perron et Hébert (2008).

Tableau 14 Comparaison des concentrations moyennes de métaux mesurées dans les biosolides et les fumiers aux États-Unis

BIOSOLIDES				FUMIERS				
Contaminants normés par l'U.S. EPA Part 503, table 3 ^a		Nouvelle- Angleterre Biosolides	New Hampshire Biosolides	New Hampshire Biosolides	Fumiers	Lisier de porc	Fumier de bovin	Fumier de volaille
		Écart des moyennes MA, ME, NH, VT 1999-2000	Moyenne des moyennes annuelles ^b 2008-2012 (n = 81)	Maximums ^b 2008-2012 (n = 81)	Écart mondial	Écart (n = 305)	Moyenne	Moyenne
Arsenic	41	2 - 9	5,52	16	3 - 150			13
Cadmium	39	2 - 3	4,08	11,3	0,3 - 0,8	0,08 - 5,3	0,25	2,4
Chrome	NS	17 - 32	27,10	158	5,2 - 55	1,1 - 32,0		
Cuivre	1500	310 - 490	385,76	1 700	2 - 60	22,4 - 3 387,6	38	465
Plomb	300	49 - 91	32,71	145	6,6 - 350	2,0 - 26,7		46
Mercure	17	1 - 2	0,86	9,66	0,09 - 26	0,01 - 0,11		
Molybdène	NS ^c	7 - 13	10,39	47,2	0,05 - 3		6,2	19
Nickel	420	18 - 26	20,87	120	7,8 - 30	3,1 - 97,3	23	16
Sélénium	36	2 - 6	5,29	9	2,4			
Zinc	2800	419 - 663	730,36	2 200	15 - 250	93 - 8 239	150	602

^a Concentrations limites.

^b Pour 15 ou 17 usines de traitement des eaux usées.

^c NS = Pas de norme en raison des faibles risques.

Source : Adapté de NEBRA (2015).

Lopes *et al.* (2011) sont les seuls à avoir réalisé une évaluation du risque pour la santé découlant de l'utilisation de différentes MRF (biosolides, composts et fumiers) utilisées comme fertilisants agricoles. Leur inventaire des concentrations de métaux dans les déchets organiques (composts, biosolides et fumiers) a été réalisé à partir d'une revue de 80 études internationales et a l'avantage de permettre une comparaison entre les risques potentiels estimés pour les fumiers et ceux attribués aux biosolides. Plus particulièrement pour les fumiers, cet inventaire a permis d'estimer des indices de risque spécifiques à partir des concentrations répertoriées pour 30 cas décrits dans 19 études faisant référence à l'utilisation de fumiers d'origines diverses. Si on considère un horizon de 100 ans pour l'usage agricole de résidus organiques, un modèle multicompartimental a été utilisé pour estimer le devenir et la distribution des métaux dans les différents compartiments environnementaux.

Bien que plusieurs facteurs tels que l'apport de multiples déchets organiques, l'irrigation avec de l'eau contaminée, l'application de fertilisants commerciaux et la présence de dépôts atmosphériques puissent influencer l'accumulation des métaux dans le sol, seuls les intrants liés à l'application de MRF ont été considérés dans le modèle (Lopes *et al.*, 2011)⁴¹.

L'estimation de l'exposition populationnelle totale et du risque pour la santé de la population a été réalisée pour plusieurs sources différentes d'exposition : ingestion de viandes d'animaux et de lait de vaches nourries dans les pâturages de la zone contaminée, ingestion de sol contaminé, contact cutané avec le sol et inhalation de particules de sol en suspension dans l'air. Dans le cas de l'analyse des risques non cancérogènes, les doses d'exposition estimées ont été comparées aux valeurs toxicologiques de référence afin d'obtenir un IR pour chacun des métaux. Si aucune valeur de référence toxicologique n'était disponible pour une voie d'exposition, elle a été extrapolée lorsque cela était possible à partir des données disponibles pour une autre voie, généralement la voie orale. Une analyse de sensibilité, à l'aide de la méthode de simulation de Monte Carlo, a aussi été effectuée afin de déterminer les principaux paramètres qui contribuent à l'incertitude des résultats.

De façon globale, les résultats de cette étude montrent que les biosolides municipaux⁴² contiennent des concentrations moyennes de métaux lourds légèrement plus élevées que les 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 considérables dans les fumiers en raison du fort usage de ces oligo-éléments dans la nourriture du bétail, principalement pour accroître la productivité et la résistance aux maladies.

Les résultats de l'étude de Lopes *et al.* (2011) suggèrent de faibles risques toxicologiques à long terme pour les fumiers utilisés comme fertilisants. Pour toutes les études de cas considérées, aucun indice de risque n'a dépassé la valeur de 1 pour les fumiers provenant de différentes espèces animales. Par comparaison avec les fumiers, les biosolides ont révélé quelques rares valeurs d'IR supérieures à 1.

On peut voir que même si les IR présentés dans le tableau 12 demeurent légèrement plus élevés pour les biosolides, seul le zinc fait parfois l'objet d'un dépassement de la valeur unitaire. Toutefois, tel qu'il est précisé au chapitre 5, seules deux études de cas ont dépassé la valeur de 1 pour ce

⁴¹ Lopes, Herva, Franco-Uria et Roca (2011) ont utilisé des paramètres fixes qui sont proposés dans l'étude de Franco *et al.* (2006) pour toutes les études de cas. Bien que le bétail soit potentiellement exposé aux métaux par la consommation de nourriture contaminée, par l'inhalation de particules de sol remises en suspension dans l'air ambiant ou par l'absorption cutanée de particules, seule la voie digestive a été considérée par les auteurs, l'exposition par les autres voies ayant été jugée non significative.

⁴² Plusieurs des études de cas présentées par les auteurs concernaient des biosolides provenant d'effluents industriels. Ces données n'ont pas été considérées dans la présente comparaison.

métal, et des facteurs permettent d'expliquer ces situations plutôt exceptionnelles. Le zinc est un élément essentiel et il possède une très faible toxicité. Cependant, son fort potentiel de biodisponibilité (ou de biotransférabilité) pourrait générer des concentrations significatives excédant les doses recommandées dans des matrices organiques comme les plantes, le bétail et les humains. Cette situation soulève l'importance de réglementer les concentrations de ce métal dans les déchets organiques en fonction de leur utilisation potentielle. Au Québec, Giroux *et al.* (2005) ont réalisé une étude afin de préciser l'accumulation et la distribution du cuivre et du zinc dans les différentes fractions d'un sol fertilisé pendant 25 ans avec des lisiers de porc. Ils ont pu observer que ces métaux s'accumulent dans la couche arable du sol. Les applications de lisiers ont eu un effet marqué après cette période quant à la teneur, à la distribution et la mobilité de ces métaux. Les auteurs soulignent l'importance de trouver d'autres solutions que l'ajout de ces métaux dans les rations animales.

Lopes *et al.* (2011) notent que, pour l'ensemble des fertilisants investigués (fumiers, boues et composts), l'analyse sur la base des sources d'exposition démontre que l'ingestion de viande et, en second lieu, l'ingestion de lait, représentent de 75 % à 90 % du risque total lorsqu'on considère le risque moyen de tous les cas inventoriés.

Quoiqu'aucune comparaison avec les biosolides n'ait été réalisée, l'étude de Franco *et al.* (2006) va aussi dans le sens d'un faible risque associé aux métaux présents dans les fumiers utilisés comme fertilisants agricoles. Les auteurs ont déterminé les concentrations de métaux dans le fumier de bovin provenant de 42 fermes laitières du nord-ouest de l'Espagne. À partir de ces données, des modèles de prédiction multicompartimentaux du devenir environnemental ont été utilisés pour prédire les concentrations de métaux lourds (cadmium, cuivre, nickel, plomb et zinc) dans le sol, les plantes ainsi que dans la viande et le lait de vache. Tout comme dans l'étude de Lopes *et al.* (2011), l'exposition humaine a été estimée à l'aide d'un modèle multivoie.

Lorsque les auteurs ont évalué les voies d'exposition par une analyse de variance, l'ingestion de viande et l'ingestion de lait contribuaient respectivement à 45,7 % et à 34,5 % du risque total, alors que l'inhalation, l'exposition cutanée et l'ingestion de sol ne contribuaient respectivement qu'à 9,3 %, à 7,1 % et à 3,4 % du risque. Aucun indice de risque associé à une voie d'exposition, lorsque cette voie était évaluée individuellement, ne dépassait 1.

Toutefois, plusieurs limites méthodologiques engendrent des incertitudes quant aux résultats obtenus dans les études de Lopes *et al.* (2011) et de Franco *et al.* (2006). Premièrement, plusieurs sources de contamination du sol, quoiqu'elles soient 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. Les études ont été limitées à quelques métaux et, dans le cas de Franco *et al.* (2006), à un seul type de plante. Par ailleurs, les valeurs toxicologiques de référence pour les voies cutanée et respiratoire ont été extrapolées à partir des données de la voie orale, ce qui ajoute aux incertitudes de l'étude.

En conclusion, les risques sanitaires liés à l'exposition à long terme aux métaux contenus dans les fumiers semblent faibles. De fait, aucune des études de cas sur l'usage de fumiers n'a fait état d'un IR supérieur à 1. Ce faible risque associé aux métaux présents dans les fumiers a d'ailleurs été appuyé par les données de l'étude de Franco *et al.* (2006). À titre comparatif, quelques dépassements ont été observés avec les biosolides, mais uniquement pour des études de cas, qui concernaient l'utilisation de biosolides dépassant les critères québécois.

Nitrates

Mis à part les données sur les métaux décrites ci-dessus, aucune étude ne compare les risques liés aux contaminants inorganiques présents dans les biosolides et les fumiers. Les risques sanitaires associés aux nitrates présents dans les déjections animales ont toutefois été étudiés dans le cadre de la vaste étude québécoise sur la qualité de l'eau potable réalisée dans sept bassins versants en surplus de fumier (Phaneuf *et al.*, 2004). Il s'agit de la contamination chimique la plus susceptible de se trouver dans les eaux souterraines à la suite d'un épandage de fertilisants comme les fumiers. La toxicité du nitrate résulte de sa réduction en nitrites, lesquels peuvent réagir avec le fer de l'hémoglobine des globules rouges pour causer, lors d'une exposition aiguë, la méthémoglobinémie du nourrisson; les nitrites peuvent aussi réagir avec certains composés aminés pour former des composés N-nitrosés, dont certains pourraient être cancérigènes à long terme. L'apparition de la méthémoglobinémie chez le jeune bébé a été associée, dans des études épidémiologiques, à des concentrations excédant 20 mg-N/l. Les concentrations mesurées dans l'étude de Phaneuf *et al.* (2004) étaient, en général, bien en deçà de la norme de 10 mg-N/l établie pour l'eau potable. Toutefois, la quantité de nitrates était environ deux fois plus élevée dans les zones en surplus de fumier. Pour évaluer le risque de la survenue d'une méthémoglobinémie pouvant découler de la consommation d'eau de puits, un modèle toxicocinétique comportemental a été élaboré. À la lumière des résultats, il s'avérait qu'aux concentrations de nitrates mesurées il était peu probable d'observer une augmentation de l'incidence de la méthémoglobinémie chez les nourrissons.

En ce qui concerne l'évaluation du risque cancérigène, une estimation des apports en précurseurs aminés a été réalisée pour permettre d'évaluer les composés N-nitrosés pouvant se former aux concentrations de nitrates mesurées dans l'eau de puits. L'évaluation qualitative du risque a permis de constater que les concentrations de nitrates mesurées dans les puits ne représentaient pas de risque de cancer plus notable que celui pouvant être lié à la consommation alimentaire de N-nitrosodiméthylamine (NDMA), un composé N-nitrosé dont le risque cancérigène est connu. L'estimation quantitative a démontré que l'excès de risque associé à la formation de composés N-nitrosés *in vivo*, à partir des nitrates se trouvant dans l'eau des puits de surface des zones rurales, était très faible et pouvait être considéré comme négligeable, le risque estimé étant plus petit que 10^{-6} .

Le risque associé à la contamination de l'eau par les nitrates présents dans les biosolides n'a pas été estimé. Toutefois, certaines études (Occupational and Environmental Epidemiology Branch [OEEB], 2005; Wagner *et al.*, 2015) ont démontré que des dépassements de la limite de 10 mg/L de nitrates dans les eaux souterraines étaient possibles. Cependant, dans la première étude citée, des investigations hydrogéologiques ont déterminé que c'était la fréquence de l'épandage de biosolides qui avait engendré un dépassement des taux d'application agronomiques de nitrates sur le site en question, causant ainsi la contamination de la nappe phréatique. Dans la seconde étude, de nature expérimentale, les puits pour lesquels il y a eu des dépassements étaient situés à côté et topographiquement en aval des champs où il y a eu des applications multiples de biosolides. L'échantillonnage avait aussi été effectué dans les eaux souterraines peu profondes. Ces études mettent en lumière l'utilité, tout comme dans le cas des fumiers, de définir des taux d'application agronomiques en vue de protéger la qualité des eaux souterraines ainsi que la nécessité d'exercer un contrôle sur la fréquence d'application. Selon les études de Corrêa *et al.* (2005, 2006), des applications uniques d'une variété de biosolides à des taux variant de 0,5 à 8 Mg/ha dans différents types de sols, auraient eu un faible impact sur la contamination de l'eau souterraine. Dans une dernière étude où les biosolides avaient été épandus en forêt à un taux de 13,5 Mg/ha, les concentrations de nitrates mesurées dans les eaux de ruissellement étaient environ 10 fois inférieures à la norme de 10 mg/L dans l'eau potable (Grey et Henry, 2002).

L'ensemble de ces résultats semble indiquer que les nitrates représentent des risques relativement faibles, qu'ils proviennent des fumiers ou des biosolides, pourvu que les taux agronomiques d'application et la fréquence des épandages soient contrôlés. Cependant, même s'ils ne sont pas très élevés, les risques liés aux nitrates ne sont pas à exclure. Au Québec, de 2005 à 2009, 42 réseaux de distribution d'eau potable ont noté un dépassement de la norme de 10 mg/L pour les nitrites-nitrates, la valeur la plus élevée étant de 25,9 mg/L (MDDEP, 2012). Selon le Règlement sur la qualité de l'eau potable, ces dépassements doivent être signalés au ministre responsable de l'environnement ainsi qu'à la direction de santé publique de la région concernée, et ils peuvent nécessiter, selon le cas, l'émission de restrictions de consommation d'eau potable pour certains groupes de la population (Gouvernement du Québec, 2015a). Des concentrations élevées de nitrites-nitrates dans les eaux souterraines sont principalement associées à une pollution d'origine agricole provenant notamment du fumier ou du lisier épandu et des engrais chimiques appliqués. Les dépassements de nitrites-nitrates ont été observés dans neuf régions du Québec, où des activités agricoles sont pratiquées.

Contaminants organiques

Aucune évaluation comparative des risques n'a été trouvée dans la littérature scientifique concernant les dioxines et les furanes, les HAP, les BPC et les retardateurs de flamme. Théoriquement, à moins que la ferme se trouve à proximité d'un milieu industriel, les risques de trouver ces contaminants organiques dans les fumiers devraient être faibles ou nuls. Groeneveld et Hébert (2004) ont bien mesuré une concentration importante de dioxines et de furanes dans un échantillon composite de compost de fumier, mais de tels résultats ont rarement été observés dans d'autres études. Dans le cas des biosolides municipaux, à l'exception des retardateurs de flamme comme les PBDE, les concentrations de ces contaminants ont diminué de façon significative dans les dernières années et se situent maintenant en moyenne à des concentrations très faibles (Hébert *et al.*, 2011).

Une seule publication recensée dans la littérature propose une comparaison des risques liés aux contaminants organiques, plus particulièrement aux substances antimicrobiennes en usage vétérinaire présentes dans les biosolides et dans les fumiers (Prosser et Sibley, 2015a). Ces auteurs ont exprimé les concentrations attribuables à la présence d'antibiotiques dans les parties comestibles des végétaux ayant été cultivés sur des terres amendées sous la forme d'indices de risque. Ces IR ont été calculés en fonction de l'apport quotidien estimé de chaque antibiotique avec la dose journalière admissible pour les adultes et les enfants⁴³. Comme en témoigne le tableau 12, l'étendue des IR estimés par les auteurs pour les biosolides et les fumiers est similaire.

Puisque la consommation de cultures contaminées par les antibiotiques constitue une seule voie d'exposition humaine considérée pour cette étude, un indice de risque $\geq 0,1$ a été retenu par les auteurs comme représentant un risque potentiel. Les indices de risque pour un mélange d'antibiotiques résultant d'un épandage de fumier, c'est-à-dire l'addition de chaque quotient individuel, seraient respectivement de 0,01 et de 0,04 pour les adultes et les enfants. Ces valeurs excluent une valeur élevée retirée par les auteurs qui l'ont jugée non réaliste. Il est important de mentionner que, pour cette valeur problématique, l'expérience s'était déroulée en serre, et les paramètres expérimentaux avaient été choisis de façon à simuler le pire scénario (Dolliver *et al.*, 2007). En additionnant de façon très prudente les indices de risque pour chaque substance, les auteurs présument que les effets sur la santé engendrés par chaque antibiotique sont cumulatifs et qu'il n'y a ni synergie ni antagonisme. De plus, ils ne tiennent pas compte du mode d'action différent

⁴³ L'apport quotidien de produits pharmaceutiques a été établi par Prosser et Sibley (2015a) à partir des données du 95^e percentile de la consommation alimentaire tirées d'une grande enquête américaine de santé et de nutrition (U.S. National Health and Nutrition Examination Survey 2001-2004) publiée par le National Cancer Institute (2005).

de chacune des substances. Le scénario retenu pour cette étude considère également que tous les végétaux consommés par une personne contiennent la plus grande concentration de produits pharmaceutiques rapportée dans la littérature. Évidemment, ce ne sont pas tous les légumes consommés qui proviennent d'un champ où du fumier a été épandu. Le poids de la preuve généré par l'évaluation prudente de Prosser et de Sibley (2015a) indique que la consommation de cultures végétales contenant des antibiotiques représente probablement un niveau de risque trop faible pour qu'il soit jugé préoccupant.

Ces faibles concentrations dans les tissus végétaux peuvent s'expliquer par différents facteurs liés aux caractéristiques physicochimiques des substances ou aux conditions environnementales. Kang *et al.* (2013) avaient démontré, par exemple, que, pour certains antibiotiques, la demi-vie pouvait varier de 5 à plus de 400 jours durant le compostage. Certaines molécules, en raison de leur poids moléculaire, sont peu ou pas du tout absorbées par les plantes. D'autres substances sont soit adsorbées sur les particules de sol, soit lessivées, donc elles sont non disponibles pour les plantes. Par ailleurs, le volume racinaire réduit de certains végétaux fait en sorte que les substances ne sont pas absorbées de façon importante par les plantes. Dolliver *et al.* (2007), qui avaient pourtant mesuré la plus grande quantité d'antibiotiques dans les plantes en ayant recours à un scénario expérimental dit du *pire cas*, avaient estimé l'absorption de l'antibiotique à 0,1 % de la quantité employée lors de l'expérimentation. Dans une autre étude réalisée en serre dans des conditions contrôlées, Kumar *et al.* (2005) avaient estimé l'absorption maximale à 1 %.

Certains produits pharmaceutiques, dont les antibiotiques, peuvent être absorbés par les plantes en même temps que les nutriments du sol et se trouver dans la chaîne alimentaire. Plusieurs études ont été réalisées en serre ou dans des conditions réelles au champ pour mesurer principalement les antibiotiques absorbés par certaines cultures vivrières (voir aussi la section portant sur l'antibiorésistance à la fin de ce chapitre). Certaines classes de substances antimicrobiennes s'accumulent préférentiellement dans le sol, l'eau ou les deux milieux (Xiong *et al.*, 2015). Elles sont, par exemple, détectées dans des eaux de surface (Christian *et al.*, 2003) ainsi que dans des puits d'approvisionnement en eau potable en milieu rural (Batt *et al.*, 2006).

Ultimement, la question est de savoir si les substances antimicrobiennes ou leurs dérivés moléculaires présents dans le sol peuvent être absorbés par les plantes destinées à l'alimentation humaine. Kumar *et al.* (2005) rapportent une bioaccumulation de molécules d'antibiotiques dans les cultures maraîchères en fonction de leur concentration dans les fumiers. Selon eux, cela peut représenter un certain risque pour la santé, surtout pour les personnes allergiques à certains antibiotiques. Chez ces personnes, une très faible concentration des antibiotiques concernés peut engendrer une réaction d'hypersensibilité; Dolliver *et al.* (2007) soulignent les mêmes préoccupations.

La présence ou la bioaccumulation d'antibiotiques dans les plantes seraient par ailleurs tributaires de leur nature, certaines molécules étant plus facilement intégrées dans les tissus végétaux comme le rapportent Seo *et al.* (2010); Bassil *et al.* (2013) de même que Lillenberg *et al.* (2010) dans le cas de fluoroquinolones. Kang *et al.* (2013) notent plutôt de faibles accumulations dans les végétaux comestibles testés, ce qui les incite à affirmer qu'aucun risque pour la santé ne pourrait être attribuable aux concentrations détectées. L'accumulation de substances antimicrobiennes par les plantes n'est pas encore suffisamment documentée pour en arriver à une conclusion définitive (Durso et Cook, 2014).

Dans une étude de Dolliver *et al.* (2007), portant sur l'absorption de sulfaméthazine par des cultures de maïs, de laitue ou de pommes de terre, les paramètres expérimentaux ont été choisis de façon à simuler le pire scénario : sol sablonneux, concentration élevée de l'antibiotique et application de

fumier frais. L'expérience s'est déroulée en serre dans des conditions contrôlées pour ce qui est de la température, de l'éclairage et de l'arrosage. Pour un scénario où des adultes consomment approximativement 0,6 kg de produits frais et transformés, des céréales, des légumes à gousses et des cultures vivrières contenant la concentration maximale d'antibiotiques (1,2 mg/kg de matière sèche) recensée dans les études, l'apport quotidien serait bien en deçà de la dose journalière admissible (DJA) de sulfaméthazine (c'est-à-dire de 0,05 mg/kg-j).

Dans une autre étude réalisée en serre par Boxall *et al.* (2006), la comparaison des apports quotidiens réels calculés pour les médicaments vétérinaires (antibiotiques, antiparasitaires et anti-inflammatoires) avec la DJA correspondante suggère que, pour les composés à l'étude, l'exposition des consommateurs est susceptible d'être considérablement en deçà de la DJA et que le risque direct pour la santé humaine est donc probablement faible. Les composés les plus bioaccumulables par les aliments représentaient moins de 10 % de la DJA. Cette évaluation du risque est très prudente, car elle présume que tout l'apport de végétaux consommés provient de cultures dont le sol a été amendé avec du fumier contenant des médicaments vétérinaires.

Kang *et al.* (2013) ont évalué sur le terrain l'absorption de cinq antibiotiques d'usage vétérinaire (chlortétracycline, monensine, sulfaméthazine, tylosine et virginiamycine) par onze cultures légumières dans deux différents sols fertilisés avec du fumier de dinde et de porc frais ou compostés. Selon cette étude, la concentration maximale mesurée pour les cinq antibiotiques dans les végétaux étudiés était inférieure à 10 ug/kg de produits frais. Ces résultats suggèrent qu'une personne devrait ingérer de 50 à 75 kg de produit frais quotidiennement pour dépasser la dose journalière admissible recommandée. Dans une autre étude réalisée en milieu naturel avec 11 antibiotiques, la quantité trouvée dans les végétaux était faible et variait de non détectable à une valeur maximale de 337 ug/kg de végétaux en poids sec (Wang *et al.*, 2014a).

Chipescu *et al.* (2014) sont allés un peu plus loin en faisant le suivi du transfert de deux antibiotiques et d'un antifongique dans la chaîne de production alimentaire. Cette étude visait à évaluer, grâce à la modélisation mathématique, le transfert de médicaments vétérinaires à partir d'un sol contaminé, l'absorption par les plantes et la production de produits laitiers. Les scénarios, les paramètres du modèle et les valeurs font référence aux contaminants du fumier, au temps d'entreposage, à leur transfert dans le sol, à l'absorption par les plantes, à la bioaccumulation par le bétail ainsi qu'au transfert des substances dans la viande et le lait. Les données extraites du modèle pour les substances sélectionnées démontrent que le fumier est une source de contamination pour les cultures, mais que l'exposition humaine ne dépasse pas la dose journalière admissible (DJA) de chacune des substances. De plus, cet apport, même s'il s'ajoute aux résidus pharmaceutiques déjà présents dans la viande en raison de leur utilisation comme traitement curatif ou dans la nourriture animale comme promoteurs de croissance, devrait demeurer en deçà des quantités résiduelles permises si le temps de retrait et les concentrations maximales d'antibiotiques dans les aliments sont respectés. D'ailleurs, les infractions relevées par l'ACIA en ce qui a trait aux antibiotiques dans les aliments relèvent plus d'un usage interdit que de dépassement de la norme. L'ajout de la consommation d'antibiotiques mesurés dans les eaux de surface ou souterraines non traitées (Allaire-Verville, 2014) aux concentrations présentes dans la viande et dans les végétaux n'engendrerait probablement pas un dépassement de la DJA.

Même si les quantités présentes dans la chaîne alimentaire sont faibles, la modélisation a des limites. Chipescu *et al.* (2014) considèrent toutefois que la modélisation peut permettre de réduire les incertitudes soulevées par l'absence de données de surveillance pour estimer les concentrations d'exposition et les risques associés. À la lumière des résultats de ces différentes études, les concentrations d'antibiotiques dans les cultures maraîchères provenant de sols amendés avec des

fumiers ou des biosolides ne constituent pas un problème de santé pour les adultes. La comparaison des apports quotidiens réels calculés pour ces substances, avec leur dose journalière admissible (DJA) correspondante, suggère que, pour les substances étudiées, la translocation du sol vers les plantes est susceptible de générer des concentrations qui sont considérablement en deçà de la DJA. Le risque direct pour la santé humaine est trop faible pour qu'il soit jugé préoccupant. Les composés les plus fortement accumulés dans les cultures vivrières représenteraient moins de 10 % de la DJA. Dans tous les cas où il y a eu comparaison avec la DJA ou utilisation d'un quotient de risque, l'évaluation réalisée était très prudente, car elle présupposait que tout l'apport de végétaux consommés dans l'alimentation provenait de cultures dont le sol avait été amendé avec du fumier ou des biosolides contenant des médicaments vétérinaires.

6.2.2 ÉVALUATION DU RISQUE 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). Les auteurs de cette étude se sont servis d'une approche quantitative d'évaluation du risque microbien pour estimer les risques associés à l'exposition à des sols, à des cultures et à des aérosols contaminés par des microorganismes pathogènes. Les microorganismes pathogènes retenus pour cette étude ont été sélectionnés sur la base de leur identification fréquente dans la littérature, de la disponibilité de données permettant d'évaluer une dose-réponse ainsi que de l'incidence des infections causées par ces agents microbiens dans la population. Les agents pathogènes répondant à ces critères détectés dans les fumiers de bovin, de porc ou de volaille sont : *Campylobacter jejuni*, *Escherichia coli* O157:H7, *Salmonella* spp., *Listeria monocytogenes* et *Cryptosporidium parvum*. Des scénarios d'exposition spécifiques et prudents ont été considérés pour déterminer le risque microbien. Dans cette étude, le risque est présenté en fonction des concentrations de ces agents pathogènes, faibles ou élevées, pour chaque scénario d'exposition, et ces concentrations sont exprimées sur une base de risque d'infection⁴⁴. Les simulations effectuées présument, entre autres choses, un taux d'application de $6,75 \times 10^3$ kg/ha de matière résiduelle sèche (fumiers et biosolides) et son incorporation dans les premiers 15 centimètres de sol en 24 heures.

Le tableau 15 présente une synthèse des étendues d'indices de risque (IR) estimés par Brooks *et al.* (2012) selon les voies d'exposition. Comme ces IR sont influencés par différents facteurs (ex. : délai après le traitement, type de microorganismes pathogènes, etc.), des informations plus détaillées sont proposées afin de permettre une meilleure compréhension de ces résultats. Des informations plus complètes concernant ces études sont aussi présentées au tableau 10 du chapitre 5.

⁴⁴ Comme dans le cas des biosolides, le risque acceptable considéré ici est de 1×10^{-4} .

Tableau 15 Comparaison des indices de risque infectieux⁴⁵ associés aux biosolides de catégorie P2 ou aux fumiers selon différentes voies d'exposition considérées

Voies d'exposition ^a	Biosolides	Fumiers
	Brooks et al. (2012)	
INH	[4,0 x 10 ⁻¹⁰ – 1,0 x 10 ⁻⁴]	[7,0 x 10 ⁻¹¹ – 1,0 x 10 ⁻⁴]
ING _{sol}	[8,0 x 10 ⁻¹¹ – 5,0 x 10 ⁻²]	[1,0 x 10 ⁻¹⁰ – 6,0 x 10 ⁻³]
ING _{alim}	[4,0 x 10 ⁻⁷ – 1,0]	[7,0 x 10 ⁻¹² – 9,0 x 10 ⁻¹]

^a Les voies d'exposition sont les suivantes : inhalation (INH), ingestion de sol (ING_{sol}), ingestion d'aliments contaminés (ING_{alim}).

Les auteurs ont évalué les risques d'infection pour des scénarios d'exposition qui concernent l'ingestion accidentelle de sol par un adulte résidant près d'un site d'application. Ce risque accidentel présume l'ingestion d'une quantité unique de 0,05 g de poussières de sol. Puisque l'accès du public aux sites d'épandage était restreint pour une période de 30 jours dans le cas des biosolides municipaux, les auteurs ont retenu, aux fins de comparaison, la même période restrictive pour les fumiers afin d'estimer le risque d'infection. *L. monocytogenes*, provenant du fumier de porc, était le microorganisme pathogène dont le risque estimé était le plus élevé 1 mois après l'épandage à 4×10^{-4} ; cette valeur étant près de la valeur considérée comme acceptable; suivi du protozoaire parasite *C. parvum*, provenant du fumier de bovin, avec un risque estimé à 3×10^{-5} . À titre comparatif, les risques attribuables à *L. monocytogenes* et *C. parvum* dans les biosolides de classe B⁴⁶ étaient respectivement de 3×10^{-8} et de 1×10^{-6} après 1 mois. Ces risques étaient toutefois encore relativement élevés pour les adénovirus à 3×10^{-4} . Après 4 mois, les risques étaient en dessous de 3×10^{-8} pour presque toutes les combinaisons d'agents pathogènes et de matières résiduelles (fumiers et biosolides), soit une diminution de plusieurs log.

