



L'IRDA a été constitué en mars 1998 par quatre membres fondateurs, soit le Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ), l'Union des producteurs agricoles (UPA), le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) et le ministère de l'Économie, de l'Innovation et des Exportations (MEIE).

L'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement est une corporation de recherche à but non lucratif qui travaille à chaque année sur une centaine de projets de recherche en collaboration avec de nombreux partenaires du milieu agricole et du domaine de la recherche.

Notre mission

L'IRDA a pour mission de réaliser des activités de recherche, de développement et de transfert en agroenvironnement visant à favoriser l'innovation en agriculture, dans une perspective de développement durable.

Notre vision

En 2016, l'IRDA est reconnu à l'échelle canadienne comme un chef de file en recherche, développement et transfert en agroenvironnement. L'IRDA se démarque par son approche intégrée et par le dynamisme de ses partenariats qui lui permettent d'anticiper les problèmes et de proposer des solutions novatrices répondant aux besoins des agriculteurs et de la société.

Pour en savoir plus

www.irda.qc.ca

Revue de la littérature scientifique récente et des réglementations sur les mesures de protection des eaux en milieu agricole

Rapport final

Présenté à :

Marie-Catherine Talbot Poulin, ing., M.Sc.

Direction de l'eau potable et des eaux souterraines

Ministère du Développement durable, de l'Environnement, et de la Lutte contre les changements climatiques

675, René-Lévesque Est, 8^e étage, Québec (Québec) G1R 5V7

Préparé par :

Copie originale papier signée

Stéphane Godbout, ing., agr., Ph.D.
IRDA

Copie originale papier signée

Caroline Côté, agr., Ph.D.
IRDA

Copie originale papier signée

Mylène Généreux, M.Sc.
IRDA

Copie originale papier signée

Joahnn H. Palacios, ing. jr, M.Sc.
IRDA

Copie originale papier signée

Frédéric Pelletier, ing., M.Sc.
IRDA

Copie originale papier signée

Rose-Marie Dumas, étudiante graduée
Université Laval

LE RAPPORT PEUT ÊTRE CITÉ COMME SUIT :

Godbout, S., C. Côté, M. Généreux, J. H. Palacios, F. Pelletier et R.-M. Dumas. 2017. Revue de la littérature scientifique récente et des réglementations sur les mesures de protection des eaux en milieu agricole. Rapport final. IRDA. 74 pages.

© Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA)

LES LECTEURS QUI SOUHAITENT COMMENTER CE RAPPORT PEUVENT S'ADRESSER À

Stéphane Godbout, ing., agr., Ph.D.

Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA)

2700, rue Einstein, Québec (Québec) G1P 3W8

Téléphone : 418 643-2380, poste 600

Courriel : stephane.godbout@irda.qc.ca

REMERCIEMENTS

Ce projet de recherche a été réalisé grâce à une aide financière accordée par Direction de l'eau potable et des eaux souterraines du ministère du Développement durable, de l'Environnement, et de la Lutte contre les changements climatiques.

RÉSUMÉ

Constats généraux

Le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) a mandaté l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA) pour réaliser une revue de littérature portant sur l'évaluation des normes relatives aux mesures de protection des eaux en milieu agricole au sujet de la mise en œuvre du Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP).

La présente étude permet de poser des constats qui sont basés à la fois sur une revue de la littérature scientifique et un survol des réglementations hors Québec. Les principaux constats qui peuvent être établis se déclinent de la façon suivante :

- 1) Concernant les restrictions sur les **installations de prélèvement d'eau** souterraine (**article 17**) et sur certaines activités agricoles à l'intérieur des aires de protection bactériologiques et virologiques des prélèvements en **eau souterraine** telles qu'énoncées aux **articles 58 à 64** ou sur l'exploitation d'un cimetière tel qu'énoncé à l'article 17 du RPEP, il n'y a pas de règlements spécifiques hors Québec qui apporte des éléments nouveaux ou significativement plus restrictifs, en effet :
 - a) Dans les réglementations hors Québec consultées, les types de risques sont identiques, soit d'ordre chimique (polluants de fertilisants) ou biologique (bactéries et virus). Toutefois, la littérature scientifique fait appel à mieux comprendre les risques d'autres contaminants chimiques tels que les produits pharmaceutiques et de soins corporels, les composés organiques persistants, les hormones, ainsi que les antibiotiques et biocides.
 - b) La consultation de ces mêmes documents permet de constater que la gestion du risque de contamination est généralement basée sur l'instauration de zones autour du site de prélèvement où certaines activités agricoles sont interdites ou limitées. Bien que comportant différentes approches et incluant diverses techniques, au moins trois zones de protection sont généralement identifiées. De plus, des normes de construction et de gestion des puits sont aussi instaurées comme mesure de gestion du risque.
 - c) Pour l'emplacement d'un site de prélèvement d'eau souterraine, la gestion du risque des activités agricoles, dans certaines réglementations hors Québec, se fait par l'application de distances de retrait. Celles-ci sont variables, mais souvent à partir d'un minimum de 30 m comme dans le règlement québécois. De plus, ces distances dépendent parfois du type de puits.