Si, selon cette étude, l'ingestion accidentelle ne représente que peu de risques pour les adultes résidant près d'un site d'application, le risque d'infection des enfants qui ont un comportement pica est beaucoup plus élevé. Le risque est basé sur la présence de microorganismes pathogènes dans l'une ou l'autre des matières résiduelles et il ne prend en considération ni le fait que les fumiers sont épandus sur des surfaces beaucoup plus grandes que les biosolides ni les distances d'éloignement préconisées.

Les auteurs ont donc considéré l'ingestion intentionnelle de 10 g de sol en une seule fois au cours d'une période après épandage allant de 7 jours à 14 mois. Globalement, le risque d'infection par tous les agents pathogènes est assez élevé au jour 7, tant pour les fumiers que pour les biosolides de classe B, avec des estimations variant de 1×10^{-1} à 3×10^{-3} , plus particulièrement pour *C. jejuni*, *L. monocytogenes*, les adénovirus et les norovirus. Le risque associé aux salmonelles était cependant inférieur à 1×10^{-4} pour les biosolides de classe B. Le risque demeure élevé au jour 14 pour toutes les matières résiduelles, avec une diminution dans la plupart des cas de moins d'un log. Après 1 mois, le risque associé aux fumiers était en deçà du seuil acceptable, sauf pour *C. jejuni* et *L. monocytogenes* provenant du fumier de porc ainsi que pour *C. parvum*, avec des risques de respectivement 5×10^{-3} , de 6×10^{-2} et de 6×10^{-3} . Pour ce qui est des biosolides de classe B, le risque demeurerait inacceptable pour *C. jejuni* (3×10^{-3}) ainsi que pour les entérovirus (5×10^{-2}) et les norovirus (5×10^{-3}).

⁴⁵ Les valeurs de risque maximales atteintes dépassant les seuils acceptables apparaissent en gras.

⁴⁶ Le contenu microbien des biosolides de classe B est similaire à celui des boues de catégorie P2 au Québec (voir la sous-section 3.3.2).

Après 4 mois, le risque avait diminué de plusieurs log pour tous les microorganismes pathogènes évalués dans l'étude de Brooks *et al.* (2012) pour se situer en deçà de 1×10^{-7} .

Les auteurs ont aussi estimé le risque d'infection découlant de l'ingestion, en une seule fois, de végétaux (ING_{alim}, voir le tableau 15) à la suite d'un dépôt accidentel de sol contaminé sur une plante, une laitue par exemple, ou après le ruissellement d'eau contaminée en raison de précipitations importantes. Il est présumé que des particules de sol restent attachées à la plante après la récolte et qu'un certain pourcentage de ces particules demeure sur la culture après le lavage. En ce qui concerne les cultures contaminées à la suite de précipitations, une quantité de matières résiduelles disponible pour le ruissellement a été estimée de façon prudente, et les auteurs ont considéré une quantité déterminée de précipitations pendant un certain laps de temps, une dilution de la concentration des microorganismes pathogènes et un pourcentage connu de fixation de ces microorganismes à la plante à la suite du ruissellement.

L'ingestion de végétaux frais dans les 7 jours suivant un dépôt accidentel de particules de sol contaminées représentait un risque relatif élevé pour tous les microorganismes pathogènes, variant de 1×10^{-4} à 2×10^{-1} ; *C. jejuni* et *L. monocytogenes* provenant du fumier de porc étant les microorganismes auxquels était associé le risque le plus élevé. Dans le cas des biosolides de classe B, le risque était élevé pour *L. monocytogenes* (3×10^{-4}) et pour les norovirus (2×10^{-3}). Après 30 jours, le risque avait diminué de 2 à 4 log dans le cas des fumiers, mais il demeurait encore relativement élevé à 4×10^{-3} pour *L. monocytogenes* provenant du fumier de porc. À cette même période, en ce qui concerne les biosolides de classe B, le risque était près de la limite acceptable pour les norovirus à 2×10^{-4} .

Globalement, le risque associé à l'ingestion des parties comestibles d'une plante à la suite du ruissellement d'eau contaminée était relativement faible, plus petit que 10^{-8} pour les microorganismes pathogènes issus du fumier ou des biosolides, même si on présume que le ruissellement se fait immédiatement après l'épandage de fumier et un jour avant la récolte. Cependant, les auteurs ont estimé que les risques associés à l'ingestion de légumes frais contaminés apparaissaient à la suite d'un ruissellement une seule fois dans l'année, même si, au cours d'une saison réelle, plusieurs événements de précipitations sont possibles. Plus loin dans le texte, il sera question du fait que les risques liés à la contamination des cultures peuvent être non négligeables lors de l'irrigation de ces cultures avec de l'eau contaminée par des pathogènes.

Le dernier scénario de consommation est une simulation postulant que les fumiers sont épandus sur les terres destinées aux cultures vivrières. Selon cette simulation, les risques étaient liés à la consommation de légumes-feuilles frais sur une base quotidienne. Dans le cas des fumiers, si on présume un délai d'un mois avant la récolte, le risque estimé de 3×10^{-5} pour le *E. coli* O157:H7 provenant du fumier de bovin était le plus faible en raison du temps de décroissance plus rapide de ce microorganisme. Le risque était près du seuil acceptable pour *C. parvum* à 4×10^{-4} . Par contre, les risques d'infection annualisés étaient relativement élevés pour *C. jejuni*, *L. monocytogenes* et *Salmonella spp.*, ces risques pouvant atteindre jusqu'à 10^{-1} selon l'origine des fumiers; le risque étant plus grand pour le fumier de porc. Avec des biosolides de classe B, seuls *C. parvum* et les norovirus avaient des valeurs de risque supérieures à la valeur de référence, soit des valeurs de, respectivement, 5×10^{-3} et 2×10^{-2} . Enfin, l'étude a démontré que, pour presque tous les microorganismes pathogènes et les matières résiduelles, les risques annualisés étaient inférieurs à 10^{-7} , un délai de 4 mois étant présumé avant la consommation de la culture.

Brooks *et al.* (2012) ont également évalué le risque d'infection par des agents pathogènes présents dans les aérosols générés lors d'un événement ponctuel d'épandage de fumiers ou de biosolides, en

présument des conditions contribuant à l'aérosolisation, tels un temps sec, des vents soutenus et une forte perturbation mécanique du fumier. Le risque d'infection est estimé pour l'inhalation indirecte pendant des expositions cumulées équivalentes à une heure par jour et limitées à six jours par année de production d'aérosols lors de l'épandage de fumiers ou de biosolides contaminés par des agents pathogènes. Les expositions sont présumées survenir à 100 m sous le vent. Dans cette étude, peu importe la matière résiduelle, le risque annuel d'infection par inhalation était inférieur à 1×10^{-4} sauf pour *C. jejuni* provenant du fumier de volaille et les adénovirus issus des biosolides de classe B pour lesquels le risque annuel était tout juste à la limite acceptable.

En résumé, Brooks *et al.* (2012) sont les seuls à avoir estimé les risques d'infection pour divers scénarios d'exposition prenant en compte l'épandage de fumier. Dans l'ensemble, il appert qu'à court terme le risque est relativement acceptable pour les fumiers, à l'exception des situations impliquant un comportement pica chez les enfants. Cette étude a également démontré que les risques d'infection suivant la consommation de cultures vivrières contaminées étaient faibles si un délai de 4 mois était respecté avant la récolte.

À l'instar des biosolides, le fait de retarder l'incorporation au sol de matières résiduelles d'origine agricole (déjections animales) au-delà de 24 heures et la présence de certaines conditions environnementales, comme un assèchement du sol par exemple, seraient susceptibles de contribuer à une diminution du dénombrement des agents pathogènes. À l'inverse, des précipitations pourraient prolonger la survie des microorganismes pathogènes et ainsi augmenter le risque. De la même manière, une augmentation des quantités de déjections animales épandues pourrait accroître la concentration des microorganismes incorporés dans le sol et le risque de contamination associé.

Selon Brooks *et al.* (2012), en prenant en compte le traitement des fumiers (ce qui ne fait pas partie des pratiques au Québec), l'atténuation ainsi que la dilution des microorganismes pathogènes dans les différents milieux d'épandage, le risque microbien pourrait être réduit considérablement. Cependant, les informations limitées à cet égard, les doses d'exposition de la population, les caractéristiques de l'hôte, les taux d'inactivation des microorganismes pathogènes, propres à chaque site d'épandage, ainsi que la recroissance potentielle de ces microorganismes demeurent des domaines d'expertise peu étudiés. Les incertitudes créées par ces lacunes pourraient moduler le risque.

L'étude de Brooks *et al.* (2012) est la seule à comparer les risques d'infection pour les épandages des biosolides équivalant à la catégorie P2 du Québec et des fumiers. Le comportement pica chez les enfants constitue le scénario le plus à risque, tant pour les biosolides que pour les déjections animales durant le mois suivant les applications. Cependant, en raison de la présence de virus, le risque est plus élevé pour les biosolides d'un à trois log. La consommation de végétaux contaminés représente un risque élevé dans le cas des 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 employés dans les cultures vivrières ou maraîchères destinées aux humains. Quelle que soit la matière résiduelle, la nécessité d'un délai préalable à la récolte est bien démontrée. Dans le cas des fumiers, même s'il n'y a pas de règlement à cet effet, certains guides de bonnes pratiques, comme celui de l'université de l'État de Washington, suggèrent aux cultivateurs d'épandre le fumier au moins 60 jours avant la récolte de tout produit maraîcher qui sera consommé sans cuisson préalable. Pour des raisons sanitaires également, les normes en agriculture biologique indiquent que les fumiers doivent être épandus 90 jours avant la récolte des cultures qui ne sont pas en contact avec le sol et 120 jours avant pour celles qui le sont (Équiterre, 2009; Kuepper, 2003). Selon le programme de salubrité des fruits et des légumes frais de CanadaGap, l'intervalle entre l'épandage de fumier et la récolte devrait être d'au moins 120 jours

(Généreux *et al.*, 2015). En ce qui concerne le risque annuel d'infection par inhalation d'aérosols, il varie de faible à acceptable pour les deux matières résiduelles, le risque pour les biosolides de classe B étant principalement en lien avec la présence de norovirus.

La comparaison des groupes de microorganismes pathogènes démontre un risque bactérien plus grand avec les fumiers, tandis que le risque viral particulièrement associé aux biosolides de catégorie équivalente à P2 pour ce qui est de cette étude est celui qui prédomine pour ce type de matière résiduelle (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, dont le temps de décroissance dans l'environnement est plus long, tels *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 élevé avec les fumiers, ce qui s'explique par une plus grande quantité de microorganismes pathogènes dans les fumiers que dans les biosolides de classe B. Toutefois, comme la comparaison des risques infectieux associés aux biosolides et aux fumiers repose uniquement sur les résultats de Brooks *et al.* (2012), il est difficile de conclure à propos de ces différences.

Certaines données indiquent la possibilité d'épidémies ayant comme origine le fumier. Le ruissellement, faisant suite à de fortes pluies et facilitant le transport des agents pathogènes microbiens qui proviennent du fumier, a été mis en cause dans certaines des plus grandes épidémies d'origine hydrique ou alimentaire ou, à un niveau moindre, liées à l'usage récréatif de l'eau. En revanche, il est important de préciser que, selon Oun *et al.* (2014), il n'y a pas eu d'épidémies ou d'excès de maladies documentés scientifiquement à la suite de l'exposition aux agents pathogènes associés aux biosolides traités. Au Canada, après qu'une grande quantité de pluie est tombée pendant 5 jours en mai 2000, plus de 2 300 personnes de la ville ontarienne de Walkerton ont souffert de maladies gastro-intestinales et 7 en sont décédées. Dans ce cas, l'approvisionnement en eau de la ville avait été contaminé par des agents pathogènes issus de fumier, dont *E. coli* O157:H7 et *Campylobacter spp.*; ce fumier provenait d'une ferme voisine (Oun *et al.*, 2014). En Saskatchewan, dans des circonstances similaires, une importante épidémie de cryptosporidiose a aussi touché de 6 000 à 7 000 personnes dans la municipalité North Battleford durant l'été 2001 (Groupe scientifique sur l'eau, 2003). Le point commun de ces deux épidémies était cependant une défaillance du système de traitement de l'eau potable. L'événement de Walkerton avait alors amené le Québec à imposer des normes plus sévères en matière d'eau potable. De même, il existe d'autres cas documentés qui sont liés à la contamination des sources d'eau potable (U.S. EPA, 2013). La contamination de l'eau d'irrigation par les pathogènes du fumier peut également être à l'origine de maladies hydriques graves. Au cours du mois de septembre 2006, plusieurs États américains ont signalé près de 200 cas d'*E. coli* O157:H7 aux Centers for Disease Control and Prevention (CDC). Il a été établi que ces cas ont été induits par la consommation d'épinards frais contaminés par cette bactérie provenant de l'eau d'irrigation. La source de la contamination hydrique était le bétail d'une ferme située à proximité (Gelting *et al.*, 2011). Les risques liés à l'eau d'irrigation sont bien connus et peuvent concerner divers pathogènes (Center for Food Safety, 2011). Au Québec, une étude expérimentale réalisée par l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA) a mis en évidence le lien entre les niveaux d'*E. coli* dans l'eau d'irrigation, la fréquence d'irrigation et l'intervalle entre l'irrigation et la récolte sur la contamination des produits (Généreux *et al.*, 2015). La contamination de l'eau d'irrigation par des coliformes fécaux ne devrait pas dépasser 100 UFC/100 ml d'eau (Généreux *et al.*, 2015; OMAFRA, 2010). L'usage récréatif de l'eau contaminée par des pathogènes microbiens provenant du fumier animal peut également être la source de diverses épidémies (EPA, 2013; Oun *et al.*, 2014). Cependant, aucun cas n'a été répertorié au Québec pour la période de 2005 à 2014 selon l'Infocentre de santé publique de l'INSPQ.

6.2.3 PREUVES ÉPIDÉMIOLOGIQUES

À la connaissance des auteurs du présent document, aucune étude épidémiologique québécoise ou autre n'a comparé les risques sanitaires découlant de l'exposition aux fumiers avec ceux associés aux biosolides. Cependant, plusieurs régions du Québec ont déjà été en situation de surplus⁴⁷ de déjections animales; les utilisations notables 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.

Dans une première étude portant sur sept bassins versants québécois, Levallois *et al.* (2004) ont voulu vérifier si les personnes résidant dans les municipalités rurales en surplus de fumier présentaient un risque plus élevé de contracter une gastro-entérite que celles résidant dans les municipalités sans surplus. L'évaluation de ce risque a été réalisée en lien avec la qualité de l'eau potable provenant de puits privés par l'intermédiaire d'un questionnaire soumis à plus de 1 100 familles. La prévalence de symptômes gastro-entériques était similaire, tant chez les personnes exposées (9,5 %) résidant dans des municipalités en surplus de fumier que chez les témoins (9,5 %) habitant des municipalités sans surplus. Donc, aucun lien n'a été observé avec la consommation d'eau ni avec les sources potentielles de contamination des puits d'approvisionnement en eau potable, tel l'épandage de fumier ou de lisier.

Même si les résultats semblent indiquer un faible impact du surplus de fumier sur le risque de contracter une gastro-entérite, il faut prendre en compte le fait que l'étude a été réalisée pendant une courte période au cours de laquelle la contamination de l'eau était faible. On ne peut donc pas inférer que les résultats auraient été les mêmes dans des conditions environnementales différentes.

Une seconde étude portant sur les sept bassins versants visait à évaluer la fréquence des infections entériques d'origine zoonotique potentiellement transmissibles par l'eau. Deux bases de données sanitaires québécoises ont été utilisées, soit celle des hospitalisations (MED-ECHO) et celle des maladies à déclaration obligatoire (MADO) pour la période allant de 1995 à 1999 (Lebel *et al.*, 2004). L'objectif principal de cette étude était de vérifier l'incidence des cas avec une symptomatologie gastro-entérique aiguë dans les municipalités estimées en surplus de fumier. En ce qui concerne les hospitalisations, le risque d'infections d'origine entérique, possiblement transmissibles par l'eau et ayant une origine animale potentielle, était plus élevé dans les municipalités en surplus de fumier que dans les municipalités témoins avec un rapport de taux standardisé (RTS) de 1,43. Ce dernier était encore plus élevé pour les populations approvisionnées par de l'eau provenant de puits domestiques privés. En ce qui concerne les maladies à déclaration obligatoire, les données révèlent que 93 % des cas recensés, possiblement de source hydrique, sont potentiellement d'origine animale. Il faut noter que la moitié de ces gastro-entérites infectieuses était causée par la bactérie *Campylobacter spp.* Dans l'ensemble, il n'y avait pas de différence statistique entre les municipalités en surplus de fumier et les municipalités témoins, sauf dans le cas d'un approvisionnement en eau provenant de puits domestiques privés.

Febriani *et al.* (2009) ont évalué les associations entre les indicateurs d'élevage intensif de bétail (surplus de fumier et densité animale) et le nombre d'hospitalisations dues à la gastro-entérite aiguë dans 306 municipalités du Québec de 2000 à 2004. Une association significative a été faite entre le surplus de fumier et l'hospitalisation attribuable à la gastro-entérite aiguë chez les enfants de moins

⁴⁷ Plusieurs régions du Québec ont déjà été en situation de surplus en raison d'une production en déjections animales supérieure aux besoins en fertilisation.

de 5 ans, cette affection étant causée par des infections potentiellement d'origine zoonotique. Parmi les infections considérées, il y avait, entre autres, celles causées par *Cryptosporidium parvum*, *Giardia spp.*, *Campylobacter spp.*, *Escherichia coli* et *Salmonella spp.* Le rapport de risque était plus fort lorsque l'eau provenait de sources souterraines non traitées que lorsqu'elle provenait de sources traitées. Une tendance croissante du risque relatif d'hospitalisation pour chaque accroissement de la densité de volailles a été observée dans cette étude chez les enfants de moins de 5 ans, notamment pour les infections causées par *Salmonella spp.*

Dans une étude réalisée au Québec, Kaboré *et al.* (2010) ont également noté que, de 1999 à 2006, l'incidence des gastro-entérites chez les jeunes enfants (causées par *Giardia spp.*, *Campylobacter spp.* et *Salmonella spp.*) était liée à la densité du bétail. Toutefois, l'étude a été limitée par plusieurs facteurs confondants, soit les contacts avec les animaux de ferme, la distance entre la maison et la ferme, la consommation possible d'aliments contaminés, la consommation d'eau et le type de traitements utilisés pour cette eau, etc. Cependant, il semblait évident que les infections chez les jeunes enfants étaient le reflet des facteurs de risque environnementaux présents en milieu rural.

Dans une seconde étude, Febriani *et al.* (2010) ont cherché à savoir si les activités d'élevage intensif, l'épandage de fumier et les fortes précipitations pouvaient avoir une incidence sur le risque de contracter une maladie gastro-intestinale aiguë. Une étude transversale basée sur une enquête téléphonique a été réalisée d'avril 2007 à avril 2008 chez un peu plus de 7 000 personnes vivant dans 54 municipalités québécoises. Selon les résultats, les activités d'élevage intensif étaient négativement associées aux cas de maladies gastro-intestinales aiguës. Cependant, les précipitations élevées ou très faibles étaient positivement associées à la survenue de la maladie. Des précipitations élevées peuvent contribuer à la contamination des cours d'eau par ruissellement ou de la nappe phréatique par transport vertical des microorganismes. De même, une longue période de sécheresse peut contribuer à la contamination locale des sources d'eau par une concentration plus importante de microorganismes pathogènes dans un volume d'eau réduit. Les activités d'élevage intensif n'étaient pas associées à un risque plus élevé de maladies gastro-intestinales aiguës dans cette étude. Il est possible que la conception du devis de l'étude n'ait permis de mesurer que les cas les moins graves ou qu'une partie des sous-populations ait été sous-représentée lors de l'échantillonnage. L'immunité peut aussi expliquer en partie les résultats, puisque l'exposition répétée à certains microorganismes peut favoriser une stimulation du système immunitaire de manière à assurer une immunité efficace.

Le phénomène d'immunité décrit au paragraphe précédent avait été observé ailleurs dans plusieurs études, dont celle de Belongia *et al.* (2003). Dans cette dernière, les auteurs ont démontré que les enfants résidant sur une ferme étaient couramment exposés à *C. jejuni* et à *E. coli* O157:H7, mais sans une augmentation correspondante de l'incidence globale des maladies diarrhéiques. Une stimulation antigénique répétée des expositions se produisant sur une ferme pourrait atténuer ou prévenir la maladie chez ces enfants. Le principal résultat de cette étude était l'évidence sérologique d'une infection antérieure à *C. jejuni* ou à *E. coli* O157:H7. Comme il s'agissait d'une analyse transversale, il a été impossible d'estimer les séroconversions ou de déterminer si les expositions ont précédé le développement d'anticorps. Les données sur l'incidence des diarrhées étaient limitées, et seuls les épisodes ayant requis un suivi médical ont été pris en compte ainsi que les taux effectifs de gastro-entérites antérieures causées par *C. jejuni* ou *E. coli* O157:H7. Frost *et al.* (2005) ont exposé un constat similaire à l'égard de la gastro-entérite d'origine hydrique causée par le protozoaire *Cryptosporidium parvum* dans le Nord-Ouest américain, en établissant un lien entre une réponse sérologique (anticorps) forte contre ce microorganisme et une prévalence réduite d'une infection par ce parasite. Ce qui a été mis en évidence est que les personnes s'approvisionnant en eau de surface non traitée (par exemple à partir de sources affleurantes) étaient moins affectées par la gastro-

entérite causée par *C. parvum*. Dans l'étude de Febriani *et al.* (2010), l'absence de la maladie observée chez le groupe exposé ne signifie pas nécessairement que cela était attribuable à un facteur protecteur en raison d'une exposition préalable à des microorganismes ayant stimulé le système immunitaire, bien que cette hypothèse ait été conservée par les auteurs.

Une autre étude (St-Pierre *et al.*, 2009) a été menée auprès de 8 702 adultes provenant de 161 municipalités du Québec, situées dans des zones de production animale intensive avec surplus de fumier, afin de vérifier si le risque de maladies entériques était plus élevé chez les adultes. La prévalence de la diarrhée était plus élevée chez les adultes âgés de 25 à 34 ans. Cependant, aucune association n'a été établie entre la densité porcine, l'application de lisier et la prévalence diarrhéique. De plus, il n'y avait pas de lien entre le bétail ou la densité animale totale et la prévalence diarrhéique. Enfin, aucun risque n'a été associé avec la consommation d'eau.

Une étude cas-témoin (Levallois *et al.*, 2014) a été conçue pour évaluer l'incidence des gastro-entérites graves, de 2004 à 2007, chez des enfants de 5 ans et moins vivant dans une zone rurale où se pratiquent des activités d'élevage intensif. Afin d'évaluer le risque de contamination de l'eau, un des buts de l'étude était de vérifier si l'approvisionnement en eau potable provenant d'un puits privé (eau souterraine) était contaminé par les activités d'élevage. L'étude a pris en compte les cas de gastro-entérites ayant nécessité une hospitalisation (165 cas) en recherchant la présence de virus, de bactéries et de protozoaires parasites reconnus comme pouvant potentiellement causer des infections zoonotiques d'origine hydrique. Ces microorganismes ont été recherchés dans les selles des enfants hospitalisés. Dans l'eau potable, des microorganismes indicateurs (virus et bactéries) ainsi que certaines bactéries pathogènes ont par ailleurs été recherchés.

Aucun lien n'a pu être observé entre l'incidence des 165 cas de gastro-entérites pour lesquels il y avait eu une hospitalisation ou une déclaration aux autorités de santé publique et la qualité microbienne de l'eau potable comparativement au groupe témoin. Même si l'étude a révélé un risque plus élevé de maladies entériques possiblement transmises par l'eau dans les municipalités estimées en surplus de fumier, notamment d'origine porcine, il a été impossible de statuer sur l'origine zoonotique et agricole de ce risque élevé. Comme dans une étude antérieure de Levallois *et al.* (2004), l'indicateur d'exposition individuelle employé, soit le surplus de fumier, est imprécis, alors que la gastro-entérite peut être attribuable à des facteurs comme des contacts directs avec des animaux domestiques, de ferme ou situés dans un jardin zoologique plutôt qu'à la consommation d'eau potable.

L'ensemble des études réalisées au Québec constitue une évaluation intéressante des risques pour la santé des populations qui vivent dans les zones rurales en surplus de fumier ou qui accueillent des activités d'élevage intensif. Ces études réalisées sur des territoires importants indiquent de faibles risques sanitaires associés aux productions animales même si ces risques demeurent possibles.

Quoiqu'aucune étude québécoise ne permette une comparaison des risques d'infections entériques entre les fumiers et les biosolides, les risques ne peuvent être complètement exclus pour les biosolides comme l'a démontré l'étude de Brooks *et al.* (2012). De plus, les humains sont généralement plus sensibles aux matières infectieuses provenant de l'humain lui-même. Les biosolides municipaux peuvent aussi être à l'origine de la propagation d'organismes pathogènes comme certaines espèces d'helminthes, de protozoaires, de bactéries et de virus. Cependant, il apparaît important de préciser qu'environ 80 % des MRF épandues sur les sols agricoles sont de catégorie P1; elles sont donc désinfectées ou exemptes de contamination fécale. Approximativement 20 % du reste des MRF est de catégorie P2 et fait l'objet d'une désinfection partielle. Toutefois, ces dernières MRF (P2) font l'objet de nombreuses contraintes d'épandage, beaucoup plus restrictives

que les normes s'appliquant aux fumiers de ferme non désinfectés (Hébert, 2005; MDDEP, 2012; Gouvernement du Québec, 2015c). Un biosolide municipal assaini (P1) représente un risque microbien négligeable comparativement aux fumiers non stabilisés provenant d'animaux. Dans son approche de mitigation des risques, le MDDELCC a restreint l'utilisation des biosolides de catégorie P2 afin d'éviter une contamination éventuelle des aliments, de l'eau, de l'air, des voisins et des travailleurs par les différentes voies d'exposition. Les mesures de mitigation mises en place au Québec feront l'objet d'une analyse plus importante au chapitre 7.

6.2.4 TRANSFERT DE L'ANTIBIORÉSISTANCE

Un aspect important en lien avec la présence de microorganismes dans les fumiers est le transfert de l'antibiorésistance (voir la sous-section 4.2.3 concernant l'antibiorésistance dans les biosolides municipaux). L'élevage a été reconnu comme étant une source notable de dissémination de l'antibiorésistance (Kemper, 2008), notamment en raison des nombreuses substances antimicrobiennes utilisées (Allaire-Verville, 2014). L'importance de l'antibiorésistance est telle qu'elle a généré un axe de recherche propre visant à caractériser le résistome intestinal, soit les gènes de résistance associés aux microorganismes ou aux vivants dans le microbiome intestinal (Udikovic-Kolic *et al.*, 2014). Il faut rappeler ici que le transfert de la résistance peut se faire lors de la répllication d'une bactérie, donc dans la lignée de l'espèce ou de la souche concernée, mais aussi par *transfert horizontal*, c'est-à-dire entre deux bactéries non apparentées (par exemple, d'un microorganisme intestinal excrété dans l'environnement vers un microorganisme indigène du sol). Le transfert horizontal se fait habituellement par des éléments génétiques mobiles, tels les plasmides, les transposons et les intégrons.

La persistance des substances antimicrobiennes dans les déjections est relativement courte pour certaines molécules, avec une demi-vie de quelques jours, mais elle peut atteindre plusieurs mois pour des classes comme celles des tétracyclines et des quinolones, ce qui est suffisant pour engendrer le développement de l'antibiorésistance chez le microbiote indigène du sol par transfert de gènes (Chee-Sanford *et al.*, 2009). Ce constat est aussi démontré par Udikovic-Kolic *et al.* (2014) qui précisent que des bactéries issues du microbiote intestinal de bovins et qui sont résistantes aux bêta-lactamines (comprenant notamment les pénicillines) ne survivent pas dans le sol, mais que la résistance à cette famille d'antibiotiques est bien identifiable chez le microbiote du sol à la suite d'un transfert de gènes. Dans le sol, la résistance peut être transférée à des microorganismes appartenant à des genres reconnus comme étant pathogènes pour les humains, comme certains *Escherichia*, *Pseudomonas* et *Shigella* (Wang *et al.*, 2014b). L'apparition de *Staphylococcus aureus* résistant à la méthicilline (SARM) a par ailleurs été rapportée à proximité de bâtiments d'élevage porcin, la présence du SARM étant bien documentée chez les porcs (Schulz *et al.*, 2012).

Dans un autre contexte, le transfert des gènes de résistance n'est pas mis en cause. Il s'agit plutôt de microorganismes pathogènes antibiorésistants infectant habituellement les animaux, qui peuvent devenir infectieux chez les humains. Une situation typique de souches microbiennes antibiorésistantes chez les animaux transmissibles aux humains peut être illustrée avec *Salmonella* Dublin, un sérotype habituellement associé aux bovins. Cette bactérie est connue depuis un siècle, mais elle est rarement identifiée chez les humains chez qui elle est toutefois plus invasive, causant une maladie grave. Présente dans l'Ouest canadien depuis 1988, c'est en 2011 que le premier cas animal a été identifié au Québec. Des isolats extrêmement résistants ont été identifiés au Canada; en 2014, 56 % des isolats collectés étaient résistants à 6 classes d'antibiotiques. Avant 2010, le nombre de cas humains au Québec variait d'un à trois par année; depuis 2011, il est de quatre à six cas, coïncidant ainsi avec l'apparition de la bactérie dans le cheptel bovin québécois. L'analyse génomique des souches animales et humaines ayant montré une grande similitude

génétique, on peut soupçonner un lien épidémiologique, lequel reste toutefois à être démontré (D. Daignault, Agence de la santé publique du Canada, communication personnelle, 2016; S. Bekal, Laboratoire de santé publique du Québec, communication personnelle, 2016).

Coleman *et al.* (2013) ont montré que le risque de trouver des bactéries *Escherichia coli* antibiorésistantes à plus de trois classes d'antibiotiques était plus important dans des puits souterrains individuels situés sur une ferme porcine (risque relatif de 5,5) ou sur une ferme bovine (risque relatif de 2,2) que dans des puits situés sur des propriétés sans élevage. Les auteurs font un lien direct avec l'élevage et précisent que la résistance aux tétracyclines domine le portrait de l'antibiorésistance, cette classe d'antibiotiques étant largement utilisée en élevage au Canada.

L'épandage de déjections animales contribue donc à augmenter le nombre de microorganismes et de gènes antibiorésistants dans le sol et l'eau, comme cela est démontré par Burkhardt *et al.* (2005); Heuer *et al.* (2011) ainsi que Munir et Xagorarakis (2011). Ces derniers rapportent par ailleurs que la contribution des fumiers à la dissémination de l'antibiorésistance peut être beaucoup plus importante que celle associée aux biosolides municipaux.

Les microorganismes résistants peuvent être présents dans la nappe phréatique (eau souterraine), comme le démontrent Chee-Sanford *et al.* (2001); Mackie *et al.* (2006) ainsi que Koike *et al.* (2007) dans des sols situés à proximité de bâtiments d'élevage porcin ou de structures d'entreposage de lisier. Depuis la nappe phréatique, les substances antimicrobiennes d'origine vétérinaire ainsi que les microorganismes ayant acquis une résistance peuvent migrer vers les puits d'approvisionnement en eau potable (Batt *et al.*, 2006).

Par ailleurs, le risque d'ingestion d'éléments génétiques mobiles véhiculant de l'antibiorésistance à la suite de la consommation de végétaux existe, mais il est difficile à caractériser, comme le rapportent Marti *et al.* (2013) dans le cadre d'expériences menées en Ontario. Ces auteurs notent avoir détecté des microorganismes résistants (ou des éléments mobiles) sur des végétaux semés dans des sols fertilisés avec des fumiers ou des lisiers. Cependant, ils précisent que de l'antibiorésistance a aussi été détectée sur des végétaux se développant dans des sols non amendés par des déjections animales, mettant ainsi en évidence le fait que des microorganismes indigènes du sol peuvent développer de telles caractéristiques. Marti *et al.* (2014) précisent que le délai minimal de 120 jours après l'épandage de déjections animales (fumiers ou lisiers) prescrit par la U.S. EPA est insuffisant puisque, dans certaines circonstances (temps froid et humide), les gènes de résistance peuvent persister sur une plus longue période. Les auteurs mentionnent aussi qu'un traitement préalable des déjections (compostage, par exemple) est souhaitable.

Il faut par ailleurs souligner que le transfert de l'antibiorésistance des animaux aux humains est un phénomène complexe qui ne tient pas qu'à la présence de bactéries ou de gènes résistants dans les déjections et l'environnement. Le contact direct avec les animaux ainsi que la consommation d'aliments carnés peuvent aussi entraîner ce transfert. À titre d'exemple, l'injection du ceftiofur *in ovo*, afin de prévenir l'omphalite chez le poussin, a engendré de la résistance chez les bactéries *Escherichia coli* et *Salmonella* Heidelberg, lesquelles ont été identifiées dans la chair de poulet vendue aux consommateurs. Un lien direct a été établi entre la fréquence d'usage de cet antibiotique dans les couvoirs et le pourcentage de bactéries antibiorésistantes dans la chair de poulet (Dutil *et al.*, 2010). Dans un tel contexte, il est alors difficile d'associer spécifiquement le transfert de l'antibiorésistance aux humains à une voie particulière (environnementale ou alimentaire), les deux étant probablement impliquées dans ce processus.

7 Réflexions sur les risques sanitaires liés à l'utilisation agricole des biosolides municipaux au Québec

Il est difficile de statuer sur les risques sanitaires découlant de l'usage agricole des biosolides sur la base des preuves épidémiologiques recensées, notamment en raison du faible nombre d'études disponibles et de considérations méthodologiques. En contrepartie, et ce, malgré plusieurs incertitudes, les évaluations du risque publiées dans la littérature bonifient grandement la compréhension des facteurs qui modulent le risque.

La plupart des analyses de risque évaluées dans le cadre du présent mandat indiquent un faible risque chimique pour les biosolides de sources municipales. En ce qui concerne les métaux, les situations où l'indice de risque (IR) dépasse le seuil d'acceptation s'expliquent souvent par des situations non extrapolables au Québec. De fait, les seuls risques jugés préoccupants dans la littérature scientifique sont en lien avec un bruit de fond important (contamination du sol avant l'épandage), l'élaboration de scénarios prudents ou l'utilisation de concentrations en contaminants ou de charges au sol dépassant les exigences normatives en vigueur au Québec. Le maintien et le respect des normes en vigueur au Québec devraient permettre de garder le risque de dépassement des IR à un niveau très faible.

Bien que les risques reliés à certains contaminants organiques soient moins documentés, les études indiquent généralement qu'ils sont faibles. C'est notamment le cas pour les antibiotiques ainsi que pour d'autres produits pharmaceutiques et produits de soins personnels mesurés à des teneurs infimes ou nulles dans les cultures légumières provenant de sols amendés avec des biosolides. Ces faibles risques pourraient s'expliquer, entre autres choses, par le fait que les teneurs de certains contaminants comme les dioxines et les furanes, les BPC et les HAP soient en décroissance dans l'environnement au Québec et se situent donc maintenant en moyenne à des concentrations très faibles dans les biosolides municipaux (Hébert *et al.*, 2011). En contrepartie, les teneurs en PBDE sont en hausse dans les boues municipales. Cependant, les données disponibles démontrent que ces produits sont peu absorbés par les plantes (Xia *et al.*, 2010). Même si peu d'études ont évalué les risques des PBDE présents dans les boues, une étude réalisée au Québec précise que leur concentration dans le lait provenant de fermes ayant utilisé des biosolides pendant de nombreuses années ne contribue pas à augmenter de façon sensible l'exposition globale en PBDE chez les consommateurs québécois (Hébert *et al.*, 2011). Selon ces auteurs, la même conclusion pourrait s'appliquer à la viande produite par ces fermes.

Certaines évaluations du risque microbien concluent à une absence de risque, alors que d'autres le jugent important. Ces conclusions sont en apparence contradictoires, mais l'analyse des facteurs qui modulent le risque permet généralement d'expliquer certains résultats jugés préoccupants (voir le chapitre 5). Les études retenues dans le contexte de ce travail évaluaient souvent des scénarios improbables au Québec en raison notamment du cadre réglementaire qui permet uniquement l'utilisation de biosolides dont les caractéristiques microbiennes réduisent de manière notable les risques. À titre d'exemple, seuls des biosolides ayant reçu une certification du BNQ peuvent être appliqués sur des sols en cultures maraîchères, alors que les données disponibles en lien avec les risques infectieux potentiels des biosolides concernent, à part quelques exceptions, des boues de classe B équivalant à la catégorie P2 au Québec (boues non permises en cultures destinées aux humains).

Il semble reconnu que lorsque des mesures sont mises en place pour assurer une bonne gestion des biosolides, les risques d'épandage en milieu agricole sont faibles. Un rapport américain rapporte par

ailleurs l'absence de cas de contamination documentés scientifiquement lorsque les normes gouvernementales sont respectées (NRC, 2002). Le ministère de l'Environnement de l'Ontario a fait un constat similaire après 25 ans de valorisation de biosolides municipaux (Smith, 2009). En France, après 30 ans d'épandage agricole de boues d'épuration des eaux usées, l'épandage des biosolides n'a jamais été mis en cause lors d'enquêtes concernant des épidémies d'origine environnementale, peu importe le vecteur de la contamination (eau, alimentation, etc.). L'ensemble des observations faites par le groupe de travail français amène d'ailleurs à conclure que le risque infectieux découlant de l'épandage de boues d'épuration est faible pour la population générale (INERIS, 2007).

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 infectieux 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 y sont en vigueur, devraient permettre de maintenir les risques sous des niveaux acceptables, voire négligeables si elles sont réellement appliquées et respectées.

7.1 Capacité des pratiques de gestion à minimiser les risques sanitaires

Au Québec, l'usage des biosolides en milieu agricole est tout d'abord permis en fonction de la qualité des boues. Un des principes directeurs retenus pour l'élaboration du guide québécois sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes précise l'importance d'élaborer des critères prudents à l'échelle mondiale afin de favoriser l'acceptabilité des MRF sur le plan social et de préserver les marchés pour les agriculteurs qui misent sur une production d'aliments reconnus pour leur innocuité. Par ailleurs, le guide souligne l'importance que ces critères soient justifiés scientifiquement en vue de minimiser les risques pour la santé et l'environnement. Ainsi, les normes québécoises en lien avec la présence de contaminants organiques, inorganiques ou de microorganismes pathogènes dans les biosolides sont actuellement parmi les plus sévères au monde (voir la sous-section 3.3.3). Elles sont généralement équivalentes ou supérieures aux normes établies pour les biosolides étant qualifiés de « qualité exceptionnelle » (QE) aux États-Unis et habituellement supérieures aux normes européennes. Pour certains contaminants inorganiques comme les dioxines et les furanes, la réglementation québécoise est parmi les rares à avoir une exigence normative.

De façon générale, les contraintes d'épandage sont déterminées en fonction des caractéristiques des biosolides afin de minimiser les risques d'utilisation. Ainsi, tandis que les biosolides de catégorie P1 font l'objet de peu de restrictions, mis à part l'obligation d'être certifiés par le BNQ avant leur application sur des cultures vivrières, ceux de catégorie P2 ne sont quant à eux permis que pour des cultures fourragères et de grains destinées à l'alimentation animale.

Comme cela est décrit au chapitre 3, les projets de recyclage de biosolides doivent être préalablement autorisés par un certificat d'autorisation (CA), faire l'objet d'une approbation de projet (AP) ou sinon être certifiés conformes par le BNQ. Ainsi, lorsqu'une activité de recyclage est susceptible de modifier la qualité de l'environnement au sens de l'article 22 de la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE), cette activité nécessite l'obtention d'un CA. Dans sa demande de CA, le demandeur doit présenter les résultats d'analyses effectuées sur la matière résiduelle qu'il souhaite valoriser afin de démontrer que celle-ci possède des propriétés agronomiques intéressantes et qu'elle satisfait aux critères établis. Ces résultats doivent être fournis selon une fréquence déterminée et suivant des méthodes d'échantillonnage et d'analyse conformes au *Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes*. Par exemple, lorsqu'une demande de CA est requise pour l'application de biosolides, les analyses et l'échantillonnage devant servir à confirmer la catégorie de

la MRF doivent être effectués par un laboratoire accrédité ou une firme indépendante accréditée. Par ailleurs, le MDDELCC effectue sporadiquement des contrôles afin de s'assurer de la conformité des MRF.

L'établissement de règles visant à autoriser des usages sur la base de la qualité des biosolides, principalement la désinfection pour les catégories P1 et P2, permet certainement de réduire les risques d'utilisation à des seuils acceptables. Toutefois, le cadre réglementaire du Québec en matière de gestion des MRF va encore plus loin en imposant de nombreuses pratiques de gestion ayant pour but de réduire les risques pour la santé et l'environnement, notamment en ce qui a trait aux biosolides. Ces pratiques concernent principalement les facteurs de modulation du risque déterminés dans les évaluations du risque (voir les sections 5.2 et 5.3) et décrivent, spécialement, les exigences relatives à l'incorporation des biosolides dans le sol, les distances séparatrices à respecter ainsi que les types de cultures qui peuvent recevoir des boues.

7.1.1 PROMOTION DE PRATIQUES DE GESTION AYANT UN IMPACT SUR LA RÉDUCTION DES CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS

Les analyses de risque répertoriées dans le cadre de ce travail suggèrent que les pratiques favorisant une certaine dilution des contaminants peuvent théoriquement abaisser 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 souterraines. Comme cela est discuté dans le chapitre 5, l'incorporation dans les sols permet généralement d'abaisser le risque infectieux sous les seuils acceptables, à moins que des conditions environnementales (ex. : hauteur de la nappe phréatique) ou des comportements augmentent de manière accrue l'exposition (ingestion de quantités importantes de sols, ingestion d'aliments récoltés dans un court délai suivant la fertilisation). À ce propos, le *Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes* 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 surface. Ce délai passe à moins de 6 heures lorsque la protection du public est ciblée pour ce qui est de certaines options de qualité des résidus en lien avec le critère P2.

L'épandage de matières fertilisantes est interdit dans un cours d'eau ou un plan d'eau ainsi qu'à l'intérieur de la bande riveraine dont les limites sont définies par règlement municipal. Il ne peut pas non plus se faire en l'absence d'une bande riveraine définie par règlement municipal; ni à l'intérieur d'une bande de 3 m d'un cours d'eau, d'un lac ou d'un marécage d'une superficie minimale de 10 000 m²; ni dans un fossé agricole à l'intérieur d'une bande de 1 m de ce fossé. Aussi, conformément au Règlement sur le captage des eaux souterraines⁴⁸, l'épandage de MRF est interdit à moins de 30 m de tout ouvrage de captage d'eau souterraine destinée à la consommation humaine. Cette distance est portée à 100 m lorsqu'il s'agit de boues provenant d'ouvrages municipaux, d'assainissement des eaux usées ou de tout autre système de traitement ou d'accumulation d'eaux usées sanitaires, ou de matières contenant de telles boues, et que ces boues ou matières ne sont pas certifiées conformes aux normes CAN/BNQ 0413-200 ou CAN/BNQ 0413-400. Par ailleurs, il est interdit d'épandre des matières fertilisantes sur un sol gelé ou enneigé. Au Québec, le Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (Gouvernement du Québec, 2015b), qui couvre tant les biosolides que les fumiers, définit des aires de protection immédiate, intermédiaire et éloignée autour des sites de prélèvement d'eau souterraine et de surface destinée à la consommation humaine.

⁴⁸ L.R.Q., c. Q-2 a. 31, 46, 86, 87, 115.27, 115.34 et 124.1.

Il faut aussi savoir que plusieurs sols agricoles du Québec sont drainés à l'aide de tuyaux situés approximativement à 1 m de profondeur, qui interceptent l'eau de percolation de façon à assécher les sols plus rapidement. Cette eau drainée est généralement acheminée vers les fossés de ferme, donc au niveau de l'eau de surface. Lorsque l'eau de surface est employée comme source d'approvisionnement en eau potable, elle fait habituellement l'objet de nombreux traitements, ce qui n'est pas forcément le cas des puits d'eau souterraine. Cependant, pour l'eau souterraine, le RPEP (Gouvernement du Québec, 2015b) impose des distances et des interdictions qui sont étroitement reliées au risque. Par exemple, la distance séparatrice pour les virus, dans le cas des biosolides non certifiés par le BNQ, est plus grande que la distance séparatrice pour les bactéries, qui s'applique aussi aux MRF et aux fumiers. La distance à respecter est aussi modulée en fonction de la vulnérabilité de l'aquifère, du niveau de contamination ambiant en nitrates et de l'usage de l'aquifère, soit du puits (M. Hébert, 2015, communication personnelle).

L'ensemble des études recensées dans le présent travail démontre que le risque diminue lorsque la distance entre la population exposée et la source d'exposition aux biosolides de catégorie P2 augmente. Bien que les différences observées sous-tendent potentiellement les difficultés des modèles à réaliser des évaluations très précises, les résultats des études fournissent des balises, voire un ordre de grandeur de distances potentiellement sécuritaires. Une étude spécifie que les risques sont généralement inférieurs à la valeur de référence de risque (1×10^{-4}) pour une exposition à plus de 165 m d'un lieu d'épandage, peu importe les conditions d'exposition, la vitesse du vent par exemple (Viau *et al.*, 2011). D'autres auteurs suggèrent qu'une distance de 30,5 m est sécuritaire (Brooks *et al.*, 2005a, Brooks *et al.*, 2005b; Eisenberg *et al.*, 2008). La différence appréciable entre ces estimations incite à les considérer comme des balises fournissant un ordre de grandeur. Quoiqu'il fasse garder en mémoire les incertitudes manifestes que ces estimations sous-tendent, il semble pertinent de considérer une valeur près de 165 m comme très sécuritaire.

En plus de compléter les exigences en matière de distances séparatrices en vue de protéger les eaux souterraines et de surface, le *Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes* (MDDELCC, 2015) indique de telles distances pour protéger la population contre des expositions à des aérosols. Par exemple, il est 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.

7.1.2 MISE EN PLACE DE CONDITIONS FAVORISANT LA DÉCROISSANCE DES MICROORGANISMES PATHOGÈNES

La survie des microorganismes dans le sol varie selon l'espèce ou la souche, leur concentration diminuant de façon significative de sept jours à un mois suivant l'application des biosolides. Dans le cas des protozoaires parasites et de la plupart des bactéries, les risques décrits dans la littérature sont négligeables au-delà d'un mois après l'épandage, alors que les risques d'infections virales le deviennent après 4 mois, même pour un enfant ayant un comportement pica⁴⁹. Au Québec, le *Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes* 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 site où a eu lieu cet épandage (ce délai est de 14 mois pour les cultures dont la partie récoltée est située au-dessus du sol). Un délai de 12 mois est aussi exigé avant de laisser des animaux accéder à un pâturage dont l'une des parcelles a reçu des matières fertilisantes faisant l'objet de l'interdiction.

Outre la présence et la recroissance des microorganismes, lesquels peuvent représenter un risque en raison de leur nature pathogène le cas échéant, il faut aussi considérer le risque associé à l'antibiorésistance et de son transfert éventuel vers les microorganismes indigènes du sol. Il n'existe

⁴⁹ Le comportement pica est caractérisé par l'ingestion volontaire de substances non comestibles.

pas une quantité considérable d'informations à ce propos dans la littérature scientifique, mais le risque est bien réel, surtout pour les biosolides de catégorie P2. Dans ce contexte, toute pratique qui vise à favoriser la réduction du nombre de microorganismes issus des biosolides, qu'ils soient pathogènes ou non (l'antibiorésistance n'est pas en lien avec le caractère pathogène), doit être mise en œuvre. Il faut noter que l'épandage de déjections animales contribue aussi à augmenter le nombre de microorganismes et de gènes antibiorésistants dans le sol et l'eau. Selon Burkhardt *et al.* (2005); Heuer *et al.* (2011) et Munir et Xagorarakis (2011), la contribution des fumiers à la dissémination de l'antibiorésistance peut être beaucoup plus importante que celle associée aux biosolides municipaux. Marti *et al.* (2014) notent qu'un délai adéquat doit être imposé entre l'application des déjections animales sur le sol et la récolte des productions végétales. Rahube *et al.* (2014) précisent une période minimale de 12 à 15 mois dans le contexte leur étude sur les biosolides municipaux. Les délais minimaux prescrits au Québec sont de cet ordre, et, conséquemment, sont adéquats au regard de ce qui est recommandé.

7.1.3 RESPECT D'UN DÉLAI ENTRE L'APPLICATION DES BIOSOLIDES ET L'EXPOSITION

Même s'ils ne sont pas les voies d'exposition principales, le contact cutané direct et l'inhalation de particules ou de bioaérosols demeurent des sources d'exposition potentielles. Si la période entre l'épandage et le contact de la population avec les biosolides est plus grande que le temps de survie des microorganismes pathogènes, les risques seront négligeables (Gale, 2005; Brooks *et al.*, 2012). Dans une optique de protection du public, le *Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes* indique qu'un délai de 12 mois doit être respecté entre le moment de l'épandage et l'accès du public au lieu d'épandage de MRF de catégorie P2.

Il n'y a pas de règlement à cet effet pour les fumiers. Cependant, certains guides de bonnes pratiques ou programmes de salubrité des fruits et des légumes recommandent le respect d'un intervalle assez similaire entre l'épandage de fumier et la récolte. Il apparaît donc important de réfléchir à l'élaboration d'une telle exigence réglementaire dans le cas des fumiers.

7.1.4 RÉDUCTION DE L'EXPOSITION ALIMENTAIRE AUX CONTAMINANTS MICROBIOLOGIQUES DES BIOSOLIDES

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 BNQ. Ces biosolides sont d'une grande qualité chimique et microbienne et, de plus, la certification oblige les producteurs de biosolides certifiés à effectuer différentes activités de contrôle entièrement indépendantes.

Par ailleurs, le comportement pica a été déterminé comme une voie d'exposition potentiellement importante, notamment pour les enfants. Cependant, contrairement aux fumiers, plusieurs distances séparatrices supplémentaires sont prescrites dans la réglementation concernant les MRF de catégorie P2 en vue de prévenir les risques microbiens. Ainsi, la probabilité d'une exposition en lien avec ce comportement est réduite, car la présence de l'enfant dans la zone où l'épandage est permis est davantage restreinte.

7.2 Importance du maintien des exigences réglementaires en vigueur

Comme il est déjà précisé plus haut dans le texte, la réglementation québécoise propose plusieurs mesures pour réduire les risques liés à l'utilisation des biosolides en milieu agricole. La majorité des facteurs contribuant au dépassement des seuils de risque reconnus comme étant sécuritaires par la communauté scientifique sont par ailleurs considérés par ce cadre réglementaire et administratif. Dans ce contexte, on peut présumer que, dans des conditions d'utilisation comme celles exigées au Québec, le risque microbien découlant de l'épandage des biosolides pourrait être moins important

que le risque estimé par les évaluations recensées dans la littérature scientifique. Cependant, comme il est impossible d'exclure complètement les risques en lien avec la présence de contaminants chimiques – et surtout de microorganismes pathogènes dans les biosolides municipaux, notamment les biosolides correspondant à la catégorie P2 – il apparaît important que les restrictions d'usage prescrites quant à la qualité des biosolides ainsi que certaines règles en lien avec la gestion de ces produits soient maintenues et que des efforts de contrôle soient poursuivis pour assurer leur respect. Des efforts devraient aussi être entrepris pour limiter les usages illégaux de boues, notamment celles provenant de fosses septiques.

7.2.1 MAINTIEN DES EXIGENCES EN MATIÈRE D'ANALYSE DES CONTAMINANTS CHIMIQUES ET DES PATHOGÈNES

La qualité des biosolides est certainement le facteur qui contribue le plus à la réduction des risques. Il est donc primordial de maintenir les exigences en matière de caractérisation des biosolides afin de s'assurer du respect des exigences normatives. Par ailleurs, les résultats qui découlent des analyses de contaminants chimiques et microbiens présents dans les biosolides sont nécessaires pour documenter les tendances temporelles en matière de contamination des boues. Ainsi, même si les analyses chimiques et microbiennes représentent un coût non négligeable pour les producteurs de biosolides municipaux, il apparaît nécessaire de maintenir les exigences actuelles. À titre d'exemple, même si les données disponibles indiquent une diminution notable des dioxines et des furanes dans les boues municipales au cours de la dernière décennie, des fluctuations parfois importantes peuvent encore être observées dans certaines municipalités, d'où l'importance de pouvoir assurer une surveillance de la contamination. Par ailleurs, dans l'éventualité où les connaissances scientifiques futures le justifieraient, il pourrait également être pertinent d'envisager l'analyse de certains contaminants émergents tels que les produits pharmaceutiques, les plastifiants ou les retardateurs de flamme.

7.2.2 MAINTIEN ET BONIFICATION DES MÉCANISMES VISANT À CONTRÔLER LES EXIGENCES RÉGLEMENTAIRES EN MATIÈRE DE GESTION DES BIOSOLIDES EN MILIEU AGRICOLE

Si la qualité des biosolides fait l'objet d'une assez grande surveillance, il est tout aussi essentiel que des mesures efficaces soient mises en place pour vérifier l'application des nombreuses règles d'atténuation des risques prescrites par la réglementation. Actuellement, ce rôle revient principalement au MDDELCC qui doit s'assurer du respect des normes, des lois et des règlements. Il est important que le Ministère maintienne les ressources nécessaires pour réaliser les activités d'inspection et assure leur pérennité.

7.2.3 MISE EN PLACE D'UN PROGRAMME DE VEILLE SCIENTIFIQUE ET BONIFICATION DE LA RÉGLEMENTATION SUR LA BASE DE L'AVANCEMENT DES CONNAISSANCES

Bien que les différents risques potentiels des biosolides apparaissent faibles dans le contexte de la réglementation et des normes de gestion actuelles, une veille scientifique devrait être mise en place en vue d'améliorer l'état des connaissances sur les risques microbiologiques et sur certains risques en lien avec des éléments chimiques et des contaminants d'intérêt émergents moins bien documentés. En raison des impacts sanitaires potentiels, les effets des biosolides et des fumiers sur le développement de l'antibiorésistance devront être mieux documentés. Ceci est particulièrement important pour les fumiers qui contribuent davantage à la dissémination de l'antibiorésistance que les biosolides municipaux. Il faut ici préciser qu'au Québec aucun suivi ni étude exhaustive n'a été réalisé pour détecter l'antibiorésistance dans le sol ou dans l'eau des régions rurales où se trouvent des élevages. Un tel suivi devient donc nécessaire dans l'optique où le problème de l'antibiorésistance est devenu suffisamment préoccupant pour qu'il soit maintenant considéré comme hautement prioritaire.

8 Conclusion

La recension de la littérature a permis de repérer et de sélectionner plusieurs publications scientifiques pertinentes concernant des études épidémiologiques et des évaluations du risque traitant de l'exposition de populations aux contaminants chimiques et microbiologiques potentiellement présents dans les biosolides municipaux. Les preuves épidémiologiques se limitent à quatre études pour lesquelles soit l'exposition des populations est mal caractérisée (Khuder *et al.*, 2007) ou insuffisamment documentée (Dorn *et al.*, 1985), soit la comparaison des données entre les groupes exposés et non exposés a été omise dans le protocole de recherche ou dans la présentation des résultats (Lewis *et al.*, 2002; Baker *et al.*, 1980). Ces données fragmentaires sont donc insuffisantes pour apprécier les risques découlant de l'utilisation des biosolides à des fins agricoles. Pour leur part, les évaluations du risque permettent d'améliorer la compréhension des enjeux sanitaires soulevés par cette pratique. De manière générale, les données recensées dans la littérature semblent indiquer que les risques chimiques associés à l'utilisation de biosolides en milieu agricole se situent sous les seuils de risque considérés comme acceptables par les autorités sanitaires. Il faut néanmoins garder en mémoire les incertitudes quant à la qualité des données et à leurs lacunes, et ceci autant pour les évaluations du risque chimique que pour les évaluations du risque microbiologique. Les risques infectieux, quant à eux, pourraient être préoccupants, selon l'influence de divers facteurs. Or, ces facteurs sont généralement pris en compte dans les pratiques de gestion en vigueur au Québec, ce qui permet de minimiser de façon considérable les risques sanitaires.

La comparaison des risques sanitaires potentiels associés aux biosolides avec ceux associés aux déjections animales a aussi mis en évidence l'importance d'accorder une plus grande attention à l'utilisation sécuritaire des déjections animales. En effet, même si les fumiers peuvent être employés de façon très sécuritaire, ils contiennent aussi des contaminants chimiques et microbiens et peuvent être à l'origine de la contamination de l'eau potable, de l'eau récréative ou de l'eau d'irrigation utilisée pour les cultures; des problèmes sanitaires comme les maladies infectieuses ou le transfert de l'antibiorésistance pouvant donc être associés à la présence de déjections animales dans ces eaux.

Il va de soi que le cadre réglementaire actuel et les guides de bonnes pratiques proposés pour assurer un encadrement sécuritaire de l'usage des biosolides municipaux et des fumiers de ferme en tant que fertilisants devront être maintenus et bonifiés selon l'évolution des connaissances scientifiques. Il en va de même pour les mécanismes de contrôle et de surveillances de leur mise en application. Ceci est d'autant plus important dans le contexte de l'utilisation éventuelle des biosolides en agriculture maraîchère. Même si plusieurs études permettent d'apprécier les risques sanitaires découlant de l'utilisation des biosolides comme fertilisants, plusieurs incertitudes demeurent en raison notamment des différences observées entre les méthodologies employées lors des essais ou des expériences scientifiques menés au cours de ces études. Dans un tel contexte, il importe de maintenir une veille scientifique sur le sujet et plus spécialement sur les questions en lien avec certains contaminants chimiques moins bien documentés, différents contaminants d'intérêt émergents ou le développement de l'antibiorésistance.

Références

- Agence canadienne d'inspection des aliments. (2010). *Guide sur les exigences réglementaires fédérales canadiennes relatives aux engrais et suppléments*. Agence canadienne d'inspection des aliments. Repéré à : <http://www.inspection.gc.ca/francais/plaveg/fereng/guide/tctmf.shtml>
- Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie et Assemblée permanente des Chambres d'agriculture. (2005). *Dérogations relatives à la réglementation sur l'épandage des boues de station d'épuration : comment formuler une demande pour les sols à teneurs naturelles élevées en éléments traces métalliques?* (Guide technique n°60). France : Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie et Assemblée permanente des Chambres d'agriculture.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (1999a). *Toxicological profile for cadmium*. Atlanta, GA : U.S. Department of Health and Human Services.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (1999b). *Toxicological profile for mercury*. Atlanta, GA : U.S. Department of Health and Human Services.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2007a). *Toxicological profile for lead*. Atlanta, GA : U.S. Department of Health and Human Services.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2007b). *Toxicological profile for arsenic*. Atlanta, GA : U.S. Department of Health and Human Services.
- Allaire-Verville, M. (2014). *Revue de la documentation scientifique et synthèse des connaissances sur la présence et les effets des pharmaceutiques vétérinaires dans l'environnement*. (Formulaire de stage et rapport d'activité de la maîtrise professionnelle en sciences de l'eau). Rapport présenté au Centre Eau Terre Environnement de l'Institut national de la recherche scientifique. Repéré à <http://espace.inrs.ca/2414/1/I347.PDF>
- Altekruse, S. F., Stern, N. J., Fields, P. I. et Swerdlow, D. L. (1999). *Campylobacter jejuni*: an emerging foodborne pathogen. *Emerging Infectious Diseases*, 5(1), 28-35.
doi :10.3201/eid0501.990104
- Apedaile, E., CH2M HILL Canada Limited et Cole, D. (2002). *Health aspects of biosolids land application* (Prepared for the City of Ottawa, under the direction of the Medical Officer of Health).
- Aryal, N. et Reinhold, D. M. (2011). Phytoaccumulation of antimicrobials from biosolids: impacts on environmental fate and relevance to human exposure. *Water Research*, 45(17), 5545-5552.
- Baker, J., Landrigan, P. J. et Glueck, C. J. (1980). Metabolic consequences of exposure to polychlorinated biphenyls (PCB) in sewage sludge. *American Journal of Epidemiology*, 112(4), 553-63.
- Banasik, M., Hardy, M., et Stedeford, T. (2009). Provisional human health risk assessment of PBDEs in sewage sludge used for agricultural purposes. *Chemosphere*, 77(5), 699-701; author reply 702-703.
- Bassil, R. J., Bashour, I. I., Sleiman, F. T. et Abou-Jawdeh, Y. A. (2013). Antibiotic uptake by plants from manure-amended soils. *Journal of Environmental Science and Health - Part B: Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, 48(7), 570-574.
doi:10.1080/03601234.2013.774898

- Batt, A. L., Snow, D. D. et Aga, D. S. (2006). Occurrence of sulfonamide antimicrobials in private water wells in Washington County, Idaho, USA. *Chemosphere*, 64(11), 1963-1971. doi:10.1016/j.chemosphere.2006.01.029.
- Beauchemin, S. (1993). *Revue de littérature sur les métaux, l'azote et le phosphore dans les boues d'origine municipale, de pâtes et papiers et de désencrage en prévision de leur valorisation en milieux agricole et forestier*. Québec : Ministère des Forêts du Québec.
- Belongia, E. A., Chyou, P.-H., Greenlee, R. T., Perez-Perez, G., Bibb, W. F. et DeVries, E. O. (2003). Diarrhea incidence and farm-related risk factors for *Escherichia coli* O157:H7 and *Campylobacter jejuni* antibodies among rural children. *Journal of Infectious Diseases*, 187(9), 1460-1468. doi:10.1086/374622.
- Blaser, S. A., Scheringer, M., Macleod, M. et Hungerbühler, K. (2008). Estimation of cumulative aquatic exposure and risk due to silver: contribution of nano-functionalized plastics and textiles. *Science of the Total Environment*, 390(2-3), 396-409. doi:10.1016/j.scitotenv.2007.10.010
- Bondarczuk, K., Markowicz, A. et Piotrowska-Seget, Z. (2016). The urgent need for risk assessment on the antibiotic resistance spread via sewage sludge land application. *Environment International*, 87, 49-55.
- Boxall, A. B. A., Johnson, P., Smith, E. J., Sinclair, C. J., Stutt, E. et Levy, L. S. (2006). Uptake of veterinary medicines from soils into plants. *Journal of Agricultural Food Chemistry*, 54(6), 2288-2297. doi:10.1021/jf053041t.
- Brooks, J. P., Gerba, C. P. et Pepper, I. L. (2004). Bioaerosol emission, fate, and transport from municipal and animal wastes. *Journal of Residuals Science and Technology*, 1(1), 15-28.
- Brooks, J. P., Maxwell, S. L., Rensing, C., Gerba, C. P. et Pepper, I. L. (2007). Occurrence of antibiotic-resistant bacteria and endotoxin associated with the land application of biosolids. *Canadian Journal of Microbiology*, 53(5), 616-622. doi:10.1139/W07-021.
- Brooks, J. P., McLaughlin, M. R., Gerba, P. et Pepper, I. L. (2012). Land application of manure and class B biosolids: an occupational and public quantitative microbial risk assessment. *Journal of Environmental Quality*, 41(6), 2009-2023.
- Brooks, J. P., Tanner, B. D., Gerba, C. P., Haas, C. N. et 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. *Journal of Applied Microbiology*, 98(2), 397-405.
- Brooks, J. P., Tanner, B. D., Josephson, K. L., Gerba, C. P., Haas, C. N. et Pepper, I. L. (2005b). A national study on the residential impact of biological aerosols from the land application of biosolids. *Journal of Applied Microbiology*, 99(2), 310-322.
- Burkhardt, M., Stamm, C., Waul, C., Singer, H. et Müller, S. (2005). Surface runoff and transport of sulfonamide antibiotics and tracers on manured grassland. *Journal of Environmental Quality*, 34(4), 1363-1371. doi:10.2134/jeq2004.0261.
- Cao, H. et 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. *Risk Analysis*, 20(5), 613-625.
- Cappon, C. J. (1991). Sewage sludge as a source of environmental selenium. *The Science of the Total Environment*, 100(Spec No), 177-205.

- Carrier, G. et Bard, D. (2003). Analyse du risque toxicologique. Dans : Gérin, M., Gosselin, P., Cordier, S., Viau, C., Quénel, P. et Dewailly, E. *Environnement et santé publique - Fondements et pratiques* (p. 203-226). Acton Vale et Paris : Edisem et Tec & Doc.
- Center for Food Safety. (2011). Irrigation water as a source of contamination. University of Georgia. Repéré à <http://www.ugacfs.org/producesafety/pages/basics/Water.html>
- Centre international de Recherche sur le Cancer. (2015). *Agents classified by the IARC monographs, Volumes 1–112*. Centre international de Recherche sur le Cancer. Repéré à : <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/ClassificationsAlphaOrder.pdf>
- Chaney, R. L., Ryan, J. A. et O'Connor, G. A. (1996). Organic contaminants in municipal biosolids: risk assessment, quantitative pathways analysis, and current research priorities. *The Science of the Total Environment*, 185(1-3), 187-216.
- Charbonneau, H., Hébert, M. et Jaouich, A. (2000). Portrait de la valorisation agricole des matières résiduelles fertilisantes au Québec – Partie 1 : aspects quantitatifs. *Vecteur environnement*, 33(6), 30-32.
- Chee-Sanford, J. C., Aminov, R. I., Krapac, I. J., Garrigues-Jeanjean, N. et Mackie, R. I. (2001). Occurrence and diversity of tetracycline resistance genes in lagoons and groundwater underlying two swine production facilities. *Applied and Environmental Microbiology*, 67(4), 1494-1502. doi:10.1128/AEM.67.4.1494-1502.2001.
- Chee-Sanford, J. C., Mackie, R. I., Koike, S., Krapac, I. G., Lin, Y.-F., Yannarell, A. C., ... Aminov, R. I. (2009). Fate and transport of antibiotic residues and antibiotic resistance genes following land application of manure waste. *Journal of Environmental Quality*, 38(3), 1086-1108. doi:10.2134/jeq2008.0128.
- Chen, Y. W., Huang, C. F., Tsai, K. S., Yang, R. S., Yen, C. C., Yang, C. Y., ... Liu, S. H. (2006). Methylmercury induces pancreatic beta-cell apoptosis and dysfunction. *Chemical Research in Toxicology*, 19(8), 1080-1085. doi:10.1021/tx0600705.
- Chevalier, P. (2011). *L'usage des stimulateurs de croissance en production animale : positions des experts et des gouvernements*. Institut national de santé publique du Québec.
- Chevalier, P. (2012). *L'usage des substances antimicrobiennes en production animale : position des experts et des gouvernements*. Institut national de santé publique du Québec.
- Chipescu, C. L., Nicolau, A. I., Römkens, P. et Van Der Fels-Klerx, H. J. (2014). Quantitative modelling to estimate the transfer of pharmaceuticals through the food production system. *Journal of Environmental Science and Health. Part B*, 49(7):457-67. doi : 10.1080/03601234.2014.896659.
- Christian, T., Schneider, R. J., Färber, H. A., Skutlarek, D., Meyer, M. T. et Goldbach, H. E. (2003). Determination of antibiotic residues in manure, soil, and surface waters. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 31(1),36-44.
- Coleman B. L., Louie, M., Salvadori, M. I., McEwen, S. A., Neumann, N., Sibley, K., ... McGeer, A. J. (2013). Contamination of Canadian private drinking water sources with antimicrobial resistant *Escherichia coli*. *Water Research*, 47(9), 3026-3036.
- Colucci, M.S. et Topp, E. (2002). Dissipation of part per trillion concentrations of estrogenic hormones from agricultural soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 82(3), 335-340. doi:10.4141/S01-079.

- Comité sur les infections nosocomiales du Québec. (2006). *Mesures de contrôle et prévention des éclosions de cas de gastro-entérite infectieuse d'allure virale (norovirus) à l'intention des établissements de soins*. Institut national de santé publique du Québec.
- Commission européenne/European Commission. (1986). *Council directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture*.
- Commission européenne/European Commission. (2001a). *Disposal and recycling routes for sewage sludge – Part 2 – Regulatory report*. Luxembourg : European Communities.
- Commission européenne/European Commission. (2001b). *Pollutants in urban waste water and sewage sludge*. Luxembourg : European Communities.
- Commission européenne/European Commission. (2001c). *Organic contaminants in sewage sludge for agricultural use*. Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability, Soil and Waste Water Unit.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement/Canadian Council of Ministers of Environment. (2010). *Emerging substances of concern in biosolids: Concentrations and Effects of Treatment Processes. Final Report – Field Sampling Program* (CCME Project # 447-2009). Conseil canadien des ministres de l'environnement.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement. (2005). *Lignes directrices pour la qualité du compost* (N° publication CCME 106 F). Winnipeg, Manitoba : Conseil canadien des ministres de l'environnement.
- Corrêa, R. S., White, R. E. et Weatherley, A. J. (2005). Modelling the risk of nitrate leaching from two soils amended with five different biosolids. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 29(4), 619-626. doi:10.1590/S0100-06832005000400014.
- Corrêa, R. S., White, R. E. et Weatherley, A. J. (2006). Risk of nitrate leaching from two soils amended with biosolids. *Water Resources*, 33(4), 453-462. doi:10.1134/S0097807806040117.
- De Andrade Lima, J. R. P., Bigras-Poulin, M. et Ravel, A. (2000). *Développement d'indices agro-écologiques pour évaluer la pression hygiénique de la production animale dans les régions rurales au Québec* (rapport présenté à Santé Canada). Université de Montréal.
- Dean, J. H., House, R.V. et Luster, M. I. (2001). Immunotoxicology: effects of, and response to, drugs and chemicals. Dans A. W. Hayes (dir.). *Principles and methods of toxicology* (4^e édition, p. 1415-1450). CRC Press.
- Déléry, L., Gay, G., Denys, S., Brunet, H., Déportes, I., Cauchi, A. et Aupetitgendre, A. (2006). Health risk assessment for sewage sludge applied to land in France. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 92, 537-546.
- Dietrich, D.R., von Aulock, S., Marquardt, H., Blaauboer, B., Dekant, W., Kehrer, J., ... Barile, F. A. (2013). Scientifically unfounded precaution drives European Commission's recommendations on EDC regulation, while defying common sense, well-established science and risk assessment principles. *Toxicon*, 76, A1-A2.
- Dolliver, H., Kumar, K. et Gupta, S. (2007). Sulfamethazine uptake by plants from manure-amended soil. *Journal of Environmental Quality*, 36(4), 1224-1230. doi:10.2134/jeq2006.0266

- Dorn, C. R., Reddy, C. S., Lamphere, D. N., Gaeuman, J. V. et Lanese, R. (1985). Municipal sewage sludge application on Ohio farms: Health effects. *Environmental Research*, 38(2), 332-359.
- Dowd, S. E., Gerba, C. P., Pepper, I. L. et Pillai, S. D. (2000). Bioaerosol transport modeling and risk assessment in relation to biosolid placement. *Journal of Environmental Quality*, 29(1), 343-348.
- Dowd, S. E., Widmer, K. W. et Pillai, S. D. (1997). Thermotolerant *Clostridia* as an airborne pathogen indicator during land application of biosolids. *Journal of Environmental Quality*, 26(1), 194-199. doi:10.2134/jeq1997.00472425002600010028x.
- Dumontet, S., Scopa, A., Kerje, S. et Krovacek, K. (2001). The importance of pathogenic organisms in sewage and sewage sludge. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 51(6), 848-860.
- Durso, L. M. et Cook, K. L. (2014). Impacts of antibiotic use in agriculture: what are the benefits and risks? *Current Opinion in Microbiology*, 19, 37-44. doi:10.1016/j.mib.2014.05.019.
- Dutil, L., Irwin, R., Finley, R., Ng, L. K., Avery, B., Boerlin, P., ... Pillai, D.R. (2010). Ceftriaxone resistance in *Salmonella enterica* Serovar Heidelberg from chicken meat and humans, Canada. *Emerging Infectious Diseases*, 16(1), 48-54. doi:10.3201/eid1601.090729.
- Edberg, S. C., Rice, E. W., Karlin, R. J. et Allen, M. J. (2000). Escherichia coli: the best biological drinking water indicator for public health protection. *Symposium series (Society for Applied Microbiology)*, (29), 106S-116S.
- Eisenberg, J. N. S., Moore, K., Soller, J. A., Eisenberg, D. et Colford, J. (2008). Microbial risk assessment framework for exposure to amended sludge projects. *Environmental Health Perspectives*, 116(6), 727-733.
- Epstein, E. (1998). Pathogenic health aspects of land application. *BioCycle*, 39(9), 62-67.
- Équiterre. (2009). Module 7 : Amendements et fertilisation – Chapitre 12 : Les amendements organiques : fumiers et composts. Dans *Guide de gestion globale de la ferme maraîchère biologique et diversifiée* (manuscrit; rédigé par Anne Weill et Jean Duval). Montréal : Équiterre.
- Febriani, Y., Levallois, P., Gingras, S., Gosselin, P., Majowicz, S. E. et 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.
- Febriani, Y., Levallois, P., Lebel, G. et Gingras, S. (2009). Association between indicators of livestock farming intensity and hospitalization rate for acute gastroenteritis. *Epidemiology and Infection*. 137(8), 1073-1085. doi :10.1017/S0950268808001647.
- Fewtrell, L., Bartram, J. et Organisation mondiale de la santé/World Health Organization. (2001). *Water quality - Guidelines, standards and health assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. Londres, Angleterre : IWA Publishing.
- Fonollosa, E., Nieto, A., Peñalver, A., Aguilar, C. et Borrull, F. (2015). Presence of radionuclides in sludge from conventional drinking water treatment plants. A review. *Journal of Environmental Radioactivity*, 141, 24-31. doi:10.1016/j.jenvrad.2014.11.017.
- Forcier, M. (2002). Biosolides et bioaérosols : état de la situation. *Vecteur Environnement*, 35, 21-31.

- Fouchécourt, M.-O. et Beausoleil, M. (2001). *Évaluation des impacts à long terme de l'utilisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec – Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furanes*. Institut national de santé publique du Québec.
- Fouchécourt, M.-O., Beausoleil, M., Lefebvre, L., Valcke, M., Belles-Isles, J.-C. et Trépanier, M. (2005). *Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés : protection de la santé humaine – Rapport scientifique*. Institut national de santé publique du Québec.
- Franco, A., Schuhmacher, M., Roca, E. et Luis Domingo, J. (2006). Application of cattle manure as fertilizer in pastureland: estimating the incremental risk due to metal accumulation employing a multicompartiment model. *Environment International*, 32(6), 724-732.
doi :10.1016/j.envint.2006.03.008.
- Frost, F. J., Roberts, M., Kunde, T. R., Craun, G., Tollestrup, K., Harter, L. et Muller, T. (2005). How clean must our drinking water be: the importance of protective immunity. *Journal of Infectious Diseases*. 191(5), 809-814. doi :10.1086/427561.
- Gale, P. (2005). Land application of treated sewage sludge: quantifying pathogen risks from consumption of crops. *Journal of Applied Microbiology*, 98(2), 380-396.
- Gao, P., He, S., Huang, S., Li, K., Liu, Z., Xue, G. et Sun, W. (2015). Impacts of coexisting antibiotics, antibacterial residues, and heavy metals on the occurrence of erythromycin resistance genes in urban wastewater. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99(9), 3971-3980.
doi :10.1007/s00253-015-6404-9.
- Gattie, D. K. et Lewis, D. L. (2004). A high-level disinfection standard for land applying sewage sludges (biosolids). *Environmental Health Perspectives*, 112(2), 126-131.
- Gélinas, P. (1995). *Répertoire des microorganismes pathogènes transmis par les aliments*. Saint-Hyacinthe : Édisem.
- Gelting, R. J., Baloch, M. A., Zarate-Bermudez, M. A. et Selman, C. (2011). Irrigation water issues potentially related to the 2006 multistate E. coli O157:H7 outbreak associated with spinach. *Agricultural Water Management*, 98(9), 1395-1402. doi :10.1016/j.agwat.2011.04.004.
- Généreux, M., Breton, M. J., Fairbrother, J. M., Fravallo, P. et Côté, C. (2015). Persistence of indicator and pathogenic microorganisms in broccoli following manure spreading and irrigation with fecally contaminated water: field experiment. *Journal of Food Protection*, 78(10), 1776-1784.
doi :10.4315/0362-028X.JFP-15-081.
- Gerba, C. P., Castro-del Campo, N., Brooks, J. P. et Pepper, I. L. (2008). Exposure and risk assessment of Salmonella in recycled residuals. *Water Science and Technology*, 57(7), 1061-1065.
- Gerba, C. P., Melnick, J. L. et Wallis, C. (1975). Fate of wastewater bacteria and viruses in soil. *Journal of the Irrigation and Drainage Division*, 101, 157-174.
- Gerba, C. P., Pepper, I. L. et Whitehead, L. F. 3rd. (2002). A risk assessment of emerging pathogens of concern in the land application of biosolids. *Water Science and Technology* 46(10), 225-230.
- Giroux, M., Cassé, R., Deschênes, L. et Côté, D. (2005). Étude sur les teneurs, la distribution et la mobilité du cuivre et du zinc dans un sol fertilisé à long terme avec des lisiers de porcs. *Agrosol*, 16(1), 23-32.

- Gore, A. C., Balthazart, J., Bikle, D., Carpenter, D. O., Crews, D., Czernichow, P., ... Watson, C. S., (2013). Policy decisions on endocrine disruptors should be based on science across disciplines: a response to Dietrich *et al.* *Endocrinology* 154(11), 3957-3960. doi :10.1111/j.2047-2927.2013.00151.
- Gouvernement du Québec. (2015a). *Règlement sur la qualité de l'eau potable* (mise à jour de novembre 2015), RLRQ, c. Q-2, r. 40.
- Gouvernement du Québec. (2015b). *Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection* (mise à jour de novembre 2015), RLRQ, c. Q-2, r. 35.2.
- Gouvernement du Québec. (2015c). *Règlement sur les exploitations agricoles* (mise à jour de novembre 2015), RLRQ, c. Q-2, r. 26.
- Goyer, N., Lavoie, J., Lazure, L. et Marchand, G. (2001). *Les bioaérosols en milieu de travail : guide d'évaluation, de contrôle et de prévention*. Montréal : Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail.
- Grey, M. et Henry, C. (2002). Phosphorus and nitrogen runoff from a forested watershed fertilized with biosolids. *Journal of Environmental Quality*, 31(3), 926-936.
- Groeneveld, E. et Hébert, M., (2002). Perceptions d'odeurs des matières résiduelles fertilisantes en comparaison avec les engrais de ferme. *Vecteur Environnement* 35(3), 22-26.
- Groeneveld, E. et Hébert, M. (2004). Dioxines, furanes, BPC et HAP dans les composts de l'Est du Canada. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (anciennement ministère de l'Environnement). Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/matieres/articles/compost.htm>
- Groupe scientifique sur l'eau. (2003). Cryptosporidium. Dans *Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine*. Institut national de santé publique du Québec. Repéré à <https://www.inspq.qc.ca/eau-potable/cryptosporidium>
- Haas, C. N., Rose, J. B. et Gerba, C. P. (1999). *Quantitative microbial risk assessment*. Wiley.
- Harrison, E. Z. et Oakes, S. R. (2002). Investigation of alleged health incidents associated with land application of sewage sludges. *New Solution*, 12(4), 387-408.
- Harrison, E. Z., Oakes, S. R., Hysell, M. et Hay, A., (2006). Organic chemicals in sewage sludges. *Science of the Total Environment*, 367(2-3), 481-497. doi :10.1016/j.scitotenv.2006.04.002
- Hébert, M. (2005). Pathogènes dans les biosolides municipaux et autres MRF : normes et critères de bonnes pratiques. *Agrosol*, 16(2), 105-122.
- Hébert, M. (2011). L'épandage des biosolides et le principe de précaution – Comparaison avec les pratiques agricoles courantes. *Vecteur Environnement*, 14-17.
- 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). doi :10.4000/vertigo.11150.
- Heuer, H., Solehati, Q., Zimmerling, U., Kleineidam, K., Schloter, M., Müller, T., ... Smalla, K. (2011). Accumulation of sulfonamide resistance genes in arable soils due to repeated application of manure containing sulfadiazine. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(7), 2527-2530. doi:10.1128/AEM.02577-10

- Hutchison, M. L., Walters, L. D., Avery, S. M., Munro, F. et Moore, A. (2005). Analyses of livestock production, waste storage, and pathogen levels and prevalences in farm manures. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(3), 1231-1236. doi:10.1128/AEM.71.3.
- Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région d'Île-de-France. (2004). *Impacts sanitaires des apports de matières fertilisantes sur les sols franciliens*. Paris, France : Observatoire régional de santé d'Île-de-France.
- Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques. (2007). *Évaluation des risques sanitaires des filières d'épandage des boues de station d'épuration – Base scientifique de l'évaluation des risques sanitaires relatifs aux agents pathogènes* (Conventions n° 03 75 C 0093 et 06 75 C 0071 ADEME/SYPREA/FP2E/INERIS) France : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques.
- Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques. (2014). *Substances « émergentes » dans les boues et composts de boues de stations d'épurations d'eaux usées collectives – Caractérisation et évaluation des risques sanitaires* (N° INERIS - DRC - 14 - 115758 - 084 37A). France : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques. Repéré à <http://www.ineris.fr/centredoc/rapport-ineris---drc-14-115758-08437a---substances-%C3%A9mergentes-dans-les-boues-et-composts-de-boues---vf210115-1430930066.pdf>.
- Ipek, U., Arslan, E. I., Aslan, S., Doğru, M. et Baykara, O. (2004). Radioactivity in municipal wastewater and its behavior in biological treatment. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 72(2), 319-325. doi :10.1007/s00128-003-8965-z.
- Jackson, A. P. et 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(12), 2523-2543.
- Jacobsen, A.-M., Lorenzen, A., Chapman, R. et Topp, E. (2005). Persistence of testosterone and 17 beta-estradiol in soils receiving swine manure or municipal biosolids. *Journal of Environmental Quality*, 34(3), 861-871. doi :10.2134/jeq2004.0331.
- Jenkins, S. R., Armstrong, C. W. et Monti, M. M. (2007). *Health effects of biosolids applied to land: available scientific information*. Virginia Biosolids Council.
- Jiang, X., Morgan, J. et Doyle, M. P. (2002). Fate of Escherichia coli O157:H7 in manure-amended soil. *Applied Environmental Microbiology*, 68(5), 2605-2609.
- Kaboré, H., Levallois, P., Michel, P., Payment, P., Déry, P. et Gingras, S. (2010). Association between potential zoonotic enteric infections in children and environmental risk factors in Quebec, 1999-2006. *Zoonoses and Public Health*, 57(7-8), e195-205. doi :10.1111/j.1863-2378.2010.01328.x.
- Kang, D. H., Gupta, S., Rosen, C., Fritz, V., Singh, A., Chander, Y., ... Rohwer, C. (2013). Antibiotic uptake by vegetable crops from manure-applied soils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 61(42), 9992–10001. doi :10.1021/jf404045m.
- Kaplan, E., Ofek, M., Jurkevitch, E. et Cytryn, E. (2013). Characterization of fluoroquinolone resistance and qnr diversity in Enterobacteriaceae from municipal biosolids. *Front in Microbiology*, 4, 144. doi :10.3389/fmicb.2013.00144.
- Kemper, N. (2008). Veterinary antibiotics in the aquatic and terrestrial environment. *Ecological Indicators*, 8(1), 1-13. doi :10.1016/j.ecolind.2007.06.002.

- Khuder, S., Milz, S. A., Bisesi, M., Vincent, R., McNulty, W. et Czaikowski, K. (2007). Health survey of residents living near farm fields permitted to receive biosolids. *Archives of Environmental and Occupational Health*, 62(1), 5-12.
- Kodsi, E. et Cournoyer, M. S. (1992). *Chaulage et valorisation agricole de boues d'abattoirs : étude de faisabilité* (Rapport final, préparé pour le ministère de l'Environnement du Québec, Environnement Canada (Centre Saint-Laurent) et Abattoir Bienvenue – Olymel). Urgel, Delisle & Associés (rapport n°2250-02).
- Koenraad, P. M. F. J., Jacobs-Reitsma, W., Beumer, R. R. et Rombouts, F. M. (1996). Short-term evidence of *Campylobacter* in a treatment plant and drain water of a connected poultry abattoir. *Water Environment Research*, 68(2), 188-193.
- Kohli, E. et Pothier, P. (2002). Caliciviridae. Dans A. Mammette (dir.) *Virologie médicale* (p. 285-290). France : Presses Universitaires de Lyon.
- Koike, S., Krapac, I. G., Oliver, H. D., Yannarell, A. C., Chee-Sanford, J. C., Aminov, R. I. et Mackie, R. I. (2007). Monitoring and source tracking of tetracycline resistance genes in lagoons and groundwater adjacent to swine production facilities over a 3-year period. *Applied and Environmental Microbiology*, 73(15), 4813-4823. doi :10.1128/AEM.00665-07.
- Koivunen, J., Siitonen, A. et Heinonen-Tanski, H. (2003.) Elimination of enteric bacteria in biological-chemical wastewater treatment and tertiary filtration units. *Water Research*, 37(3), 690-698.
- Krogmann, U. et Boyles, L. S. (1999). *Land application of sewage sludge (biosolids) #7: organic contaminants*. New Jersey, États-Unis : Rutgers Cooperative Research and Extension – New Jersey Agricultural Experiment Station.
- Kuepper, G. (2003). *Du fumier pour les cultures biologiques* (traduit par : Centre d'agriculture biologique du Canada). États-Unis : National Sustainable Agriculture Information Service – National Center for Appropriate Technology.
- Kumar, K., Gupta, S. C., Baidoo, S. K., Chander, Y. et Rosen, C. J. (2005). Antibiotic uptake by plants from soil fertilized with animal manure. *Journal of Environmental Quality*, 34(6), 2082-2085. doi :10.2134/jeq2005.0026.
- Kumar, A., Wong, K. et Xagorarakis, I. (2012). Effect of detection methods on risk estimates of exposure to biosolids-associated human enteric viruses. *Risk Analysis*, 32(5), 916-29.
- Lebel, G., Levallois, P., Gingras, S. et 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 - Incidence des maladies entériques potentiellement transmissibles par l'eau : analyse des hospitalisations et des cas déclarés aux directions de santé publique 1995-1998* (n° ENV/2004/0318). Gouvernement du Québec.
- Leclair, R. T. (2003). *Évaluation de la possibilité d'utiliser les biosolides produits au Centre environnemental Robert-O.-Pickard à des fins d'épandage* (n° ACS2004-TUP-UTL-0011; rapport au Comité de l'urbanisme et de l'environnement – Ville d'Ottawa). Ottawa : Services et Travaux publics.
- Levallois, P., Chevalier, P., Gingras, S., Déry, P., Payment, P., Michel, P. et 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 and Public Health*, 61(1), 28-38. doi :10.1111/zph.12039.

- Levallois, P., Gingras, S., Chevalier, P. et Payment, 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* (N° ENV/2004/0317). Gouvernement du Québec.
- Lewis, D. L. et Gattie, D. K. (2002). Pathogen risks from applying sewage sludge to land. *Environmental Science and Technology*, 36(13), 286A–293A.
- Lewis, D. L., Gattie, D. K., Novak, M. E., Sanchez, S. et Pumphrey, C. (2002). Interactions of pathogens and irritant chemicals in land-applied sewage sludges (biosolids). *New Solution*, 12(4), 409-423.
- Lillenberg, M., Yurchenko, S., Kipper, K., Herodes, K., Pihl, V, Löhmus, R., ... Nei, L. (2010). Presence of fluoroquinolones and sulfonamides in urban sewage sludge and their degradation as a result of composting. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 7(2), 307-312.
- Lopes, C., Herva, M. F., Franco-Uria, A. F. et 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. *Environmental Science and Pollution Research*, 18(6), 918-939.
- Lorenzen, A., Burnison, K., Servos, M. et Topp, E. (2006). Persistence of endocrine-disrupting chemicals in agricultural soils. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 5(3), 211-219. doi :10.1139/s05-016.
- Mackie, R. I., Koike, S., Krapac, I., Chee-Sanford, J., Maxwell, S. et Aminov, R.I. (2006). Tetracycline residues and tetracycline resistance genes in groundwater impacted by swine production facilities. *Animal Biotechnology*, 17(2), 157-176. doi :10.1080/10495390600956953.
- Macler, B. A. et Regli, S. (1993). Use of microbial risk assessment in setting US drinking water standards. *International Journal of Food Microbiology*, 18(4), 245-256.
- Madera, C. A., Peña, M. R. et Mara, D. D. (2002). Microbiological quality of a waste stabilization pond effluent used for restricted irrigation in Valle Del Cauca, Colombia. *Water Science and Technology*, 45(1), 139-143.
- Marti, R., Scott, A., Tien, Y. C., Murray, R., Sabourin, L., Zhang, Y. et Topp, E. (2013). Impact of manure fertilization on the abundance of antibiotic-resistant bacteria and frequency of detection of antibiotic resistance genes in soil and on vegetables at harvest. *Applied and Environmental Microbiology*, 79(18), 5701-5709.
- Marti, R., Tien, Y. C., Murray, R., Scott, A., Sabourin, L. et Topp, E. (2014). Safely coupling livestock and crop production systems: how rapidly do antibiotic resistance genes dissipate in soil following a commercial application of swine or dairy manure? *Applied and Environmental Microbiology*, 80(10), 3258-3265.
- McBride, M. B. (2003). Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks? *Advances in Environmental Research*, 8(1), 5-19. doi :10.1016/S1093-0191(02)00141-7.
- McClellan, K. et Halden, R. U. (2010). Pharmaceuticals and personal care products in archived U. S. biosolids from the 2001 EPA National Sewage Sludge Survey. *Water Research*, 44(2), 658-668. doi :10.1016/j.watres.2009.12.032.

- McFarland, M. J., Kumarasamy, K., Brobst, R. B., Hais, A. et Schmitz, M. D. (2013a). Protecting groundwater resources at biosolids recycling sites. *Journal of Environmental Quality*, 42(3), 660-665.
- McFarland, M. J., Kumarsamy, K., Brobst, R. B., Hais, A. et Schmitz, M. D. (2013b). Impact of biosolids recycling on groundwater resources. *Water Environment Research*, 45(11), 2141-2146
- McFarland, M. J., Kumarsamy, K., Brobst, R. B., Hais, A. et Schmitz, M. D. (2012). Groundwater quality protection at biosolids land application sites. *Water Research*, 46(18), 5963-5969.
- Meng, J. et Doyle, M. P. (1998). Emerging and evolving microbial foodborne pathogens. *Bulletin de l'Institut Pasteur*, 96(3), 151-163. doi :10.1016/S0020-2452(98)80010-9.
- Merril, J. C., Morton, J. P. et Soileau, S. D. (2001). Metals. Dans A. W. Hayes (dir.). *Principles and methods of toxicology* (4^e édition, p. 649-698). CRC Press.
- Miller, J. H., Novak, J. T., Knocke, W. R. et Pruden, A. (2014). Elevation of antibiotic resistance genes at cold temperatures: implications for winter storage of sludge and biosolids. *Letters in Applied Microbiology*, 59(6), 587-593. doi :10.1111/lam.12325.
- Ministère du Développement durable de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. (2013). *Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes – Addenda no 5*. Ministère du Développement durable de l'Environnement, de la Faune et des Parcs.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. (2014). *Bilan 2012 du recyclage des matières résiduelles fertilisantes*. Gouvernement du Québec.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. (2015). *Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes – Critères de référence et normes réglementaires*. Gouvernement du Québec.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. (2012). *Bilan de la qualité de l'eau potable au Québec 2005-2009*. Gouvernement du Québec.
- Ministère de l'Environnement et ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. (1991). *Valorisation agricole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales : guide de bonnes pratiques*. Québec : Ministère de l'Environnement.
- Ministère de la Santé et des Services sociaux. (2015). *Vigie et surveillance des maladies à déclaration obligatoire d'origine infectieuse - Rapport annuel 2014*. Gouvernement du Québec.
- Minnesota Department of Health – Environmental Health Division. (2013). *Triclocarban and drinking water*. St Paul, Minnesota : Minnesota Department of Health.
- Moon, K. A., Guallar, E., Umans, J. G., Devereux, R. B., Best, L. G., Francesconi, K. A., ... Navas-Acien, A. (2013). Association between exposure to low to moderate arsenic levels and incident cardiovascular disease. A prospective cohort study. *Annals of Internal Medicine*. 159(10), 649-659. doi:10.7326/0003-4819-159-10-201311190-00719.
- Mozaffarian, D., Shi, P., Morris, J. S., Grandjean, P., Siscovick, D.S., Spiegelman, D. et Hu, F. B. (2013). Methylmercury exposure and incident diabetes in U.S. men and women in two prospective cohorts. *Diabetes Care* 36(11), 3578-3584. doi :10.2337/dc13-0894.

- Munir, M., Wong, K. et Xagorarakis, I. (2011). Release of antibiotic resistant bacteria and genes in the effluent and biosolids of five wastewater utilities in Michigan. *Water Research*, 45(1), 681-693. doi:10.1016/j.watres.2010.08.033.
- Munir, M. et Xagorarakis, I. (2011). Levels of antibiotic resistance genes in manure, biosolids, and fertilized soil. *Journal of Environmental Quality*, 40(1), 248-255.
- National Research Council. (1996). *Use of reclaimed water and sludge in food crop production*. The National Academies Press.
- National Research Council. (2002). *Biosolids applied to land: advancing standards and practices*. Washington, D. C. :The National Academies Press.
- Navarro, I., Jimenez, B., Lucario, S. et Cifuentes, E. (2009). Application of Helminth ova infection dose curve to estimate the risks associated with biosolid application on soil. *Journal of Water and Health*, 7(1), 31-44.
- Navas-Acien, A., Silbergeld, E. K., Pastor-Barriuso, R. et Guallar, E. (2008). Arsenic exposure and prevalence of type 2 diabetes in US adults. *JAMA*, 300(7), 814-822. doi :10.1001/jama.300.7.814.
- Nohynek, G. J., Borgert, C. J., Dietrich, D. et Rozman, K. K. (2013). Endocrine disruption: fact or urban legend? *Toxicology Letters*, 223(3), 295-305. doi :10.1016/j.toxlet.2013.10.022.
- North East Biosolids and Residuals Association. (2015). *Metals in biosolids, other soil amendment, & fertilizers*. Tamworth, New Hampshire : North East Biosolids and Residuals Association.
- Norwegian Scientific Committee for Food Safety. (2009). *Risk assessment of contaminants in sewage sludge applied on Norwegian soils – Opinion from the Panel on Contaminants in the Norwegian Scientific Committee for Food Safety*. Norwegian Scientific Committee for Food Safety.
- Occupational and Environmental Epidemiology Branch. (2005). *Human health risk evaluation of land application of sewage sludge/biosolids*. Occupational and Environmental Epidemiology Branch, North Carolina Health Department et North Carolina Department of Health and Human Services.
- Office fédéral de l'environnement. (2003). *Les boues d'épuration ne serviront plus d'engrais*. Suisse : Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication.
- Organisation mondiale de la santé – Bureau régional de l'Europe/World Health Organization Regional Office for Europe. (2000). Chapter 5.11: Polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans. Dans *Air quality guidelines for Europe* (2^e édition, p. 102-105). Copenhague, Danemark : World Health Organisation Regional Publications.
- Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture. (1999). *Principes et directives régissant la conduite de l'évaluation des risques microbiologiques*. Repéré à http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/sh-proxy/en/?lnk=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites%252Fcodex%252FStandards%252FCAC%2BGL%2B30-1999%252FCXG_030f_2014.pdf
- Oron, G., Armon, R., Mandelbaum, R., Manor, Y., Campos, C., Gillerman, L., ... Enriquez, C. (2001). Secondary wastewater disposal for crop irrigation with minimal risks. *Water Science and Technology*, 43(10), 139-146.

- Ottolenghi, A. C. et Hamparian, V. V. (1987). Multiyear study of sludge application to farmland: prevalence of bacterial enteric pathogens and antibody status of farm families. *Applied and Environmental Microbiology*, 53(5), 1118-1124.
- Oun, A., Kumar, A., Harrigan, T., Angelakis, A. et Xagorarakis, I. (2014). Effects of biosolids and manure application on microbial water quality in rural areas in the US, *Water*, 6(12), 3701-3723. doi :10.3390/w6123701
- Paez-Rubio, T., Ramarui, A., Sommer, J., Xin, H., Anderson, J. et Peccia, J. (2007). Emission rates and characterization of aerosols produced during the spreading of dewatered class B biosolids. *Environmental Science and Technology*, 41(10), 3537-3544.
- Passuello, A., Mari, M., Nadal, M., Schuhmacher, M. et Domingo, J. L. (2010). POP accumulation in the food chain: integrated risk model for sewage sludge application in agricultural soils. *Environment International*, 36(6), 577-583.
- Payment, P. (1993). *Risques d'exposition des travailleurs à des virus entériques à la suite de l'épandage de boues provenant de stations d'épuration d'eaux usées municipales*. Rapport préparé par l'Institut Armand-Frappier (Université du Québec) pour le ministère des Forêts du Québec.
- Peckenham, J. M. (2005). *The use of biosolids in Maine: a review*. Orono, Maine : University of Maine.
- Pell, A. N. (1997). Manure and microbes: public and animal health problem? *Journal of Dairy Science*, 80(10), 2673-2681. doi :10.3168/jds.S0022-0302(97)76227-1.
- Perron, V. et Hébert, M. (2007). Caractérisation des boues d'épuration municipales - Partie II : Éléments traces métalliques. *Vecteur Environnement*, 42-46.
- Perron, V. et Hébert, M. (2008). Valorisation agricole de biosolides municipaux à Ville de Saguenay : impact à moyen terme sur le contenu en métaux des sols récepteurs. *Agrisolutions*, 19(1), 15-24.
- Phaneuf, D., Chaussé, K., Pantako, O. et Levallois, P. (2004). *Étude sur la qualité de l'eau potable dans sept bassins versants en surplus de fumier et impacts potentiels sur la santé : évaluation du risque à la santé pour la population exposée aux nitrates présents dans l'eau potable* (No. ENV/2004/0319). Gouvernement du Québec.
- Pillai, S. D. et Ricke, S. C. (2002). Bioaerosols from municipal and animal wastes: background and contemporary issues. *Canadian Journal of Microbiology*, 48(8), 681-696.
- Prosser, R. S. et Sibley, P. K. (2015a). Human health risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in plant tissue due to biosolids and manure amendments, and wastewater irrigation. *Environment International*, 75, 223-233.
- Prosser, R. S. et Sibley, P. K. (2015b). Corrigendum to: "Human health risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in plant tissue due to biosolids and manure amendments, and wastewater irrigation" [Environ. Int. 75 (2015) 223-233]. *Environment International*. 84, 203-208.
- Quesy, S. (2002). *Caractérisation des risques microbiologiques associés à la production porcine*. (présentation faite dans le cadre des audiences publiques du Bureau d'audiences publiques sur l'environnement) Repéré à : <http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/prod-porcine/documents/lasante-presentation.htm>

- Rahube, T. O., Marti, R., Scott, A., Tien, Y.-C., Murray, R., Sabourin, L., ... Topp, E. (2014). Impact of fertilizing with raw or anaerobically digested sewage sludge on the abundance of antibiotic-resistant coliforms, antibiotic resistance genes, and pathogenic bacteria in soil and on vegetables at harvest. *Applied and Environmental Microbiology*, 80 (22), 6898-6907. doi:10.1128/AEM.02389-14
- Río, M., Franco-Uría, A., Abad, E. et Roca, E. (2011). A risk-based decision tool for the management of organic waste in agriculture and farming activities (FARMERS). *Journal of Hazardous Material*, 185(2-3), 792-800. doi :10.1016/j.jhazmat.2010.09.090
- Rusin, P. A., Maxwell, S. L., Brooks, J. P., Gerba, C. P. et Pepper, I. L., (2003a). Evidence for the absence of *Staphylococcus aureus* in land applied biosolids. *Environmental Science and Technology*, 37(18), 4027-4030.
- Rusin, P. A., Maxwell, S. L., Brooks, J. P., Gerba, C.P. et Pepper, I. L. (2003b). Response to comment on "Evidence for the absence of *Staphylococcus aureus* in Land Applied Biosolids. *Environmental Science and Technology*, 37(24), 5836. doi :10.1021/es0301222.
- Santé Canada. (2004). *Guide canadien d'évaluation des incidences sur la santé – Volume 4 : Impacts sur la santé par secteur industriel*. Gouvernement du Canada.
- Schowaneck, D., David, H., Francaviglia, R., Hall, J., Kirchmann, H., Krogh, P. H., ..., Wildemann, T. (2007). Probabilistic risk assessment for linear alkylbenzene sulfonate (LAS) in sewage sludge used on agricultural soil. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 49(3), 245-259.
- Schulz, J., Friese, A., Klees, S., Tenhagen, B.A., Fetsch, A., Rösler, U. et Hartung, J. (2012). Longitudinal study of the contamination of air and of soil surfaces in the vicinity of pig barns by livestock-associated methicillin-resistant *Staphylococcus aureus*. *Applied and Environmental Microbiology*, 78(16), 5666-5671. doi :10.1128/AEM.00550-12.
- Schwartzbrod, L., (1995). Effect of human viruses on public health associated with the use of wastewater and sewage sludge in agriculture and aquaculture. World Health Organization Division of Operational Support in Environmental.
- Scientific Committee on Consumer Products. (2005). *Opinion on triclocarban for other uses than as a preservative* (COLIPA n° P29, n° SCCP/0851/04). European Commission – Health and Consumer Protection Directorate-General.
- Segura, P. A., François, M., Gagnon, C. et Sauvé, S. (2009). Review of the occurrence of anti-infectives in contaminated wastewaters and natural and drinking waters. *Environmental Health Perspectives*, 117(5), 675-684. doi :10.1289/ehp.11776.
- Segura, P. A., García-Ac, A., Lajeunesse, A., Ghosh, D., Gagnon, C. et Sauvé, S. (2007). Determination of six anti-infectives in wastewater using tandem solid-phase extraction and liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Journal of Environmental Monitoring*, 9(4), 307-313. doi :10.1039/b618801j.
- Seo, Y.-H., Cho, B.-O., Kang, A.-S., Jeong, B.-C. et Jung, Y.-S. (2010). Antibiotic uptake by plants from soil applied with antibiotic-treated animal manure. *Korean Journal of Soil Science and Fertilizer*, 43(4), 466-470.
- Smith, S .R. (2009). Organic contaminants in sewage sludge (biosolids) and their significance for agricultural recycling. *Philosophical Transactions. Series A, Mathematical, Physical, and Engineering Sciences*, 367(1904), 4005-4041. doi:10.1098/rsta.2009.0154.

- Snyder, E. H. et O'Connor, G. A. (2013). Risk assessment of land-applied biosolids-borne triclocarban (TCC). *The Science of the Total Environment*, 442, 437-444.
- Song, I., Dominguez, T., Choi, C. Y. et Kang, M. S. (2014). Impact of tilling on biosolids drying and indicator microorganisms survival during solar drying process. *Journal of Environmental Science and Health. Part A, Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 49(14), 1701-1709. doi :10.1080/10934529.2014.951257.
- Spencer, J. L. et Guan, J., (2004). Public health implications related to spread of pathogens in manure from livestock and poultry operations. *Methods in Molecular Biology*, 268, 503-515. doi :10.1385/1-59259-766-1:503.
- Spiker, R. C. et Morris, G. B. (2001). Solvents and industrial hygiene. Dans A. W. Hayes (dir.) *Principles and methods of toxicology* (4^e édition, p. 531-564). CRC Press.
- Stehman, S. M., Rossier, C., Mc Donough, P. et Wade, S. E. (1996). *Potential pathogens in manure*. Presented at the Animal agriculture and the environment: nutrients, pathogens, and community relations: proceedings from the Animal Agriculture and the Environment North American Conference, Rochester, New York, December 11-13, 1996, Northeast Regional Agricultural Engineering Service Cooperative Extension, Ithaca, N.Y., p. 47-55.
- St-Pierre, C., Levallois, P., Gingras, S., Payment, P. et Gignac, M., (2009). Risk of diarrhea with adult residents of municipalities with significant livestock production activities. *Journal of Public Health (Oxford, England)*, 31(2), 278-285. doi :10.1093/pubmed/fdp010.
- Straub, T. M., Pepper, I. L. et Gerba, C. P. (1992). Persistence of viruses in desert soils amended with anaerobically digested sewage sludge. *Applied and Environmental Microbiology*, 58(2), 636-641.
- Straub, T. M., Pepper, I. L. et Gerba, C. P. (1993). Hazards from pathogenic microorganisms in land-disposed sewage sludge. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 132, 55-91.
- Strauch, D. (1998). Pathogenic microorganisms in sludge. Anaerobic digestion and disinfection methods to make sludge usable as fertiliser. *European Water Management*, 2, 12-26.
- Trasande, L., Zoeller, R. T., Hass, U., Kortenkamp, A., Grandjean, P., Myers, J. P., ... Heindel, J. J. (2015). Estimating burden and disease costs of exposure to endocrine-disrupting chemicals in the European Union. *Journal of Clinical Endocrinology and Metabolism*, 100(4), 1245-1255. doi :10.1210/jc.2014-4324.
- Udikovic-Kolic, N., Wichmann, F., Broderick, N.A. et Handelsman, J. (2014). Bloom of resident antibiotic-resistant bacteria in soil following manure fertilization. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(42), 15202-15207. doi :10.1073/pnas.1409836111.
- United States Environmental Protection Agency. (1992a). *Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge – Environmental regulations and technology* (n° EPA/652/R-92/013). Cincinnati, OH : United States Environmental Protection Agency.
- United States Environmental Protection Agency. (1992b). *Preliminary risk assessment for viruses in municipal sewage sludge applied to land* (n° EPA/600/R-92/064). United States Environmental Protection Agency.
- United States Environmental Protection Agency. (1994). *A plain English guide to the EPA Part 503 biosolids rule* (n° EPA/832/R-93/003). Washington, DC : United States Environmental Protection Agency.

- United States Environmental Protection Agency. (1995). *A guide to the biosolids risk assessments for the EPA Part 503 Rule* (Document n° EPA/832-B-93-005). Washington, DC : United States Environmental Protection Agency.
- United States Environmental Protection Agency. (1999). *Biosolids generation, use and disposal in the United States* (Document n° EPA/530/R-99/009). Washington, DC : United States Environmental Protection Agency.
- United States Environmental Protection Agency. (2000). *Biosolids management and enforcement* (Audit report No 2000-P-10). Washington, DC : United States Environmental Protection Agency.
- United States Environmental Protection Agency. (2001). *Radionuclides in sewage sludge: an SAB advisory* (Document n° EPA-SAB-RAC-ADV-01-003). Washington, DC : United States Environmental Protection Agency.
- United States Environmental Protection Agency. (2003a). *Environmental regulations and technology; control of pathogens and vector attraction in sewage sludge (including domestic septage) under 40 CFR Part 503* (n° EPA/625/R-92/013). Washington, DC : United States Environmental Protection Agency.
- United States Environmental Protection Agency. (2003b). *Exposure analysis for dioxins, dibenzofurans, and coplanar polychlorinated biphenyls in sewage sludge - Technical background document*. Washington.
- United States Environmental Protection Agency. (2008). *Preliminary remediation goals. Screening levels for chemical contaminants*. Cincinnati, Ohio : U.S. National Centre for Environmental – Assessment Environmental Protection Agency.
- United States Environmental Protection Agency. (2009a). *Preliminary remediation goals. Screening levels for chemical contaminants*. Cincinnati, Ohio : National Center for Environmental Assessment – U.S. Environmental Protection Agency.
- United States Environmental Protection Agency. (2009b). *Targeted national sewage sludge survey statistical analysis report* (n° EPA-822-R-08-016). Washington, DC : Office of Water – United States Environmental Protection Agency.
- United States Environmental Protection Agency. (2011). *Problem formulation for human health risk assessments of pathogens in land-applied biosolids* (n° EPA/600/R-08/035F). Cincinnati, OH : National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development – U.S. Environmental Protection Agency.
- United States Environmental Protection Agency. (2013). *Literature review of contaminants in livestock and poultry manure and implications for water quality* (n° EPA 820-R-13-002). United States Environmental Protection Agency.
- Valcke, M., Buteau, S., Belleville, D., Phaneuf, D., Bourgault, M.-H. et Nantel, A. (2012). *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec*. Institut national de santé publique du Québec.
- Viau, E., Bibby, K., Paez-Rubio, T. et Peccia, J. (2011). Toward a consensus view on the infectious risks associated with land application of sewage sludge. *Environmental Science and Technology*, 45(13), 5459-5469.

- Wagner, C. R., Fitzgerald, S. A., Bukowski McSwain, K., Harden, S. L., Gurley, L. N. et Rogers, S. W. (2015). *Effect of land-applied biosolids on surface-water nutrient yields and groundwater quality in Orange County, North Carolina* (Scientific investigations, report 2014-5240z). U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey.
- Wang, N., Guo, X., Xu, J., Kong, X., Gao, S. et Shan, Z., (2014a). Pollution characteristics and environmental risk assessment of typical veterinary antibiotics in livestock farms in Southeastern China. *Journal of Environmental Science and Health. Part. B – Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, 49(7), 468-479. doi :10.1080/03601234.2014.896660.
- Wang, N., Yang, X., Jiao, S., Zhang, J., Ye, B. et Gao, S. (2014b). Sulfonamide-resistant bacteria and their resistance genes in soils fertilized with manures from Jiangsu Province, Southeastern China. *PLoS ONE* 9(11), e112626. doi :10.1371/journal.pone.0112626.
- Watanabe, T., Sano, D. et Omura, T. (2002). Risk evaluation for pathogenic bacteria and viruses in sewage sludge compost. *Water Science and Technology*, 46(11-12), 325-330.
- Water Environment Association of Ontario. (2001). *Fate and significance of selected contaminants in sewage biosolids applied to agricultural land through literature review and consultation with stakeholder groups*. Water Environment Association of Ontario.
- Water Environment Association of Ontario. (2010). *Assessing the fate and significance of microconstituants and pathogens in sewage biosolids* (rapport final préparé pour Water Environment Association of Ontario). Water Environment Association of Ontario.
- Westrell, T., Schönning, C., Stenström, T. A. et Ashbolt, N. J. (2004). 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. *Water Science and Technology*, 50(2), 23-30.
- Wild, S. R., Harrad, S.J. et Jones, K.C. (1994). The influence of sewage sludge applications to agricultural land on human exposure to polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and -furans (PCDFs). *Environmental Pollution*, 83(3), 357-369.
- Wu, C., Spongberg, A. L. et Witter, J. D. (2009). Adsorption and degradation of triclosan and triclocarban in soils and biosolids-amended soils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 57(11), 4900-4905. doi :10.1021/jf900376c.
- Xia, K., Hundal, L. S., Kumar, K., Armbrust, K., Cox, A. E. et Granato, T. C. (2010). Triclocarban, triclosan, polybrominated diphenyl ethers, and 4-nonylphenol in biosolids and in soils receiving 33-years biosolids application. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29(3), 597-605.
- Xiong, W., Sun, Y., Ding, X., Wang, M. et Zeng, Z. (2015). Selective pressure of antibiotics on ARGs and bacterial communities in manure-polluted freshwater-sediment microcosms. *Frontiers in Microbiology*, 6, 194. doi :10.3389/fmicb.2015.00194.
- Yang, Y., Li, B., Zou, S., Fang, H. H. et Zhang, T. (2014). Fate of antibiotic resistance genes in sewage treatment plant revealed by metagenomic approach. *Water Research* 62, 97-106. doi :10.1016/j.watres.2014.05.019.

Annexe 1

Stratégie de recherche documentaire

Stratégie de recherche documentaire

Cette annexe présente les détails de la stratégie de recherche documentaire déployée afin de répondre au mandat confié par RECYC-QUÉBEC. Tout d'abord, la recherche s'appuie sur une revue thématique menée afin de documenter les principaux aspects qui définissent le sujet (contenu des biosolides, législations, etc.). Le cœur de la démarche repose ensuite sur la revue systématique de la littérature, laquelle a permis de documenter les publications scientifiques portant sur les risques pour la santé liés à l'épandage de biosolides, dont les résultats sont présentés au chapitre 5 du présent document. Enfin, une revue de la littérature complémentaire a été réalisée en vue de comparer les risques sanitaires associés aux biosolides à ceux associés aux fumiers.

L'ensemble des plateformes documentaires utilisées dans ces trois revues de la littérature, les mots-clés employés pour les interroger ainsi que les outils élaborés pour juger de la pertinence et de la qualité des publications recensées sont présentés dans cette première annexe.

Revue thématique

Littérature scientifique

La recherche de la littérature scientifique a été réalisée sur *Ovid*, qui rassemble les bases de données *Medline*, *Embase* et *Global Health* et sur *ProQuest* qui permet d'accéder à la base de données de *Environmental Science and Pollution Management* (voir le tableau 1). La recherche s'est articulée autour d'un ensemble de mots-clés décrivant l'usage des biosolides en milieu agricole et leur contenu en contaminants chimiques et microbiologiques.

Tableau 2 Plateformes de recherche et bases de données retenues pour la revue de la littérature en lien avec les risques sanitaires associés aux matières résiduelles utilisées en milieu agricole

Plateforme Internet	Base de données interrogée	
Ovid	<ul style="list-style-type: none"> ■ <i>Total Access Collection</i> ■ <i>EBM Reviews</i> - ACP Journal Club 1991 to February 2014 ■ <i>EBM Reviews</i> - Cochrane Central Register of Controlled Trials January 2014 ■ <i>EBM Reviews</i> - Cochrane Database of Systematic Reviews 2005 to January 2014 ■ <i>EBM Reviews</i> - Database of Abstracts of Reviews of Effects 1st Quarter 2014 ■ <i>EBM Reviews</i> - Cochrane Methodology Register 3rd Quarter 2012 ■ <i>EBM Reviews</i> - Health Technology Assessment 1st Quarter 2014 ■ <i>EBM Reviews</i> - NHS Economic Evaluation Database 1st Quarter 2014 ■ <i>Embase</i> - 1980 to 2014 Week 10 ■ <i>Ovid MEDLINE(R)</i> - 1946 to February Week 4 2014 ■ <i>Ovid MEDLINE(R)</i> - In-Process & Other Non-Indexed Citations March 10, 2014 ■ <i>Global Health</i> - 1973 to 2014 Week 09 	
	ProQuest	<ul style="list-style-type: none"> ■ <i>Environmental Science and Pollution Management</i>

Littérature grise

Santécom combine, entre autres choses, les bibliothèques de l'INSPQ et celles des Directions de santé publique (DSP) de Montréal et de Québec, alors que *WorldCat* est un catalogue qui regroupe des milliers de bibliothèques à travers le monde (publiques, universitaires, etc.). Dans le cas de *Google*, il s'agit d'un outil puissant permettant de trouver de la documentation, mais les possibilités

de l'interroger à l'aide de requêtes complexes sont limitées, et les résultats de recherche qu'il génère se chiffrent souvent en milliers de documents. Pour contourner ces désavantages, il est possible de créer un moteur de recherche personnalisé qui restreint la recherche à des sites Internet déterminés. À cet effet, l'Unité Santé et environnement de l'INSPQ s'est récemment dotée d'un moteur personnalisé contenant environ 250 sites Internet pertinents en santé environnementale, principalement des sites d'organismes gouvernementaux nationaux et d'organisations internationales. Dans le cadre de la recherche sur les effets sanitaires associés à l'épandage de biosolides, ce moteur de recherche personnalisé, nommé *Google SE* dans le présent document, a été utilisé. Pour chacun des moteurs de recherche, un ensemble de mots-clés et d'opérateurs a été employé (voir le tableau 2).

Tableau 3 Exemples de requêtes employées pour interroger diverses plateformes (Google SE, WorldCat et Santécom) afin d'obtenir de la littérature grise pertinente

Langue de la requête	Liste des requêtes ^a
<i>Google</i> personnalisé (<i>Google SE</i>)	
Anglais	<i>(intitle:biosolids) AND health AND human AND effect AND agricultural site:.edu</i>
	<i>(intitle:biosolids) AND health AND human site:.edu</i>
	<i>(intitle:"sewage sludge") AND health AND human site:.edu</i>
	<i>(intitle:"sewage sludge") AND (intitle:health) AND human site:.gov</i>
	<i>(intitle:"sewage sludge") AND health AND human</i>
	<i>(intitle:"sewage sludge") AND "risk assessment" AND human AND agriculture</i>
	<i>(intitle:biosolid) AND "risk assessment" AND human AND agriculture</i>
	<i>(intitle:"sewage sludge") AND (intitle:health) AND human</i>
	<i>(intitle:"sewage sludge") AND epidemiology</i>
	<i>sewage sludge AND "epidemiological evidences"</i>
	<i>(intitle:"municipal sludge") AND epidemiology</i>
	<i>(intitle:"municipal sludge") AND epidemiology</i>
	<i>(intitle:"municipal sludge") AND RISK AND assessment</i>
	<i>(intitle:"sewage sludge") AND "risk analysis"</i>
<i>(intitle: biosolid) AND "risk analysis"</i>	
Français	biosolide AND santé AND humaine AND agriculture
	"matières résiduelles fertilisantes" AND santé AND humaine AND agriculture
	"matières résiduelles fertilisantes" AND épidémiologie
	"matières résiduelles fertilisantes" AND épidémiologique
	biosolides AND "analyse de risque"
	biosolide AND "analyse de risque"
	"matières résiduelles fertilisantes" AND "analyse de risque"
	"boues municipales" AND "analyse de risque"
	"boues municipales" AND épidémiologie
	"boues municipales" AND épidémiologique

^a Pour ce qui est des requêtes en anglais, l'opérateur « intitle » a été ajouté afin de cibler davantage les résultats en limitant la recherche au titre seulement.

Tableau 2 Exemples de requêtes employées pour interroger diverses plateformes (Google SE, WorldCat et Santécom) afin d'obtenir de la littérature grise pertinente (suite)

Langue de la requête	Liste des requêtes ^a
<i>WorldCat</i>	
Anglais	<i>biosolids AND health AND human AND agriculture</i>
	<i>"Sewage sludge" AND health AND human AND agriculture</i>
	<i>"municipal sludge" AND health AND human AND agriculture</i>
Français	Biosolide
	Matières résiduelles fertilisantes
	Boue municipale
<i>Santécom</i>	
Anglais	<i>Biosolid</i>
	<i>Sewage sludge</i>
	<i>Municipal sludge</i>
Français	<i>Biosolide</i>
	<i>Matière résiduelle fertilisante</i>
	<i>Boue municipale</i>

^a Pour ce qui est des requêtes en anglais, l'opérateur « intitle » a été ajouté afin de cibler davantage les résultats en limitant la recherche au titre seulement.

Revue systématique de la littérature scientifique

Les étapes de la revue de la littérature scientifique sont décrites ci-dessous. Le résultat de chacune de ces étapes ainsi que le nombre de publications retenues pour l'analyse définitive sont schématisés dans la figure 1.

Interrogation de bases de données selon un devis de recherche

Les documents pertinents issus de la littérature scientifique ont été repérés dans les mêmes bases de données interrogées dans le contexte de la revue thématique (voir le tableau 1). Ainsi, afin de cerner les documents traitant du sujet de recherche, trois concepts ont été retenus afin de décrire adéquatement la problématique : les biosolides, l'agriculture et la santé. Ces thèmes ont été déclinés en une série de mots, tant en langage naturel qu'en langage contrôlé (voir les tableaux 3, 4 et 5). Ainsi, un article qui contient les mots décrivant à la fois les biosolides municipaux, l'usage agricole et la santé humaine, ou qui est indexé selon ces concepts, est susceptible de fournir des renseignements quant aux effets potentiels de l'épandage des biosolides en milieu agricole sur la santé des populations.

Pour optimiser le résultat des requêtes dans les bases de données, il importe de noter que les mots-clés ont été recherchés dans les titres et les résumés des publications (voir le tableau 6). De plus, des limites ayant trait à l'année et à la langue ont été appliquées afin de conserver uniquement des documents publiés en français ou en anglais à partir de 1980. Enfin, les références pertinentes citées dans les bibliographies des publications trouvées dans la littérature scientifique ont également été considérées, tout comme les références transmises par différentes personnes-ressources.

Outre les documents ainsi trouvés, quelques autres ont été repérés dans les références bibliographiques des publications retenues, ou ont été fournis par des informateurs-clés. Ces documents ont par la suite suivi le même processus de sélection que l'ensemble des publications.

Tableau 4 Sources recherchées et appellations repérées et choisies pour décrire le concept de *matières organiques fertilisantes* (concept 1)

LANGAGE CONTRÔLÉ	Thésaurus <i>Medical Subject Headings</i> (MeSH) de la National Library of Medicine des États-Unis^b, thésaurus <i>EMTREE</i>^c publié par Elsevier et <i>CAB Thesaurus</i>^d qui s'applique aux bases de données <i>Global Health</i>	
	<i>Anglais</i>	
	– <i>Sewage</i>	– <i>Sludge</i>
	– <i>Solid Waste</i>	– <i>Sludge cake</i>
	– <i>Biosolid</i>	
LANGAGE NATUREL	Articles de la littérature scientifique, <i>Grand dictionnaire terminologique</i> de l'Office québécois de la langue française (OQLF)^e et <i>Termium Plus</i>^{MD} la banque de données terminologiques et linguistiques du gouvernement du Canada (Bureau de la traduction)^f	
	<i>Français</i>	
	– Biosolide(s) ^a	– Boue(s) municipale(s) ^a
	– Bio-solide(s)	– Boue(s) d'épuration
	– Biosolide(s) municipal(aux)	– Boues d'épuration
	– Matière(s) résiduelle(s)	– Boue(s) d'égoût
	– Matière(s) résiduelle(s) fertilisante(s) ^a	– Boue(s) des égouts
– Boue (s)	– Boue(s) des eaux usées	
	<i>Anglais</i>	
	– <i>Bio-solid(s)</i>	– <i>Amended sludge</i>
	– <i>Biosolid(s)</i>	– <i>Solid waste(s)</i>
	– <i>Sewage sludge(s)</i>	

Note : La recherche relative au contenu de ce tableau a été effectuée au mois de mai 2014.

^a Mots qui ont été utilisés au cours de la recherche de la littérature grise.

^b *Thésaurus MeSH* : <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/mesh/>

^c *Thésaurus Emtree* : <http://ovidsp.ovid.com/>

^d *Thésaurus CAB* : <http://www.cabi.org/cabthesaurus/>

^e *Grand dictionnaire terminologique* de l'OQLF : <http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/>

^f *Termium Plus*^{MD} : <http://www.btb.termiumplus.gc.ca/>

Tableau 5 Sources recherchées et appellations repérées et choisies pour décrire le concept de *valorisation agricole* (concept 2)

LANGAGE CONTRÔLÉ	Thésaurus <i>Medical Subject Headings</i> (MeSH) de la National Library of Medicine des États-Unis^b, thésaurus <i>EMTREE</i>^c publié par Elsevier et <i>CAB Thesaurus</i>^d qui s'applique aux bases de données <i>Global Health</i>	
	<i>Anglais</i>	
	– <i>Agriculture</i> – <i>Agriculture land</i> – <i>Crops, Agricultural</i>	– <i>Land spreading</i> – <i>Gardening</i>
LANGAGE NATUREL	Articles de la littérature scientifique, <i>Grand dictionnaire terminologique</i> de l'Office québécois de la langue française (OQLF)^e et <i>Termium Plus</i>^{MD} la banque de données terminologiques et linguistiques du gouvernement du Canada (Bureau de la traduction)^f	
	<i>Français</i>	
	– Agricole – Terre agricole – Agronomie – Agriculture ^a – Culture	– Engrais – Amendement – Champs – Sol
	<i>Anglais</i>	
	– <i>Agriculture</i> – <i>Crop(s)</i> – <i>Cultivation</i> – <i>Farm(s)</i> – <i>Farming</i> – <i>Fertilizer</i> – <i>Fertilizer</i> – <i>Gardening</i> – <i>Land application</i>	– <i>Land disposal</i> – <i>Land spreading</i> – <i>Land treatment</i> – <i>Landspreading</i> – <i>Landfill</i> – <i>Soil improvement</i> – <i>Soil amendment</i> – <i>Soil amelioration</i> – <i>Soil conditioning</i>

Note : La recherche relative au contenu de ce tableau a été effectuée au mois de mai 2014.

^a Mots qui ont été utilisés lors de la recherche de la littérature grise.

^b Thésaurus *MeSH* : <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/mesh/>

^c Thésaurus *EMTREE* : <http://ovidsp.ovid.com/>

^d Thésaurus *CAB* : <http://www.cabi.org/cabthesaurus/>

^e *Grand dictionnaire terminologique* de l'OQLF : <http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/>

^f *Termium Plus*^{MD} : <http://www.btb.termiumplus.gc.ca/>

Tableau 6 Sources recherchées et appellations repérées et choisies pour décrire le concept de *santé humaine* (concept 3)

LANGAGE CONTRÔLÉ	Thésaurus <i>Medical Subject Headings</i> (MeSH) de la National Library of Medicine des États-Unis^c, thésaurus <i>EMTREE</i>^d publié par Elsevier et <i>CAB Thesaurus</i>^e qui s'applique aux bases de données <i>Global Health</i>	
	<i>Anglais</i>	
	– <i>Public Health</i>	– <i>Risk assessment</i>
LANGAGE NATUREL	– <i>Health</i>	– <i>Risk analysis</i>
	– <i>Environment and public health</i>	– <i>Epidemiology</i>
	Articles de la littérature scientifique, <i>Grand dictionnaire terminologique</i> de l'Office québécois de la langue française (OQLF)^f et <i>Termium Plus</i>^{MD} la banque de données terminologiques et linguistiques du gouvernement du Canada (Bureau de la traduction)^g	
	<i>Français</i>	
	– Santé humaine ^b	– Épidémiologique ^b
	– Santé	– Analyse de risques
	– Humain	– Analyse de risque
– Épidémiologie ^b	– Analyse des risques	
LANGAGE NATUREL	<i>Anglais</i>	
	– <i>Epidemiology</i>	– <i>Health</i>
	– <i>Human biomonitoring</i>	– <i>Public</i> ^a
	– <i>Risk assessment</i>	– <i>Population</i> ^a
	– <i>Risk analysis</i>	– <i>Men</i> ^a
	– <i>Risk estimation</i>	– <i>Women</i> ^a
	– <i>Risk evaluation</i>	

Note : La recherche relative au contenu de ce tableau a été effectuée au mois de mai 2014.

^a Associé au mot *risk* dans la requête.

^b Mots qui ont été utilisés dans la recherche de la littérature grise.

^c Thésaurus *MeSH* : <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/mesh/>

^d Thésaurus *EMTREE* : <http://ovidsp.ovid.com/>

^e Thésaurus *CAB* : <http://www.cabi.org/cabthesaurus/>

^f *Grand dictionnaire terminologique* de l'OQLF : <http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/>

^g *Termium Plus*^{MD} : <http://www.btb.termiumplus.gc.ca/>

Tableau 7 Requêtes finales pour chacune des plateformes interrogées

Plateforme interrogée	Requêtes
<i>Ovid</i> (langage contrôlé)	(*solid waste/ or *sewage/ or *Biosolid/ or *sludge/ or *sludge cake/) AND (Agriculture/ or crops, agricultural/ or agricultural land/ or land spreading/ or gardening/) AND (Health/ or public health/ or "environment and public health"/ or risk assessment/ or risk analysis/ or epidemiology/)
<i>Ovid</i> (langage naturel)	((biosolid* or bio-solid* or (sewage* adj5 sludge*) or (solid adj waste*) or (amended adj sludge*)) adj40 (agricultur* or cultivat* or farm or farms or farming or garden* or compost* or crop* or (land* adj2 (spread* or treat* or supply or supplies or appli*)) or landspread* or landfarm* or land-spread* or land-farm* or landfill* or land-fill* or (soil* adj3 (amendment* or amended or improv* or amelioration* or condition*)) or fertilis* or fertiliz* or disposal*) adj40 (health* or epidemiolog* or (human adj biomonitoring) or (risk* adj6 (public r population* or human* or man or men or wom#n)) or (risk* adj3 (assess* or analys#s or estim* or evaluat*))))).ti,ab.
<i>ProQuest</i>	(TI((biosolid* OR bio-solid* OR (sewage* NEAR/5 sludge*) OR (solid NEAR/1 waste*) OR (amended P/0 sludge*)) NEAR/20 (agricultur* OR cultivat* OR farm OR farms OR farming OR garden* OR compost* OR crop* OR (land* NEAR/2 (spread* OR treat* OR supply OR supplies OR appli*)) OR landspread* OR landfarm* OR land-spread* OR land-farm* OR landfill* OR land-fill* OR (soil* NEAR/3 (amendment* OR amended OR improv* OR amelioration* OR condition*)) OR fertilis* OR fertiliz* OR disposal*) NEAR/20 (health* OR epidemiolog* OR (human NEAR/1 biomonitoring) OR (risk* NEAR/6 (public OR population* OR human* OR man OR men OR wom?n)) OR (risk* NEAR/3 (analys?s OR assess* OR estim* OR evaluat*)))) OR (AB((biosolid* OR bio-solid* OR (sewage* NEAR/5 sludge*) OR (solid NEAR/1 waste*) OR (amended P/0 sludge*)) NEAR/20 (agricultur* OR cultivat* OR farm OR farms OR farming OR garden* OR compost* OR crop* OR (land* NEAR/2 (spread* OR treat* OR supply OR supplies OR appli*)) OR landspread* OR landfarm* OR land-spread* OR land-farm* OR landfill* OR land-fill* OR (soil* NEAR/3 (amendment* OR amended OR improv* OR amelioration* OR condition*)) OR fertilis* OR fertiliz* OR disposal*) NEAR/20 (health* OR epidemiolog* OR (human NEAR/1 biomonitoring) OR (risk* NEAR/6 (public OR population* OR human* OR man OR men OR wom?n)) OR (risk* NEAR/3 (analys?s OR assess* OR estim* OR evaluat*))))

Sélection des publications

Après le repérage des publications scientifiques, la sélection des publications à considérer pour la présente analyse a été réalisée en trois étapes, soit : 1) la vérification du respect de la forme des publications, 2) le jugement de la pertinence des articles semblant adéquats sur la base des titres et des résumés et 3) l'analyse du contenu des publications selon un ensemble de critères de qualité et d'objectivité prédéfinis.

Tout d'abord, des critères relatifs à la forme des documents ont été employés afin de présélectionner les documents. Ainsi, en plus des critères de langue et d'année de publication décrits précédemment, tous les documents devaient respecter les types d'études retenus, c'est-à-dire des études épidémiologiques, des études de cas ou des évaluations du risque (voir le tableau 7). Ensuite, la pertinence des publications a été évaluée afin de respecter le thème de recherche. La pertinence a été définie en fonction de critères ayant trait à trois éléments, soit le type de matière résiduelle fertilisante, la population à l'étude et le contexte de valorisation agricole. Pour être retenu, l'écrit devait porter sur les biosolides municipaux, traiter d'une population résidente exposée (ou de la population générale potentiellement exposée) et s'inscrire dans un contexte d'utilisation agricole (voir le tableau 8). Les études sur des professionnels (ex. : travailleurs d'usines de traitement des eaux, employés de fermes, etc.) ont été exclues, puisqu'elles ne permettent pas de répondre directement au mandat. De fait, des résultats provenant d'études sur des travailleurs d'usines de traitement des eaux usées ne seraient pas adéquats en vue d'évaluer le risque pour la santé de la population

générale attribuable à l'exposition aux contaminants chimiques des biosolides épandus. Le passage d'une publication à l'étape suivante nécessitait donc une évaluation positive de l'ensemble de ces trois éléments. Cette évaluation a été faite sur la base des titres et des résumés ou, dans les cas où aucun résumé n'était accessible, sur la base du contenu de la table des matières du document.

Finalement, le contenu des documents restants a été soumis à une dernière évaluation afin de juger de leur qualité scientifique. Cet examen a été effectué en fonction de l'objectivité, de l'impartialité, de la plausibilité, de l'exhaustivité ainsi que de l'adéquation des démarches et des résultats présentés (voir le tableau 9). L'inclusion d'une publication à la revue de la littérature requerrait l'obtention d'une évaluation positive de la qualité de la part de trois personnes. Il faut noter que l'appréciation de la qualité scientifique des informations contenues dans les documents évalués a été confiée au jugement professionnel des membres de l'équipe de recherche participant à la rédaction du présent document.

Tableau 8 Critères formels de la recherche documentaire

Critère	Description	Commentaires
Types d'études	Études épidémiologiques, études de cas, analyse de risque, article de revue	Ces types d'études ont été privilégiés, puisqu'ils documentent les effets sanitaires.
Forme du document	Document avec un résumé ou une table des matières détaillée	-
Langue de publication	Publications entièrement écrites en anglais ou en français	Normalement, ce critère était déjà respecté, car il s'agissait d'une des limites appliquées à l'étape précédente (x. 1.1).
Date de publication	Écrits publiés entre 1980 et 2014	Tout comme le précédent, ce critère était théoriquement déjà respecté étant donné qu'il s'agissait d'une des limites appliquées à l'étape précédente (x. 1.1).

Tableau 9 Critères de pertinence de la recherche documentaire

Critère	Description	Acceptable	Inacceptable
Type de MRF	L'écrit doit porter sur les biosolides municipaux.	Aspects directement liés aux biosolides, aux biosolides municipaux.	Aspects non liés aux biosolides municipaux (ex. : MRF de papetières, déchets municipaux solides, eaux usées).
Population	L'écrit doit porter sur une population résidente exposée ou potentiellement exposée.	Population résidant à proximité d'un site d'épandage ou population utilisant des biosolides.	Population de travailleurs (usine d'épuration, usine de compostage de boues, etc.) ou population mal définie.
Valorisation agricole	L'écrit doit traiter de l'utilisation des biosolides dans un contexte agricole.	Épandage ou entreposage de biosolides à des fins d'amendement de terres agricoles ou à vocations similaires (ex. : potager)	Incinération, enfouissement des boues; valorisation forestière; etc.

Tableau 10 Critères de qualité

Critère	Description
Qualité des données	Données originales et pertinentes
Conflit d'intérêts	Absence de conflit d'intérêts pour les auteurs (ou d'apparence de conflits)
Précision des objectifs	Objectifs du travail précis
Plausibilité de l'hypothèse de travail	Hypothèse ou hypothèses de travail plausibles
Précision de la méthode de travail	Présence d'une description adéquate, etc.
Présentation de résultats et de conclusions	Résultats liés aux objectifs ou aux conclusions de l'étude

Bilan des publications scientifiques retenues

En tout, 947 publications ont été répertoriées dans la littérature scientifique à la suite de l'interrogation des moteurs de recherche (voir la figure 1). De ce nombre, vingt-cinq ont été retenues sur la base de la pertinence de leur titre et de leur résumé, ou encore de leur texte complet. Dix-huit publications ont été jugées d'une qualité suffisante pour la revue des écrits. La mise en œuvre de stratégies complémentaires de recherche documentaire a ensuite permis de compléter la liste des publications pour la revue systématique. En effet, le dépouillement manuel de la bibliographie des articles retenus a permis d'en relever 18 supplémentaires. Après analyse de la pertinence et de la qualité de ces derniers articles, 7 publications ont été éliminées. Ainsi, la recherche complémentaire a permis d'ajouter 11 documents à ceux devant être analysés afin d'apprécier leur qualité; 29 publications ont donc été évaluées.

Figure 1 Résumé du processus de sélection des publications issues de la littérature scientifique dans le cadre de la revue systématique

ÉTAPES	NOMBRE DE PUBLICATIONS			
	Description	Revue de la littérature (Ovid et ProQuest)		Autres sources (liste de références des publications retenues, personnes-ressources, etc.)
1 Repérage et suppression des doublons <ul style="list-style-type: none"> Repérer les articles dans les bases de données bibliographiques à l'aide de mots-clés décrivant la thématique. Supprimer les doublons d'articles dans les résultats provenant des différentes plateformes. 	1 206 articles obtenus lors de la recherche documentaire	259 doublons éliminés	18 articles obtenus par d'autres sources	
2 Sélection des articles pertinents <ul style="list-style-type: none"> Évaluer la pertinence, selon un ensemble de critères, sur la base des titres et des résumés. 	947 titres et résumés évalués	866 rejetés	18 titres et résumés évalués	7 rejetés
	81 textes complets évalués	56 rejetés	11 textes complets évalués	0 rejeté
3 Sélection des articles de qualité <ul style="list-style-type: none"> Évaluer la qualité des articles en considérant le texte complet selon un ensemble de critères. 	25 publications analysées	7 rejetées ^a	11 publications analysées	0 rejetée
4 Analyse des articles retenus <ul style="list-style-type: none"> Analyse détaillée du contenu scientifique des articles. 	18 publications retenues pour la revue des écrits		11 publications retenues pour la revue des écrits	
29 publications retenues pour la revue des écrits				

^a Ces études, rejetées en fonction des critères de qualité (voir le tableau 8), sont présentées dans le tableau 10 de la présente annexe.

Tableau 11 Études rejetées sur la base des critères de qualité

Étude	Justification
Banasik <i>et al.</i> (2009)	Il y a apparence de conflit d'intérêts. De plus, l'étude comprend des voies d'exposition qui ne sont pas liées à l'usage des biosolides.
Cappon (1991)	Les modèles et les sources de données ne sont pas décrits, ce qui rend difficile le jugement des données rapportées.
Chaney <i>et al.</i> (1996)	Il s'agit d'un cadre méthodologique et non pas d'une évaluation du risque.
Déléry <i>et al.</i> (2006)	Les résultats ne sont pas suffisamment détaillés pour juger adéquatement du risque estimé.
Harrison et Oakes (2002)	La méthodologie, basée sur des allégations, est jugée inadéquate.
Schowaneck <i>et al.</i> (2007)	Il s'agit d'une démarche d'élaboration d'une norme et non pas d'une évaluation du risque.
Watanabe <i>et al.</i> (2002)	Il n'est pas clair si cette étude parle de biosolides ou de composts. De plus, il s'agit d'une démarche d'élaboration d'une norme et non pas d'une évaluation du risque.

Revue thématique sur les risques pour la santé associés aux fumiers

Afin de recenser les articles scientifiques portant sur les risques sanitaires potentiels en lien avec l'utilisation des fumiers et de fournir une base comparative de ces risques par rapport à ceux reliés à l'utilisation des biosolides, une revue de la littérature a été réalisée à l'aide d'un algorithme de recherche similaire à celui utilisé pour la revue de littérature sur les biosolides. Les documents pertinents issus de la littérature scientifique ont ainsi été trouvés dans les mêmes bases de données qui ont été interrogées dans le cadre de la revue thématique (voir le tableau 1). Tout comme lors de la recherche concernant les biosolides, les concepts d'agriculture et de santé ont été retenus. Le thème *fumier animal* a ensuite été retenu afin de déterminer les langages naturel et contrôlé qui le décrivent (voir le tableau 11). L'ensemble des mots-clés ainsi établis a été assemblé en vue de fournir une requête de recherche adéquate (voir le tableau 12).

Tableau 12 Sources recherchées et appellations repérées et choisies pour décrire le concept de *fumier animal* (concept 1)

LANGAGE CONTRÔLÉ	Thésaurus <i>Medical Subject Headings</i> (MeSH) de la National Library of Medicine des États-Unis^a, thésaurus <i>EMTREE</i>^b publié par Elsevier et <i>CAB Thesaurus</i>^c qui s'applique aux bases de données <i>Global Health</i>	
	<ul style="list-style-type: none"> - <i>Manure</i> - <i>Animal manures</i> - <i>Farmyard manure</i> 	
LANGAGE NATUREL	Articles de la littérature scientifique	
	<ul style="list-style-type: none"> - <i>Manure(s)</i> - <i>Dung(s)</i> - <i>Waste(s)</i> - <i>Excreta</i> - <i>Feces Excrement(s)</i> - <i>Fertiliser(s)</i> - <i>Slurry(ies)</i> 	<ul style="list-style-type: none"> - <i>Animal</i> - <i>Livestock(s)</i> - <i>Ccow</i> - <i>Horse</i> - <i>Pig</i> - <i>Swine</i>

Note : La recherche relative au contenu de ce tableau a été effectuée au mois de février 2015.

^a Thésaurus MeSH : <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/mesh/>

^b Thésaurus EMTREE : <http://ovidsp.ovid.com/>

^c Thésaurus CAB : <http://www.cabi.org/cabthesaurus/>

Tableau 13 Requêtes finales pour chacune des plateformes interrogées

Plateforme interrogée	Requêtes
<i>Ovid SP</i>	((manur* OR dung OR dungs OR dunging OR ((livestock* OR cow OR cows OR horse* OR swine* OR pig OR pigs) ADJ2 (excreta* OR excrement* OR slurry OR slurries))) ADJ10 (agricultur* OR cultivat* OR farm OR farms OR farming OR garden* OR compost* OR crop* OR (land* ADJ2 (spread* OR treat* OR supply OR supplies OR appli*)) OR landspread* OR landfarm* OR land-spread* OR land-farm* OR landfill* OR land-fill* OR (soil* ADJ3 (amendment* OR amended OR improv* OR amelioration* OR condition*)) OR fertilis* OR fertiliz* OR disposal*) ADJ10 (health* OR epidemiolog* OR (human adj biomonitoring) OR (risk* ADJ6 (public OR population* OR human* OR man OR men OR wom#n)) OR (risk* ADJ3 (assess* OR analys#s OR estim* OR evaluat*))))).ti.ab.
<i>ProQuest</i>	(TI(manur* OR dung OR dungs OR dunging OR ((livestock* OR cow OR cows OR horse* OR swine* OR pig OR pigs) N/2 (excreta* OR excrement* OR slurry OR slurries))) OR AB(manur* OR dung OR dungs OR dunging OR ((livestock* OR cow OR cows OR horse* OR swine* OR pig OR pigs) N/2 (excreta* OR excrement* OR slurry OR slurries)))) N/10 (TI(agricultur* OR cultivat* OR farm OR farms OR farming OR garden* OR compost* OR crop* OR (land* N/2 (spread* OR treat* OR supply OR supplies OR appli*)) OR landspread* OR landfarm* OR land-spread* OR land-farm* OR landfill* OR land-fill* OR (soil* N/3 (amendment* OR amended OR improv* OR amelioration* OR condition*)) OR fertilis* OR fertiliz* OR disposal*) OR AB(agricultur* OR cultivat* OR farm OR farms OR farming OR garden* OR compost* OR crop* OR (land* N/2 (spread* OR treat* OR supply OR supplies OR appli*)) OR landspread* OR landfarm* OR land-spread* OR land-farm* OR landfill* OR land-fill* OR (soil* N/3 (amendment* OR amended OR improv* OR amelioration* OR condition*)) OR fertilis* OR fertiliz* OR disposal*)) N/10 (TI(health* OR epidemiolog* OR (human W0 biomonitoring) OR (risk* N/6 (public OR population* OR human* OR man OR men OR wom?n)) OR (risk* N/3 (assess* OR analys?s OR estim* OR evaluat*))) OR AB(health* OR epidemiolog* OR (human W0 biomonitoring) OR (risk* N/6 (public OR population* OR human* OR man OR men OR wom?n)) OR (risk* N/3 (assess* OR analys?s OR estim* OR evaluat*))))

Annexe 2

**Résumé des publications scientifiques sélectionnées
pour la revue systématique de la littérature sur
les effets sanitaires reliés à l'utilisation des
biosolides dans un contexte agricole**

Résumé des publications scientifiques sélectionnées pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'utilisation des biosolides dans un contexte agricole

Les études épidémiologiques (voir le tableau 1) et les évaluations du risque chimique (voir les tableaux 2 et 3) et microbien (voir le tableau 4) sont résumées ci-dessous.

Tableau 1 Description des études épidémiologiques retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'usage des biosolides dans un contexte agricole

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS ET CONCLUSION RAPPORTÉS PAR LEURS AUTEURS
Baker et al. (1980)	
<p>Évaluation de l'effet de l'exposition aux BPC, par l'intermédiaire des biosolides contaminés, sur les niveaux sériques de BPC d'une population utilisatrice.</p> <p>Méthodologie générale :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Étude de type transversale réalisée en 1977. - Comparaison des niveaux sériques de BPC entre deux groupes, soit les utilisateurs (jardiniers) de biosolides (n = 89) et des témoins non exposés (n = 22). - Tests statistiques réalisés : Corrélations de Pearson. - Questionnaire pour caractériser l'exposition (description de l'alimentation, quantités de biosolides utilisés, temps passé à faire du jardinage, etc.) 	<ul style="list-style-type: none"> - Les niveaux de BPC sériques des utilisateurs de biosolides (moyenne de BPC totaux = 17,4 ppb) sont similaires à ceux mesurés chez les témoins (24,4 ppb) et dans la population générale (selon la littérature). - Niveaux sanguins de BPC non corrélés avec plusieurs facteurs : quantités de biosolides appliqués, années d'usage, etc.). - Niveaux sanguins de BPC associés positivement avec l'attention portée au jardin et négativement corrélés avec le port de gants (n = 56). - Aucun lien établi avec la consommation d'aliments. - Liens avec les niveaux plasmatiques de triglycérides et l'usage de biosolides non établis. <p>Conclusion : Il y a une faible preuve que l'exposition aux BPC présents dans les biosolides a un impact sur les niveaux sériques de BPC chez les personnes qui en utilisent comme engrais pour leur jardin.</p>

Tableau 1 Description des études épidémiologiques retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires liés à l'usage des biosolides dans un contexte agricole (suite)

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS ET CONCLUSION RAPPORTÉS PAR LEURS AUTEURS
Dorn et al. (1985)	
<p>Déterminer si l'application de biosolides* en milieu agricole est associée à des taux de maladie plus élevés dans une population exposée comparativement à ceux observés chez des témoins.</p> <p>Méthodologie générale :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Étude prospective de 3 ans : 47 fermes exposées (164 personnes et 78 familles) et 46 fermes témoins (130 personnes, 53 familles). - Effets sur la santé évalués à l'aide de questionnaires remplis par les participants tous les mois suivant le début de l'étude. Symptômes regardés séparément et regroupés en 4 catégories : généraux (fièvre, maux de tête, douleurs musculaires), digestifs (nausées, diarrhée), au niveau du système respiratoire supérieur (congestion, gorge irritée) et inférieur (toux, etc.). - Autres tests visant à évaluer des effets sur la santé : test diagnostique de la tuberculose, mesures d'anticorps sériques contre les entérovirus et les salmonelles et analyses d'échantillons de selles prélevés chez des participants pour détecter la présence de bactéries. - Analyses statistiques : régressions linéaires. - Caractérisation des biosolides utilisés par les fermes exposées : données sur la présence de certaines bactéries pathogènes (<i>Salmonella</i>, <i>Campylobacter</i> et <i>Shigella</i>). <p>* Les données de caractérisation des biosolides, les résultats de séroconversion des anticorps contre les entérovirus ainsi que les résultats des échantillons de selles sont publiés par Ottolenghi et Hamparian (1987).</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Aucun lien observé entre la tuberculose et l'exposition aux biosolides. - Les anticorps contre les entérovirus sont similaires dans les deux groupes d'exposition (séroconversion). - Une augmentation ou une conversion des anticorps contre les salmonelles trouvés dans le sérum ont été observées chez 12 individus*. Ce résultat indique que l'infection est faible, bien qu'il ne soit pas statistiquement significatif. - Aucune association statistiquement significative n'a été observée entre l'usage de biosolides et leur fréquence d'utilisation, et les symptômes évalués dans le cadre de cette étude. <p>Conclusion : Il n'y aurait pas d'effets sanitaires associés à l'usage de biosolides en agriculture. Les auteurs sont prudents à propos de cette conclusion, considérant que leur étude est la seule étude du type et que les taux d'application de biosolides étaient faibles.</p>

Tableau 1 Description des études épidémiologiques retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires liés à l'usage des biosolides dans un contexte agricole (suite)

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS ET CONCLUSION RAPPORTÉS PAR LEURS AUTEURS
Khuder et al. (2007)	
<p>Vérification de l'existence d'une association entre des effets sur la santé et la distance entre les individus et des champs où l'application de biosolides de classe B est autorisée.</p> <p>Méthodologie générale :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Étude de type transversal. - Effets sur la santé au cours des 12 mois précédents ont été documentés à l'aide de questionnaires remplis par les participants (autorapportés); les questionnaires comprenant de nombreux symptômes et maladies possiblement associés aux biosolides. - Analyse des données a été faite par les auteurs qui ont comparé les individus exposés (vivant à moins de 1,6 km d'un champ; n = 437) aux individus non exposés (vivant à plus de 1,6 km d'un champ; n = 176). 	<ul style="list-style-type: none"> - La majorité des symptômes sont plus fréquemment rapportés par les personnes exposées, mais pas nécessairement de manière significative. - Les symptômes significativement plus rapportés par les personnes exposées comparativement à ceux rapportés par les témoins : sécrétion de larmes (25,2 % > 16,5 %), ballonnements abdominaux (35,9 % > 25,9 %), jaunisse (7,9 % > 2,3 %), ulcère de la peau (8,5 % > 3,6 %), déshydratation (17,1 % > 8,8 %), perte de poids (22,1 % > 10,6 %) et fatigue (34,1 % > 25,6 %). - Maladie chronique significativement plus souvent notée dans le groupe des personnes exposées : emphysème (2,9 % > 0,6 %). <p>Conclusion : Les résultats de l'étude suggèrent la présence d'un risque accru, pour les résidents vivant à proximité de champs agricoles où l'application des biosolides a été autorisée, de souffrir de certains troubles respiratoires et gastro-intestinaux ainsi que d'autres maladies.</p>

Tableau 1 Description des études épidémiologiques retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'usage des biosolides dans un contexte agricole (suite)

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS ET CONCLUSION RAPPORTÉS PAR LEURS AUTEURS
<p>Lewis et al. (2002)</p> <p>Analyser l'association entre les effets sur la santé et l'évaluation de l'exposition environnementale reliée à l'épandage de biosolides.</p> <p>Méthodologie générale :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Étude épidémiologique de type rétrospective menée auprès de 48 résidents vivant à environ 1 km du lieu d'épandage (10 sites) - Effets sur la santé : symptômes documentés à l'aide d'un questionnaire : toux, brûlement de la gorge, brûlement des yeux, maux de tête. Certaines infections confirmées par des registres médicaux et 2 décès relevés. - Détermination de l'exposition : estimation des concentrations d'exposition pour certains sites. Questionnaire rempli par les participants pour connaître le temps s'étant écoulé entre l'exposition et les symptômes observés. - Tests statistiques : test de chi carré afin d'analyser la différence entre les proportions d'individus rapportant un type de symptôme sur un site en particulier par rapport à l'ensemble des sites (absence d'un groupe témoin) 	<p>Symptômes rapportés en fonction de la distance :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Tous les individus vivant à moins de 130 m d'un champ ont mentionné présenter des symptômes. La proportion d'individus notant des symptômes diminue ensuite de manière linéaire de 130 à 320 m. <p>Symptômes rapportés en fonction du temps :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Dans l'heure suivant l'application de biosolides, les résidents se plaignent de toux (63 %, 8 sites), de brûlement de la gorge (56 %, 10 sites), de brûlement des yeux (56 %, 9 sites) et de maux de tête (46 %, 6 sites). - Après 24 h, les résidents rapportent des symptômes de congestion nasale (77 %, 7 sites), des difficultés respiratoires (71 %, 8 sites), des nausées (46 %, 7 sites), de la fatigue (33 %, 7 sites) et des symptômes ressemblant à ceux de la grippe (29 %, 5 sites). <p>Conclusion : La nature des symptômes et le laps de temps avant leur apparition à la suite d'une exposition suggèrent que des mesures devraient être prises pour protéger le public contre l'exposition aux contaminants et aux pathogènes aéroportés lors de l'épandage de biosolides.</p>

Tableau 2 Description des analyses de risque ayant trait aux métaux retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'usage des biosolides dans un contexte agricole

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS RAPPORTÉS
<p>Cao et Ikeda (2000)</p> <p>Estimation de l'exposition à 6 métaux (arsenic, mercure, cadmium, nickel, plomb et zinc) et évaluation du risque à la suite d'une période d'épandage de 20 ans. L'étude porte sur l'utilisation de boues municipales sur les terres agricoles situées dans l'agglomération de Tianjin en Chine.</p> <p>Méthodologie générale :</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) Calcul de l'apport en métaux lourds attribuable à l'application de biosolides sur les terres agricoles (épandage pendant 20 ans de 22,5 Mg m.s./ha-an). 2) Estimation des concentrations de ces métaux dans le tissu des produits de culture. 3) Estimation de l'exposition des humains (population générale) réalisée avec les résultats de l'étape précédente, couplés aux données de consommation d'aliments provenant d'une étude nutritionnelle relative à la population de Tianjin. 4) Calcul des indices de risque (IR). <p>Trois scénarios d'exposition :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Individu urbain : consomme des aliments du marché, dont une faible proportion provient de fermes où des biosolides ont été appliqués. - Individu rural - applicateur de biosolides : tous les produits qu'il consomme proviennent de sols où des biosolides ont été appliqués. - Individu rural - non applicateur de biosolides : tous les produits qu'il consomme proviennent de sols où aucun biosolide n'a été appliqué. Les concentrations de métaux dans les sols, qui sont utilisées pour les calculs, sont équivalentes au bruit de fond. 	<p>L'application de biosolides sur les terres agricoles contribue significativement à la contamination des sols et des produits cultivés sur les terres agricoles du Tianjin.</p> <p>Individu rural - applicateur de biosolides : dose journalière supérieure aux autres groupes d'individus.</p> <p>Individu rural - applicateur de biosolides : IR > 1 pour Hg, Cd et Zn.</p> <p>Ensemble des populations : IR > 1 pour As.</p> <p>Conclusion : Il existe un risque associé à la consommation de produits agricoles provenant de fermes utilisatrices de biosolides, et ce, malgré le respect des normes chinoises actuelles.</p>

Tableau 2 Description des analyses de risque ayant trait aux métaux retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'usage des biosolides dans un contexte agricole (suite)

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS RAPPORTÉS
Lopes et al. (2011)	
<p>Évaluation du risque pour la santé humaine associé à la présence de métaux dans les biosolides*.</p> <p>Méthodologie générale :</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) Estimation des doses d'exposition à 5 métaux (Cd, Cu, Ni, Pb et Zn) présents dans les biosolides. 2) Scénario d'exposition considéré : <ul style="list-style-type: none"> - Concentrations de métaux dans les boues sont des valeurs publiées dans la littérature (n ≈ 50). - Épandage unique, modélisation sur 100 ans, 10 Mg m.s./ha-an) - Voies d'exposition : ingestion directe, inhalation, absorption cutanée, ingestion indirecte de produits d'origine animale (viande, lait). - Modélisation du devenir environnemental d'une application unique sur une période de 100 ans), 10 Mg m.s./ha-an. 3) Comparaison des doses d'exposition estimées avec des VTR exprimées en IR. 4) Calculs réalisés pour la population adulte. <p>* Les risques pour les fumiers et les composts ont également été évalués par ces auteurs.</p>	<p>Les IR selon les métaux :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Cd : [0,010 – 0,160] - Cu : [0,020 – 0,148] - Ni : [0,021 – 0,237] - Pb : [0,072 – 0,134] - Zn : [0,072 – 2,470] <p>Sur une cinquantaine d'IR calculés pour le Zn, seuls 2 IR dépassent la valeur unitaire. Ces IR découlent d'estimations d'expositions réalisées pour des boues dont les concentrations dépassent les limites québécoises permises.</p> <p>Conclusion : Selon les auteurs, le métal contribuant le plus au risque est le Zn. La présence du Cd et du Pb, deux contaminants plus toxiques, serait quasi négligeable en termes de risque.</p>

Tableau 2 Description des analyses de risque ayant trait aux métaux retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'usage des biosolides dans un contexte agricole (suite)

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS RAPPORTÉS
<p>McFarland <i>et al.</i> (2012, 2013a, 2013b)</p> <p>Évaluation des risques pour la santé humaine reliés à la contamination des eaux souterraines par des métaux (As, Cd, Ni, Se et Zn) à la suite de l'application de biosolides.</p> <p>Méthodologie générale :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Utilisation d'un modèle RCST (<i>Risk Characterization Screening Tool</i>) et d'un modèle de la U.S. EPA (<i>Multimedia, Multi-Pathway, Multi-Receptor Exposure and Risk Assessment</i> ou 3MRA) qui simulent le comportement (transport, dégradation, etc.) des contaminants dans les divers milieux environnementaux (sol, air, eau). - Simulations faites avec des concentrations de métaux dans les biosolides équivalant à 1, 2, 5 et 10 fois les limites permises (<i>ceiling concentrations</i>) par la législation en vigueur aux États-Unis. - Exposition de populations vivant à proximité. <p>Deux types de simulations :</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) Les variables indépendantes sont les concentrations de métaux et le taux d'application (9 à 90 Mg m.s./ha-an) sur une période de 40 ans. 2) Les variables indépendantes sont les concentrations de métaux et la profondeur des eaux. 	<p>Simulation de divers taux d'application (9 Mg m.s./ha-an et 90 Mg m.s./ha-an) : aucun des indices de risque n'est supérieur à 1, même lorsque les concentrations sont équivalentes à 10 fois la limite.</p> <p>Simulation pour diverses profondeurs des eaux : aucun des IR > 1. Seuls des scénarios irréalistes ont permis des IR > 1, soit des applications de 900 Mg m.s./ha-an et à 10 fois la limite.</p> <p>Conclusion : L'application des biosolides dans le respect des normes (Part 503 Rule) ne représente pas un risque pour la santé humaine lors de la consommation des eaux souterraines.</p>

Tableau 3 Description des analyses de risque concernant les composés organiques retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'utilisation des biosolides dans un contexte agricole

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS RAPPORTÉS
Aryal et Reinhold (2011)	
<p>Estimation de la dose d'exposition au triclocarban (TCC) associée à la consommation de légumes (courgettes et citrouilles) ayant poussé sur des sols où des biosolides ont été employés comme fertilisants. Bien que l'étude porte sur le triclosan (TC) et le triclocarban (TCC), seule la dose pour le TCC a été calculée.</p> <p>Méthodologie générale : Calcul de l'apport alimentaire résultant de la consommation de courgettes et de citrouilles.</p> <ul style="list-style-type: none"> - Utilisation de données sur la concentration de TCC dans le tissu de plantes ayant poussé sur des sols amendés avec des biosolides (données expérimentales). Les biosolides employés dans les cultures proviennent d'une usine d'épuration du Michigan. Les concentrations en TCC des biosolides sont de $8,18 \pm 0,56$ mg/kg m.s. - Taux d'épandage : 7,3 Mg m.s./ha-an (application unique) - Combinées avec des données sur les apports alimentaires de la population consommatrice (département d'agriculture). <p>Hypothèse de travail : les fruits ont la même concentration que les feuilles et les tiges des aliments.</p>	<p>L'apport alimentaire associé à la consommation de courgettes et de citrouilles est :</p> <ul style="list-style-type: none"> - deux fois plus faible que la dose provenant de l'usage de produits cosmétiques personnels, comme cela est mentionné dans la littérature. - plus élevé que celui associé à la consommation d'eau et à la consommation de fèves de soya (Wu <i>et al.</i>, 2009). - sous la dose sans effet (NOEL) chez le rat. <p>Conclusion : Peu de risques concernant la toxicité aiguë du TCC présent dans les biosolides.</p>

Tableau 3 Description des analyses de risque concernant les composés organiques retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'utilisation des biosolides dans un contexte agricole (suite)

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS RAPPORTÉS
Jackson et Eduljee (1994)	
<p>Estimation du transfert des dioxines et des furanes dans la chaîne alimentaire et estimation du risque pour la santé humaine grâce à un ensemble de modélisations.</p> <p>Méthodologie générale :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Modélisation du transfert des PCDD et des PCDF, par absorption racinaire, dans les aliments (patates, céréales, légumes-racines et légumes-feuilles) et modélisation du transfert aux animaux (lait et viande). - Un épandage sur 10 ans de 2,42 Mg m.s./ha-an). - Estimation des concentrations dans ces produits. - Estimation de la dose d'exposition par l'entremise de la consommation d'aliments, par la combinaison des données de ces modélisations avec les données de consommation provenant d'une enquête populationnelle. - Calcul d'une dose d'exposition journalière additionnelle attribuable aux biosolides. Les estimations ont été réalisées en considérant que 100 % des aliments consommés provenaient de sols amendés avec des biosolides. 	<p>Une application pendant 10 ans augmenterait l'exposition moyenne de la population générale de 45 %.</p> <ul style="list-style-type: none"> - Apport supplémentaire (pour 10 ans) = 0,80 pg TEQ/kg/jour - Exposition au bruit de fond = 2,0 pg I-TEQ/kg/jour. <p>Le TDI est de 10 pg I-TEQ/j.</p> <p>Conclusion : L'application de boues d'épuration sur les terres agricoles, selon les scénarios prudents considérés, ne semble pas présenter un risque important pour la santé.</p>

Tableau 3 Description des analyses de risque concernant les composés organiques retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'utilisation des biosolides dans un contexte agricole (suite)

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS RAPPORTÉS
<p>Passuello et al. (2010)</p> <p>Prédiction de l'accumulation de 4 polluants organiques persistants (POP) dans la chaîne alimentaire à la suite de l'épandage de biosolides et estimation des risques pour la santé humaine qui en découlent.</p> <p>Méthodologie générale :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Quantité de biosolides appliqués : 30 Mg m.s./ha-an sur une période de 30 ans. - 4 contaminants : 2,3,7,8 TCDD, PCB 180, benzo(a)pyrène, dibenzo(a,h)anthracène. - Utilisation de modèles environnementaux afin de modéliser le comportement de ces polluants organiques persistants (POP) dans le sol, les plantes, la chaîne alimentaire, etc. - L'évaluation du risque en ce qui a trait aux effets non cancérogènes du 2,3,7,8 TCDD a été réalisée en calculant des indices de risque (IR). - L'évaluation du risque cancérogène des autres contaminants a été faite en multipliant la dose d'exposition par des valeurs de risque unitaire (valeur exprimée en excès de risque). <p>Deux scénarios d'exposition :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Scénario professionnel - fermier exposé par l'intermédiaire de son alimentation (40 à 80 % des aliments provenant de sol + biosolides), l'ingestion de sol et l'inhalation de particules. Sur 30 ans. Les résultats pour chacune des voies sont disponibles. - Scénario population générale - consommation d'aliments dont 10 à 30 % proviennent de sols amendés avec des biosolides. 	<p>Pour les risques non cancérogènes :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Les IR pour 2,3,7,8 TCDD étaient < 1, peu importe le scénario d'exposition. - La valeur la plus élevée d'IR ($1,72 \times 10^{-2}$) a été estimée pour l'ingestion dans le scénario professionnel. <p>Aucun des risques cancérogènes ne dépasse les seuils de 10^{-6} ou de 10^{-4}</p> <ul style="list-style-type: none"> - Risque de cancer - exposition par ingestion : valeurs moyennes du risque de cancer pour le scénario professionnel varient de $9,66 \times 10^{-8}$ à $6,86 \times 10^{-7}$ et de $3,15 \times 10^{-8}$ à $2,26 \times 10^{-7}$ pour le scénario non professionnel. - Risque de cancer - exposition par inhalation : valeurs moyennes du risque de cancer pour le scénario professionnel varient de $7,33 \times 10^{-12}$ à $1,14 \times 10^{-9}$. <p>Conclusion : Selon les conditions évaluées, l'application de boues d'épuration sur les sols agricoles est une pratique dont les effets sur la santé humaine sont non significatifs. De plus, bien que l'ingestion de nourriture s'avère la voie d'exposition la plus importante, elle n'entraîne pas un risque significatif.</p>

Tableau 3 Description des analyses de risque concernant les composés organiques retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'utilisation des biosolides dans un contexte agricole (suite)

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS RAPPORTÉS
Prosser et Sibley (2015a)	
<p>Évaluation du risque pour la santé humaine des produits pharmaceutiques et de soins personnels (PPSP) associé aux biosolides.</p> <p>Méthodologie générale :</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) Estimation des doses journalières de 12 PPSP (aténolol, carbamazépine, ciprofloxacine, diphenhydramine, naproxène, norfloxacine, progestérone, salbutamol, testostérone, tiamtèreène, triclocarban, triclosan) attribuables à la consommation de légumes (tomates, carottes, maïs, choux, radis et laitues) ayant poussé sur des sols amendés (biosolides) (taux d'épandage : [1,1 – 228] Mg m.s./ha-an; période d'épandage : [1 – 16] ans 2) Comparaison des doses ainsi estimées avec les doses journalières admissibles propres à chacune de ces substances (valeurs proposées par les auteurs). Comparaison exprimée en indice de risque (IR). 3) Calculs réalisés pour les enfants et les adultes (consommation d'aliments différente et poids corporel). 	<p>IR_{enfant} : [0,0003 – 0,8] IR_{adulte} : [0,0001 – 0,8]</p> <p>Selon les auteurs, un IR > 0,1 représente un risque, car l'évaluation des PPSP considère uniquement la voie d'ingestion des aliments, alors que les humains sont exposés aux PPSP par d'autres voies d'exposition (inhalation, contact cutané).</p> <p>Les PPSP montrant des IR ≥ 0,1 :</p> <ul style="list-style-type: none"> - carbamazépine (enfant et adulte) - salbutamol (enfant et adulte) - testostérone (enfant) - triclosan (enfant) <p>Conclusion : En ce qui a trait à la majorité des substances, le risque pour la santé est faible. Cependant, selon les auteurs, l'additivité des effets de ces substances associée à une exposition concomitante à plusieurs PPSP pourraient représenter un risque sanitaire. Il importe de noter que l'usage des IR additionnés par Prosser et Sibley (2015a) est jugé inapproprié par les auteurs du présent avis scientifique. Ainsi, seuls les IR individuels (pour chacune des substances) sont considérés ici.</p>

Tableau 3 Description des analyses de risque concernant les composés organiques retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'utilisation des biosolides dans un contexte agricole (suite)

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS RAPPORTÉS
Snyder et O'Connor (2013)	
<p>Évaluation du risque pour la santé humaine que pourrait représenter le triclocarban (TCC) associé à l'application de biosolides sur des terres agricoles.</p> <p>Méthodologie générale : Évaluation du risque en 2 étapes : 1) calcul d'indices de risque (IR); 2) si IR > 1, analyse plus prudente et poussée. N'a pas été nécessaire pour l'humain.</p> <ul style="list-style-type: none"> - Estimation du risque réalisée pour les 9 voies d'exposition de l'humain. - Estimation de l'exposition au TCC réalisée en multipliant la concentration dans les matrices environnementales par le taux de contact correspondant à chacune des voies. - Concentration de TCC dans les biosolides utilisée pour les calculs : 131 mg/kg m.s, soit le 95^e centile des biosolides américains (U.S. EPA, 2009b, cité dans Snyder et O'Connor, 2013). <p>Deux scénarios pour les taux d'application.</p> <ul style="list-style-type: none"> - Pire cas (<i>worst-case</i>) : 50 Mg m.s./ha, appliqués une seule fois (application unique), incorporés au sol à une profondeur de 15 cm. - 100 ans : 5 Mg m.s./ha-an, appliqués pendant 100 ans. 	<p>Les IR calculés pour les 9 voies d'exposition de l'humain aux biosolides sont inférieurs à 1.</p> <p>Conclusion : Les biosolides épandus sur les terres agricoles ne représentent pas de risque pour la santé humaine.</p>

Tableau 3 Description des analyses de risque concernant les composés organiques retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'utilisation des biosolides dans un contexte agricole (suite)

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS RAPPORTÉS
<p>Wild et al. (1994)</p> <p>Estimation de l'exposition aux dioxines et aux furanes associée aux concentrations normales dans l'environnement (bruit de fond) et estimation de l'apport supplémentaire que représente l'usage de biosolides sur les cultures.</p> <p>Méthodologie générale :</p> <p>1) Estimation de l'exposition de base des humains aux PCDD/PCDF en considérant les concentrations dans les sols ainsi que le transfert aux végétaux et dans la chaîne alimentaire; 2) Estimation de l'exposition des humains aux PCDD/PCDF en considérant l'application de biosolides = concentrations dans les sols à la suite de l'application, transfert aux végétaux et transfert dans la chaîne alimentaire. Pour leurs analyses, les auteurs ont considéré que 100 % des produits consommés proviennent de sols amendés avec des biosolides (10 Mg m.s./ha-an; application unique). Ils ont également estimé les risques associés si la population consomme des produits dont seulement 1,3 % proviennent de sols amendés avec des biosolides.</p> <p>Considèrent un ensemble de voies d'exposition et, pour l'ingestion, plusieurs aliments (viande, lait, œufs, légumes, etc.).</p> <p>Autres estimations réalisées :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Évaluation du risque selon différentes concentrations de PCDD/PCDF rapportées dans la littérature. - Mesure de l'impact de l'ingestion directe de biosolides par le bétail et de l'ingestion de végétaux. - Mesure de l'effet de l'application multiple de biosolides. 	<p>Résultats :</p> <ul style="list-style-type: none"> - L'exposition au bruit de fond est de 0,203 ngI-TEQ/j - Apport supplémentaire attribuable à l'utilisation de biosolides (concentration moyenne) en agriculture : 0,302 ngI-TEQ/j, soit une augmentation de 49 %. - L'utilisation de biosolides dont les concentrations sont élevées engendre une augmentation de l'apport alimentaire de 230 % (0,673 ngI-TEQ/j). - L'exposition du bétail aux biosolides fait varier celle des humains, notamment par l'intermédiaire de l'adhérence des biosolides aux cultures. <p>Conclusion : La valeur de DJA (OMS) est dépassée seulement lorsque des biosolides grandement contaminés sont épandus et que la population consomme exclusivement des aliments provenant de telles cultures.</p> <p>Toutefois, si un faible pourcentage de produits proviennent de sols amendés avec des biosolides (1-3 %), l'exposition de la population ne sera pas significativement influencée.</p>

Tableau 4 Description des analyses de risque concernant les agents pathogènes retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'utilisation des biosolides dans un contexte agricole

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS RAPPORTÉS
Brooks et al. (2012)	
<p>Évaluer et quantifier le risque d'infection (bactéries, virus et parasites) pour la population associé à l'exposition indirecte ou accidentelle à des biosolides de classe B ou à des fumiers (bovins, volailles, porcs).</p> <p>Méthodologie générale :</p> <p>1) Estimation de l'exposition</p> <ul style="list-style-type: none"> - Modèles mathématiques pour estimer la contamination du sol, des cultures ainsi que la contamination de l'air (aérosol) à la suite de l'application de biosolides. Utilisation de données sur les biosolides et le fumier (présence de pathogènes, concentrations, etc.) provenant de la littérature scientifique publiée de 1990 à 2012. - Épandage de 6,75 Mg m.s./ha-an. <p>2) Estimation de doses d'exposition selon divers scénarios d'exposition :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Ingestion accidentelle. - Enfant pica. - Ingestion par l'intermédiaire de l'alimentation. - Inhalation d'aérosols – 100 m, 8 h d'exposition. <p>3) Évaluation du risque : relation dose-réponse.</p> <p>Les pathogènes ont été sélectionnés sur la base de la disponibilité de données dans la littérature concernant la relation dose-réponse et de données sur des cas de maladies notés dans la population.</p> <ul style="list-style-type: none"> - Bactérie : <i>Campylobacter jejuni</i>, <i>E. coli</i> O157:H7, <i>L. monocytogenes</i>, <i>Salmonella spp.</i> - Virus : adénovirus, entérovirus (virus Coxsackie et rotavirus), norovirus. - Parasite : <i>C. parvum</i>. 	<p>Valeurs de risque, selon les voies d'exposition aux biosolides et les agents pathogènes, après un mois (<i>decay time</i>).</p> <ul style="list-style-type: none"> - Ingestion accidentelle (adulte) : <ul style="list-style-type: none"> o Bactéries : 8×10^{-11} — 3×10^{-8} o Virus : 4×10^{-9} — 3×10^{-4} o Parasites : 1×10^{-8} — 1×10^{-7} - Ingestion accidentelle (enfant pica) : <ul style="list-style-type: none"> o Bactéries : 1×10^{-7} — 3×10^{-3} o Virus : 9×10^{-7} — 5×10^{-2} o Parasites : 3×10^{-6} — 3×10^{-4} - Ingestion d'aliments : <ul style="list-style-type: none"> o Bactéries : 4×10^{-7} — 1×10^{-4} o Virus : 1×10^{-3} — 1,0 o Parasites : 5×10^{-5} — 5×10^{-3} - Inhalation d'aérosols : <ul style="list-style-type: none"> o Bactéries : 4×10^{-10} — 2×10^{-7} o Virus : 1×10^{-9} — 1×10^{-4}

Tableau 4 Description des analyses de risque concernant les agents pathogènes retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'utilisation des biosolides dans un contexte agricole (suite)

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS RAPPORTÉS
<p>Brooks et al. (2005a)</p> <p>Estimer le risque d'infections virales (virus Coxsackie A21), par l'intermédiaire d'aérosols, d'une population vivant à proximité de terres où des biosolides sont appliqués.</p> <p>Méthodologie générale :</p> <p>1) Estimation des doses d'exposition au virus Coxsackie A21, sur la base d'un modèle élaboré pour des coliphages (indicateur de présence de virus).</p> <ul style="list-style-type: none"> o Vitesse du vent : (2,2 m/s) o Distance à laquelle la population se trouve de la source : 30,5; 100; 500 et 1 000 m. o Durée de l'exposition (1 ou 8 h). 2 applications de 3 jours par année (total de 6 jours d'exposition). <p>2) Modèle dose-réponse utilisé pour estimer les risques associés à ces doses d'exposition.</p>	<p>Risques d'infection – Virus Coxsackie A21 :</p> <ul style="list-style-type: none"> - [2,64 x 10⁻¹⁰ – 7,21 x 10⁻⁵] - Le risque augmente avec la durée de l'exposition (8 h > 1 h). - Le risque augmente avec la concentration virale des biosolides. - Le risque diminue en fonction de l'augmentation de la distance entre la source et la population. - À partir de 500 m, le risque est nul (c'est-à-dire un risque < 2,64 x 10⁻¹⁰), et ce, peu importe la concentration virale modélisée dans le cadre de cette publication. <p>Conclusion : Le risque d'infection dû au virus Coxsackie A21 pour les populations vivant à plus de 30,5 m d'un lieu d'épandage est minime.</p>

Tableau 4 Description des analyses de risque sur les agents pathogènes retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'utilisation des biosolides dans un contexte agricole (suite)

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS RAPPORTÉS
<p>Brooks et al. (2005b)</p> <p>Évaluer le risque d'infections virales (virus Coxsackie A21) et bactériennes (<i>Salmonella spp.</i>) pour une communauté vivant à proximité d'un lieu d'épandage de biosolide, à la suite de l'inhalation d'aérosols.</p> <p>Méthodologie générale :</p> <p>1) Estimation de l'exposition</p> <ul style="list-style-type: none"> - Type de risque évalué : ponctuel et annuel. - 10 sites ont été échantillonnés dans 6 États américains (Arizona, Washington, Californie, Virginie, Texas, Illinois). Biosolides de classe B, majoritairement sous forme de « gâteau » mais liquide dans un cas. Plusieurs méthodes d'application (selon les sites). Des échantillons de biosolides pour chacun de ces sites et, en tout, environ 350 échantillons d'air. - Le modèle employé pour estimer le transport des pathogènes est basé sur les coliphages (estimations prudentes). - Considère que 50 % des bactéries inhalées sont ingérées. <p>2) Le risque d'infection est calculé à l'aide de modèles (<i>One-Hit Exponential Model</i> – pour l'inhalation du virus Coxsackie A21– et <i>B-Poisson Infectivity Model</i> - pour l'ingestion de <i>Salmonella spp.</i>).</p> <ul style="list-style-type: none"> - Résultats exprimés en risque annuel, selon la distance qui sépare la population et le lieu d'épandage, le type d'opération (<i>loading</i> ou <i>spreading</i>) et le temps d'exposition (1 h ou 8 h). 	<p>Infection – <i>Salmonella spp.</i> – 10 bactéries/g BS, pour différentes distances entre la source et la population :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Risque associé à 6 jours d'exposition (1 h/j) pour les activités d'épandage : [$1,33 \times 10^{-10}$ – $4,54 \times 10^{-8}$] - Risque associé à 6 jours d'exposition (1 h/j) pour les activités de chargement : [$4,98 \times 10^{-8}$ – $1,70 \times 10^{-5}$] <p>Infection – Virus Coxsackie A21– 10 virus/g BS, pour différentes distances entre la source et la population :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Risque associé à 6 jours d'exposition (1 h/j) pour les activités d'épandage : [$7,76 \times 10^{-8}$ – $2,65 \times 10^{-5}$] - Risque associé à 6 jours d'exposition (1 h/j) pour les activités de chargement : [$1,38 \times 10^{-7}$ – $4,71 \times 10^{-5}$] <p>De manière générale :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Les risques pour la population générale sont plus grands au cours des activités de chargement (<i>loading</i>) par rapport aux risques associés aux activités d'épandage (<i>spreading</i>). - Le risque augmente avec la durée de l'exposition (8 h > 1 h). - Le risque augmente en fonction de la concentration de virus dans les biosolides. - Le risque diminue en fonction de l'augmentation de la distance entre la source et la population. <p>Conclusion : Les résultats de cette étude démontrent que l'exposition aux biosolides lors d'opérations d'épandage représente un faible risque pour la communauté.</p>

Tableau 4 Description des analyses de risque concernant les agents pathogènes retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'utilisation des biosolides dans un contexte agricole (suite)

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS RAPPORTÉS
Brooks et al. (2004)	
<p>Estimer le risque d'infections virales (virus Coxsackie B3) pour une population résidant à proximité de champs d'épandage de biosolides de classe B, exposée par inhalation (aérosols générés lors d'activités d'épandage).</p> <p>Méthodologie générale :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Reprise de la démarche décrite par Dowd <i>et al.</i> (2000) avec des concentrations de pathogènes que Brooks <i>et al.</i> (2004) qualifient de plus réalistes à l'aide des paramètres suivants : <ul style="list-style-type: none"> o Vitesse du vent : 20 m/s. o Distance à laquelle se trouve la population : 100 m de la source. o 24 h d'exposition. 	<ul style="list-style-type: none"> - Risque d'infection – Virus Coxsackie B3 : $1,51 \times 10^{-5}$. - Risque plus faible que celui estimé par Dowd <i>et al.</i> (2000) : 1.0. <p>Conclusion : Dans l'ensemble, l'épandage de biosolides semble représenter un risque minimal pour la santé publique. Globalement, le risque d'infection par la génération d'aérosols pendant les activités d'épandage de biosolides est faible.</p>

Tableau 4 Description des analyses de risque concernant les agents pathogènes retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'utilisation des biosolides dans un contexte agricole (suite)

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS RAPPORTÉS
Dowd et al. (2000)	
<p>Estimer le risque d'infections virales (virus Coxsackie B3) et bactériennes (<i>Salmonella Typhi</i>) pour une population de résidents par l'intermédiaire d'aérosols générés lors d'activités d'épandage.</p> <p>Méthodologie générale :</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) Détermination des concentrations dans l'air en considérant des données expérimentales et divers paramètres : <ul style="list-style-type: none"> - Des données provenant d'études sur le terrain à propos des concentrations d'aérosols de salmonelles et d'indicateurs viraux (coliphages) lors d'activités d'épandage (Dowd et al., 1997). - Utilisation d'un modèle mathématique existant afin de déterminer le nombre probable de microorganismes sous le vent d'un site d'épandage. <ul style="list-style-type: none"> o Vitesse du vent (de 2 à 20 m/s) o Distance à laquelle se trouve la population (100, 500, 1 000 et 10 000 m) de la source. o Types de sources : ponctuelle ou étendue o Épandage de 6,75 Mg m.s./ha-an) 2) Détermination de la dose d'exposition <ul style="list-style-type: none"> - Taux de ventilation pulmonaire = 5,0 à 6,0 L/min - Taux d'inhalation moyen = 8 m³/jour. - Durée de l'exposition (1, 8 et 24 h). 3) Modèles dose-réponse employés pour estimer les risques associés à ces doses d'exposition. 	<p>Risques d'infection – Virus Coxsackie B3</p> <ul style="list-style-type: none"> - Pour les virus, les risques sont supérieurs lorsque les biosolides sont épandus (par rapport à un tas de biosolides). - Varient de 0 à 1,0. - Pour les distances de 10 000 m, les risques sont négligeables, voire nuls, lorsque les vents ont une vitesse de 5 m/s et moins. - Les risques de 1,0 sont estimés lorsque la population est exposée à des biosolides épandus, lorsque la distance est de 100 m et que les vents sont de 5 ou de 10 m/s, ou lorsque les distances sont égales ou inférieures à 10 000 m et que les vents soufflent à 20 m/s. <p>Risques d'infection – <i>Salmonella Typhi</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - Pour les bactéries, les risques sont supérieurs lorsque la source est ponctuelle. - Les risques d'infection varient : [5,5 x 10⁻⁷– 0,60] - Le risque le plus élevé (0,60) correspond à une exposition de 24 h, à une distance de 100 m d'une source ponctuelle soumise à des vents de 20 m/s. - Le risque le plus faible est, en revanche, celui qui correspond à une exposition d'une heure à une distance de 10 000 m d'une source ponctuelle soumise à des vents de 2 m/s. <p>Pour résumer :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Le risque d'infection par la salmonelle, quoiqu'il soit très faible, est plus élevé que le risque d'infections virales. - Les risques augmentent avec la vitesse du vent. - Les risques diminuent avec une augmentation de la distance entre la population et la source. <p>Conclusion : Dans des conditions de faibles vents, le risque d'infections bactériennes de la population vivant à 10 km des lieux d'épandage est faible, alors qu'il est nul pour ce qui est des infections de type viral.</p>

Tableau 4 Description des analyses de risque concernant les agents pathogènes retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'utilisation des biosolides dans un contexte agricole (suite)

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS RAPPORTÉS
Eisenberg <i>et al.</i> (2008)	
<p>Estimer le risque pour la santé humaine associé à l'exposition à des pathogènes viraux présents dans les biosolides de classe A.</p> <p>Méthodologie générale :</p> <p>1) Estimation de l'exposition au rotavirus</p> <ol style="list-style-type: none"> Modélisation de la concentration de virus dans les biosolides. Modélisation du processus de traitement (estimation des concentrations de pathogènes dans les biosolides ayant subi une digestion simple ou double). Modélisation de l'exposition. <p>2) Estimation du risque pour la santé humaine selon 4 modèles :</p> <ol style="list-style-type: none"> Modélisation du risque individuel pour l'ingestion de biosolides ayant subi une digestion simple. Modélisation du risque individuel pour l'ingestion de biosolides ayant subi une digestion double. Modélisation du risque individuel associé à la consommation d'eaux souterraines* ou à l'inhalation d'aérosols. Modélisation du risque populationnel associé à l'ingestion de biosolides, en considérant la transmission secondaire. <p>* <i>Comporte des paramètres concernant les types de sols afin de caractériser la contamination des eaux souterraines. Les paramètres de ces sols proviennent de la littérature et sont modélisés. Les auteurs obtiennent des concentrations virales à l'aide d'une modélisation de Monte Carlo.</i></p>	<p>Risque individuel – ingestion directe</p> <ul style="list-style-type: none"> – Biosolides traitement simple : 1×10^{-3} – Biosolides traitement double : 2×10^{-4} <p>Risque individuel – ingestion d'eaux souterraines</p> <ul style="list-style-type: none"> – $[6 \times 10^{-9} - 2 \times 10^{-2}]$ – Résultats fortement influencés par la nature et la porosité des sols ainsi que par la profondeur des sources d'eau. <p>Risque individuel – inhalation d'aérosols</p> <ul style="list-style-type: none"> – Risque à la suite d'une exposition unique 8 h : 7×10^{-5} – Risque annuel (8 h x 6 j/a) : 7×10^{-4} <p>Selon Eisenberg <i>et al.</i> (2008), malgré des données analytiques limitées, leur démarche fournit un modèle fiable pour effectuer l'évaluation du risque. La force de leur modèle provient du fait qu'il emploie des données provenant de 3 sources différentes.</p>

Tableau 4 Description des analyses de risque concernant les agents pathogènes retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'utilisation des biosolides dans un contexte agricole (suite)

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS RAPPORTÉS
Gale (2005)	
<p>Estimer le nombre d'individus infectés en consommant des légumes-racines ayant poussé dans des sols fertilisés au moyen de biosolides au Royaume-Uni.</p> <p>Méthodologie générale :</p> <p>1) Estimation de la concentration dans le sol :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Utilisation de données provenant de la littérature sur les concentrations de pathogènes mesurées dans les boues d'épuration. - Épandage unique de 50 Mg m.s./ha-an. - Application de relations mathématiques afin de considérer la destruction des pathogènes en fonction du temps*, la dégradation et la dilution dans le sol. <p>2) Estimation de la dose d'exposition pour 7 pathogènes (<i>Salmonella</i>, <i>Listeria monocytogenes</i>, <i>Campylobacter</i>, <i>Escherichia coli</i> O157, <i>Cryptosporidium parvum</i>, <i>Giardia</i>, Enterovirus) en fonction de :</p> <ul style="list-style-type: none"> - La quantité de pathogènes sur les légumes consommés estimée si on considère que 2 % du sol adhère aux légumes au moment de la récolte et que le nettoyage en élimine 90 %. - La combinaison de ces concentrations aux données sur la consommation de légumes-racines (quantité consommée et proportion ayant poussé en étant en contact avec des biosolides) provenant d'une enquête populationnelle britannique. <p>3) Estimation du risque :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Pour chacun des pathogènes, intégration de la moyenne arithmétique de la dose d'exposition calculée à sa relation dose-réponse. <p>* Les estimations de Gale (2005) prennent en considération les normes qui encadrent les pratiques agricoles au Royaume-Uni en ce qui concerne les délais prescrits entre l'épandage de biosolides et la mise en culture (ex. : 12 mois pour les légumes qui se consomment cuits comme les patates ou 30 mois pour les carottes et les autres aliments qui peuvent être mangés crus).</p>	<p>Risque d'infection (par personne/année) :</p> <ul style="list-style-type: none"> - <i>Salmonella</i> : $7,9 \times 10^{-9}$ - <i>Listeria monocytogenes</i> : $1,2 \times 10^{-8}$ - <i>Cryptosporidium parvum</i> : $4,2 \times 10^{-7}$ - <i>Giardia</i> : $4,3 \times 10^{-5}$ - <i>Escherichia coli</i> O157 : $7,5 \times 10^{-11}$ - <i>Campylobacter</i> : $5,5 \times 10^{-7}$ - Entérovirus : $1,8 \times 10^{-9}$ <p>Conclusion : Les risques pour la santé humaine associés à la consommation de légumes-racines cultivés sur des sols où des biosolides ont été épandus selon les normes en vigueur au Royaume-Uni sont faibles (giardiase), voire négligeables (autres infections).</p>

Tableau 4 Description des analyses de risque concernant les agents pathogènes retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'utilisation des biosolides dans un contexte agricole (suite)

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS RAPPORTÉS
<p>Gerba <i>et al.</i> (2002)</p> <p>Estimer les risques pour la santé associés à la survie potentielle des pathogènes à la suite de traitements permettant d'attribuer la classification B aux biosolides (États-Unis).</p> <p>Méthodologie générale :</p> <p>1) Estimation des doses d'exposition en utilisant les paramètres suivants :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Concentrations d'entérovirus (rotavirus et échovirus) mesurées dans les biosolides d'une usine de l'Arizona : [0,2-60] MPN/4 g (MPN : <i>Most Probable Number</i>; moyenne arithmétique utilisée dans les calculs) = 5,18 MPN/4 g. - Taux d'application à 10 Mg m.s./ha-an (application unique). - Taux d'ingestion de terre : 50 mg/j(enfants) et 480 mg/j (adultes). - Deux scénarios d'exposition : 1 jour et 10 jours d'exposition. - Deux modes d'application : application de biosolides directement sur le sol (épandage) ou injection de biosolides dans le sol (facteur de dilution dans le sol : 1/100). <p>2) Utilisation d'un modèle d'évaluation du risque d'infection (relation dose-réponse) conçu par Haas <i>et al.</i> (1999) afin de transposer les doses estimées en risques.</p>	<p>De manière générale, les risques d'infection au rotavirus sont supérieurs à ceux associés à l'Échovirus 12.</p> <p>Risques annuels pour les enfants</p> <ul style="list-style-type: none"> - Application de biosolides sur le sol : $1,30 \times 10^{-4}$ à $2,15 \times 10^{-1}$. - Injection de biosolides dans le sol : $2,64 \times 10^{-7}$ à $8,16 \times 10^{-4}$. <p>Risques annuels pour les adultes</p> <ul style="list-style-type: none"> - Application de biosolides sur le sol : $1,23 \times 10^{-3}$ à $2,11 \times 10^{-1}$. - Injection de biosolides dans le sol : $2,54 \times 10^{-6}$ à $7,70 \times 10^{-3}$. <p>Conclusion :</p> <p>Les résultats suggèrent que les risques d'infection associés à l'ingestion de biosolides (ou de sols amendés avec des biosolides) sont supérieurs à la recommandation de 10^{-4} de l'U.S. EPA.</p>

Tableau 4 Description des analyses de risque concernant les agents pathogènes retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'utilisation des biosolides dans un contexte agricole (suite)

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS RAPPORTÉS
Gerba et al. (2008)	
<p>Estimer les risques d'infection à la <i>Salmonella</i> reliés à l'épandage de biosolides de classe B ou de classe A ayant subi une recroissance.</p> <p>Méthodologie générale :</p> <p>1) Estimation des doses d'exposition :</p> <ul style="list-style-type: none"> - deux voies d'exposition sont considérées : ingestion directe (taux d'ingestion : 50 et 480 mg/j) et inhalation (8 h à des distances comprises entre 30 et 1 000 m). - Utilisation des concentrations de <i>Salmonella</i> dans les biosolides de classe B (105 MPN/g) et dans les biosolides de classe A ayant subi une recroissance (1 x 10⁶ MPN/g). La recroissance est due à des conditions de stockage inadéquates – anaérobies. - Taux d'application de 22,4 Mg m.s./ha-an (application unique). - Incorporation dans le sol : dilution d'un facteur de 100. <p>2) Utilisation d'un modèle d'évaluation du risque d'infection (relation dose-réponse) conçu par Haas et al. (1999) afin de transposer les doses estimées en risques.</p>	<p>Risques annuels associés aux biosolides de classe B :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Ingestion : [5,7 x 10⁻⁶ - 5,5 x 10⁻³] - Inhalation* : [4,0 x 10⁻⁷ - 1,0 x 10⁻⁴] <p>Risques annuels associés aux biosolides de classe A (avec la recroissance) :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Ingestion : [2,4 x 10⁻¹ - 8,0 x 10⁻¹] - Inhalation* : [4,0 x 10⁻⁵ - 1,0 x 10⁻²] <p>Conclusion :</p> <p>Les risques d'infection dus à un contact direct avec des biosolides de classe B sont près des limites jugées acceptables par l'U.S. EPA, tout comme ceux liés à l'inhalation d'aérosols. Toutefois, les risques associés aux biosolides de classe A ayant subi une recroissance sont plus élevés. Ces résultats soulignent l'importance de stocker les biosolides dans des conditions adéquates avant leur épandage.</p> <p>* <i>Le ratio Salmonella (coliforme utilisé pour ces calculs) est de 1:10 000.</i></p>

Tableau 4 Description des analyses de risque concernant les agents pathogènes retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'utilisation des biosolides dans un contexte agricole (suite)

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS RAPPORTÉS
Kumar et al. (2012)	
<p>Estimer le risque d'infection virale, pour une population résidente, associé à l'ingestion directe de biosolides de classe B.</p> <p>Méthodologie générale :</p> <p>1) Estimation des doses d'exposition pour 5 virus entériques (échovirus 12, entérovirus types 68-71, rotavirus, norovirus, adénovirus) selon les paramètres suivants :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Données de concentrations de virus dans les boues rapportées dans la littérature selon plusieurs méthodes de détection (cultures de lignées cellulaires (BGM et A549) et copies du génome). - Taux d'application non spécifié; application unique. - Paramètres de dilution dans le sol (1/100). - Taux d'ingestion de sol pour les adultes (480 mg/j) et pour les enfants (50 mg/j). - Paramètres d'infectiosité propres à chacun des virus. <p>2) Estimation du risque selon les doses estimées en 1) d'après les modèles dose-réponse de chacun des pathogènes (modèles disponibles dans la littérature).</p>	<p>Risques d'infection par jour pour la population résidente :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Adulte : $4,45 \times 10^{-5}$ — 1,00 - Enfants : $4,64 \times 10^{-6}$ — 1,00 <p>Les valeurs de risque varient selon la méthode de détection utilisée dans l'estimation de la concentration de pathogènes dans les boues. Par exemple, les estimations réalisées avec les concentrations de la lignée cellulaire 549 sont plus élevées que celles réalisées avec les concentrations de la lignée BGM.</p> <p>Classement des virus selon le risque journalier d'infection de la population vivant à proximité d'un lieu d'épandage :</p> <ul style="list-style-type: none"> - rotavirus > adénovirus > norovirus > entérovirus <p>Conclusion : Ces risques élevés pour la population résidente démontrent la nécessité d'une prudence accrue lors de la manutention de biosolides ou lors du contact avec les sols amendés.</p>

Tableau 4 Description des analyses de risque concernant les agents pathogènes retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'utilisation des biosolides dans un contexte agricole (suite)

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS RAPPORTÉS
Navarro et al. (2009)	
<p>Estimer le risque d'infection aux œufs d'helminthes (OH) par l'entremise de la consommation d'aliments provenant de sols enrichis avec des biosolides.</p> <p>Méthodologie générale :</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) Élaboration d'un modèle dose-réponse avec les données épidémiologiques sur les cas d'infections aux OH dans une région mexicaine où les terres agricoles sont irriguées avec des eaux usées. 2) À l'aide de la relation dose-réponse établie, estimation du risque associé à la consommation de carottes et d'épinards* dans des cas de fertilisation de terres agricoles avec des biosolides. <ul style="list-style-type: none"> – Type d'helminthe : <i>Ascaris lumbricoides</i>. – Population cible de l'analyse : enfants < 15 ans. – Les taux d'ingestion sont des données populationnelles tirées de la littérature. Elles concernent la consommation hebdomadaire d'aliments crus. – Concentrations d'OH considérées dans les biosolides aux fins de l'évaluation : standards internationaux de l'U.S EPA (0,25 OH/gTS**) et de l'OMS (1 OH/gTS**) – Application unique de biosolides (taux d'application non spécifiés). <p>* Les données sur la consommation d'épinards n'étant pas disponibles, les auteurs ont utilisé celles pour la laitue.</p> <p>** gTS (gramme « total solid »).</p>	<p>Pour des concentrations d'OH correspondant aux normes de l'U.S. EPA et de l'OMS :</p> <p>Intervalles de risque associés à la consommation de carottes :</p> <ul style="list-style-type: none"> – U.S. EPA = [9,0 x 10⁻⁵ à 5,9 x 10⁻⁴] – OMS = [3,5 x 10⁻⁴ à 2,3 x 10⁻³] <p>Intervalles de risque associés à la consommation d'épinards :</p> <ul style="list-style-type: none"> – U.S. EPA [1,8 x 10⁻³ à 1,5 x 10⁻²] – OMS = [7,0 x 10⁻³ à 5,0 x 10⁻²] <p>Ces intervalles correspondent au minimum et au 99^e centile de la consommation hebdomadaire de ces légumes par les enfants américains.</p> <p>Conclusion : Malgré le respect des valeurs de concentration d'œufs d'helminthes dans les biosolides appliqués sur des terres agricoles, selon l'U.S. EPA et l'OMS, le risque d'infection est supérieur à 10⁻⁴.</p>

Tableau 4 Description des analyses de risque concernant les agents pathogènes retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'utilisation des biosolides dans un contexte agricole (suite)

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS RAPPORTÉS
Viau et al. (2011)	
<p>Estimer les risques infectieux pour une diversité d'agents pathogènes présents dans les aérosols émis lors de l'épandage de biosolides sur les terres agricoles.</p> <ul style="list-style-type: none"> – Bactérie : <i>Salmonella spp.</i> – Virus : adénovirus, entérovirus (virus Coxsackie), norovirus. <p>Méthodologie générale :</p> <p>1) Estimation de l'exposition</p> <ul style="list-style-type: none"> – Modèles mathématiques pour estimer la concentration d'aérosols générés lors de l'application de biosolides de classe B et leur incorporation au sol par déchaumage. Les modèles utilisés permettent de reproduire la dispersion des panaches. – Taux d'épandage non spécifié. <p>2) Estimation de doses d'exposition selon divers scénarios d'exposition</p> <ul style="list-style-type: none"> – Selon des scénarios d'exposition intermittents : le camion d'épandage se déplace dans le champ, et les distances qui le séparent d'un individu exposé varient simultanément. – L'effet de la vitesse du vent (1,5 – 20 m/s) et de différentes conditions atmosphériques est également évalué. – Pour la salmonelle, une fraction de la dose est considérée comme ingérée (10-50 %) <p>3) Évaluation du risque : relation dose-réponse propre aux pathogènes.</p>	<p>Les risques d'infection par les norovirus sont supérieurs à ceux associés à la salmonelle et aux autres virus.</p> <p>Risque à 30 m du site d'application :</p> <ul style="list-style-type: none"> – Norovirus : [1×10^{-1} et 1×10^{-3}]* – Adénovirus : $\sim 1 \times 10^{-4}$ – Entérovirus : $\sim 1 \times 10^{-6}$ – <i>Salmonella spp.</i> : $\sim 1 \times 10^{-8}$ <p>Effet du vent (pour une même distance) :</p> <p>Diminution de la dose d'un facteur de 10 à 75x entre 1,5 m/s et 20 m/s.</p> <p>Effet de la distance (pour une même vitesse de vent) :</p> <p>Diminution de la dose d'un facteur de 3 à 16x entre 165 m et 1 000 m.</p> <p>* Selon l'état d'agrégation des norovirus. Le risque est supérieur lorsque les virus ne sont pas agrégés.</p>

Tableau 4 Description des analyses de risque concernant les agents pathogènes retenues pour la revue systématique de la littérature sur les effets sanitaires reliés à l'utilisation des biosolides dans un contexte agricole (suite)

DESCRIPTION DES ÉTUDES	RÉSULTATS RAPPORTÉS
Westrell et al. (2004)	
<p>Estimer les risques infectieux pour une diversité d'agents pathogènes présents dans les boues d'épuration et les effluents d'une usine d'épuration de Suède.</p> <ul style="list-style-type: none"> - Bactérie : <i>Salmonella</i>, <i>Escherichia coli</i> entérohémorragique (ECEH) - Virus : adénovirus, rotavirus - Parasites : <i>Giardia</i>, <i>Cryptosporidium</i> <p>Méthodologie générale :</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) Estimation de l'exposition <ul style="list-style-type: none"> - La détermination des concentrations dans les boues provient de données mesurées ou alors de données provenant de la littérature. - Considérant une digestion mésophile des boues - Taux d'épandage non spécifié 2) Estimation de doses d'exposition selon deux scénarios* relatifs à l'épandage de biosolides <ul style="list-style-type: none"> - <u>Scénario 1</u> : Ingestion de biosolides par des enfants (lieu de stockage avant l'épandage). Considère d'ingestion de 5 g. - <u>Scénario 2</u> : Ingestion d'aliments crus (fraises) cultivés sur des sols amendés avec des biosolides. Considère l'ingestion de 1 g de biosolides. 3) Évaluation du risque : utilisation de relations dose-réponse propres aux pathogènes, publiées dans la littérature scientifique. <p>* <i>Des scénarios professionnels et des scénarios considérant l'exposition de la population aux effluents de l'usine ont également été évalués par les auteurs (non présentés ici.)</i></p>	<p>Risque infectieux pour une exposition unique, selon les scénarios considérés :</p> <p>Scénario 1</p> <ul style="list-style-type: none"> - ECEH : 1×10^{-2} - <i>Salmonella</i> : 6×10^{-4} - <i>Giardia</i> : 2×10^{-2} - <i>Cryptosporidium</i> : 6×10^{-3} - Rotavirus : 4×10^{-1} - Adénovirus : 9×10^{-1} <p>Scénario 2 :</p> <ul style="list-style-type: none"> - ECEH : 2×10^{-6} - <i>Salmonella</i> : 9×10^{-8} - <i>Giardia</i> : 2×10^{-6} - <i>Cryptosporidium</i> : 9×10^{-6} - Rotavirus : 2×10^{-4} - Adénovirus : 4×10^{-4} <p>Conclusion : Le risque d'infection est plus élevé lors de contacts directs avec les biosolides (scénario 1) comparativement à celui associé à l'ingestion indirecte (scénario 2), lequel risque est faible. De manière générale, le risque est plus élevé pour les virus comparativement aux bactéries et aux protozoaires.</p>

Annexe 3

Processus d'évaluation du risque

Processus d'évaluation du risque

L'*évaluation du risque* est un processus qualitatif et quantitatif qui vise à déterminer la probabilité qu'une exposition environnementale à un agent chimique ou infectieux produise des effets néfastes sur la santé humaine (Valcke *et al.*, 2012). Cette annexe résume ce processus, en plus de mettre en lumière les éléments qui distinguent l'évaluation du risque chimique de l'évaluation du risque infectieux.

Évaluation du risque chimique

Le processus d'évaluation du risque chimique se divise en quatre étapes, lesquelles sont décrites brièvement ici⁵⁰. Les deux premières sont l'*identification du danger* et la *caractérisation toxicologique*. Alors que la première a pour objectif de déterminer la ou les substances qui peuvent représenter un danger pour l'humain dans la situation d'intérêt, la deuxième décrit la relation dose-réponse, c'est-à-dire le lien entre la dose d'exposition du contaminant en question et les effets produits. Lorsque les effets sur la santé sont de type déterministe (c'est-à-dire avec un seuil), les données sur le lien entre l'augmentation de la dose d'exposition et l'incidence d'effets sont considérées. Pour les effets sans seuil (ex. : cancer), la caractérisation toxicologique vise plutôt à déterminer l'excès de risque qui correspond à différentes expositions.

Étant donné que l'évaluation du risque toxicologique s'appuie sur le principe que le risque est fonction du danger et de l'exposition, la troisième étape est l'*estimation de l'exposition*. Comme cela est présenté dans le chapitre 4, la population peut être en contact avec les biosolides par un ensemble de voies d'exposition directes et indirectes. Afin d'estimer l'exposition, la concentration d'un contaminant dans une matrice environnementale d'intérêt (ex. : teneur en plomb du sol) est multipliée par la quantité avec laquelle un individu est en contact par l'intermédiaire de cette matrice (ex. : quantité de sol ingéré par un enfant ayant un comportement pica). Selon le cas, si plus d'une voie d'exposition est pertinente pour un contaminant, l'ensemble des doses ainsi estimées peut être additionné pour constituer une dose totale d'exposition.

L'ultime étape du processus consiste en l'*estimation du risque*. Ainsi, après avoir été estimées selon le scénario d'exposition élaboré, les doses doivent être interprétées en fonction des données de caractérisation du risque. Cet aspect est particulièrement important pour l'analyse des résultats, notamment en ce qui concerne les niveaux acceptables de risque généralement admis par les organismes sanitaires. Dans le cas des contaminants chimiques non cancérigènes, l'estimation du risque a pour objectif de s'assurer que l'exposition est inférieure à un niveau de dose en dessous duquel il est certain qu'aucun effet ne se produira. Pour ce faire, la dose est comparée avec une valeur toxicologique de référence (VTR) exprimée en indice de risque (IR). Ainsi, un IR inférieur à la valeur repère de 1 signifie que la dose d'exposition est inférieure à la VTR. En ce qui concerne les effets cancérigènes, on cherche plutôt à vérifier si l'excès de risque, qui résulte de l'exposition, correspond à un excès de risque jugé socialement acceptable, soit généralement inférieur à 10^{-6} . En d'autres mots, l'exposition à la substance doit correspondre à 1 cas/ 10^6 de personnes exposées.

⁵⁰ Le lecteur qui souhaite en savoir davantage sur la démarche d'évaluation est invité à consulter des ouvrages de référence, notamment les *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec* de l'INSPQ (Valcke *et al.*, 2012).

Évaluation du risque microbien

L'approche pour évaluer les risques infectieux est très similaire à celle décrite ci-dessus, puisque la démarche microbiologique a essentiellement été calquée sur celle concernant les risques chimiques. Ainsi, elle comprend les mêmes quatre étapes⁵¹. Il existe toutefois des facteurs qui distinguent les deux approches (U.S. EPA, 2011) et qui doivent être considérés dans le cadre d'une évaluation du risque microbien (ex. : la diversité génétique des microorganismes ou leur transmission interhumaine). Les prochaines lignes résumant d'autres notions qui ont un impact sur le risque infectieux, soit : la dose infectante, l'immunité et la susceptibilité de l'hôte ainsi que la capacité des microorganismes à se multiplier.

La première différence réside dans la définition de la relation dose-réponse qui, pour les microbes, caractérise le lien entre la dose et la fréquence à laquelle se produit une infection (Dowd *et al.*, 2000). À l'étape de l'estimation du risque infectieux, les doses estimées sont interprétées à l'aide des données sur la relation dose-réponse. Le risque d'infection généralement admis comme étant acceptable est 10^{-4} (1 cas d'infection/10⁴ personnes exposées).

À ce propos, le risque d'infection, qui découle de la présence d'agents pathogènes dans l'environnement, dépend, entre autres choses, de la dose infectante (aussi appelée *dose infectieuse minimale*). Elle constitue le nombre de microorganismes nécessaires pour entraîner une infection chez un individu. L'infection et le développement de la maladie, accompagnés de signes cliniques, sont par ailleurs deux choses distinctes; plusieurs personnes pouvant être infectées sans développer de symptômes apparents (Payment, 1993). En deçà de cette dose infectante, on peut parler de « pseudo-infection » dans la mesure où, chez une personne préalablement en santé, il n'y aura pas de prolifération du microorganisme capable de déclencher l'apparition de symptômes (Lewis et Gattie, 2002). La dose infectante varie d'un pathogène à l'autre. Par exemple, elle sera faible pour certaines bactéries – *Salmonella sp.* : 10^2 , *Shigella sp.* : $10-10^2$; et élevée pour d'autres – *Clostridium perfringens*: 10^6 , *Enterococcus faecalis*: 10^9 (WEAO, 2001).

Un autre aspect qui distingue le risque microbien du risque chimique est l'influence de l'immunité et de la susceptibilité de l'hôte. En effet, outre les caractéristiques physiologiques des microorganismes, l'immunité et la susceptibilité de l'hôte jouent un rôle important. Par exemple, les personnes dites vulnérables (notamment les personnes immunodéprimées) seront plus facilement infectées que celles que l'on considère comme étant en bonne santé (Epstein, 1998; Lewis et Gattie, 2002; Peckenham, 2005). L'immunité d'un individu fluctue en fonction de plusieurs facteurs (ex. : temps écoulé depuis la dernière exposition, présence d'infections simultanées ou de facteurs diminuant l'efficacité du système immunitaire, etc.). À titre comparatif, lorsqu'on s'intéresse aux contaminants chimiques, c'est plutôt le poids corporel, l'âge ou encore le métabolisme qui seront pris en considération pour évaluer la variabilité interindividuelle (U.S. EPA, 2011).

En ce qui a trait au comportement dans l'environnement, une importante différence est que certains agents pathogènes ont la capacité de se multiplier dans l'environnement, à l'extérieur de leurs hôtes (ex. : bactéries). La croissance et la décroissance des microbes dans le sol dépendent, entre autres choses, de leurs caractéristiques intrinsèques (type, espèce, souche), et la présence et la persistance de ces derniers dans les boues et l'environnement varient conséquemment. Comparativement aux pathogènes, les produits chimiques n'ont pas cette capacité, et ces facteurs doivent être pris en compte lors de l'estimation de l'exposition.

⁵¹ Ces étapes sont l'identification du danger, la caractérisation des relations dose-réponse, l'estimation de l'exposition et l'estimation du risque.

services maladies infectieuses
santé services
et innovation microbiologie toxicologie prévention des maladies chroniques
santé au travail innovation santé au travail impact des politiques publiques
impact des politiques publiques développement des personnes et des communautés
promotion de saines habitudes de vie recherche services
santé au travail promotion, prévention et protection de la santé impact des politiques
sur les déterminants de la santé recherche et innovation services de laboratoire et diagnostic
recherche surveillance de l'état de santé de la population

www.inspq.qc.ca