Une compilation plus détaillée des constats article par article est présentée dans les sections subséquentes.

- 2) Concernant **l'évaluation et l'attestation de l'étanchéité** d'une aire de compostage, d'un ouvrage de stockage de déjections animales ou d'un bâtiment d'élevage d'animaux par un professionnel tel qu'énoncé à **l'article 62** du RPEP :

- a) Aucune réglementation identique à l'**article 62** n'a été trouvée ailleurs au Canada et aux États-Unis. De plus, le concept d'étanchéité et l'obligation d'attestation d'étanchéité des ouvrages de stockage des déjections animales ne sont pas abordés de la même façon partout.
 - b) Les critères exacts utilisés pour juger du risque sont spécifiques à chaque province ou état et ne sont souvent pas connus ou expliqués dans un document officiel.
 - c) À l'extérieur du Québec, la diversité des modes d'entreposages des fumiers rend complexe la notion d'attestation d'étanchéité. Même si les structures en béton sont privilégiées au Québec, ce n'est pas le cas ailleurs au Canada et aux États-Unis où il y a beaucoup de structures en sol ou de lagunes (avec ou sans membrane synthétique imperméable). Dans ces cas, il est plutôt question d'un suivi de la qualité de l'eau souterraine et souvent, seulement si l'installation est jugée à risque. Par conséquent, il est plutôt question d'approche de suivi de contamination que d'outils pour évaluer l'intégrité des structures d'entreposage.
 - d) À la lumière des lectures, il serait opportun d'étudier plus attentivement les techniques d'évaluation de l'état de vieillissement des structures en se basant sur les approches utilisées dans le suivi de l'état du béton, entre autres, des infrastructures routières. Des technologies non destructives pourraient être adaptées (et simplifiées pour réduire le coût) et calibrées.
 - e) De façon générale, la réglementation présente à l'extérieur du Québec sur la qualité de l'eau souterraine ne s'applique pas uniquement à la structure d'entreposage, mais bien à l'ensemble des installations de la ferme ou d'un site en particulier.
 - f) Finalement, la consultation de la littérature scientifique ne semble pas apporter d'information additionnelle.
- 3) Concernant les restrictions sur certaines activités agricoles à l'intérieur des aires de protection immédiate des prélèvements en **eau de surface** telles qu'énoncées à l'**article 71** du RPEP (1^{er} alinéa, paragraphes 1, 2 et 3):
- a) La littérature scientifique met en lumière qu'environ 10 % des hormones stéroïdiennes provenant d'unités expérimentales fertilisées avec du fumier de bovin entreposé ou composté sont transportées, laissant présager qu'approximativement 90 % s'accumuleraient plutôt dans le sol;
 - b) L'étude de la littérature scientifique apporte également que des mesures de protection sont essentielles pour protéger l'environnement, dont entre autres le compostage (pour diminuer les concentrations d'antibiotiques dans le fumier), l'enfouissement de fertilisants organiques, l'implantation de bandes riveraines, bandes filtrantes, bermes, zones tampons végétalisées (pour éliminer le ruissellement de surface) et le recours à des distances de retrait avec les cours d'eau et les champs (pour réduire les risques liés au ruissellement de surface d'une zone de pâturage).
 - c) La réglementation hors Québec est très variable concernant les distances de séparation à respecter entre les cours d'eau et les activités agricoles. Elles sont significativement plus restrictives qu'au Québec (bande de terre de 10 m à partir des hautes eaux) dans plusieurs juridictions, par exemple :

- i) Au Nouveau-Brunswick, des distances entre 30 et 75 m doivent être respectées entre le cours d'eau et des activités agricoles.
- ii) En France, les distances séparatrices entre l'épandage de boue municipale et le cours d'eau ou plan d'eau varient de 35 à 200 m en fonction de la pente du terrain, de l'élément hydrique et du type de boue et elles sont de 35 m entre l'épandage d'effluent d'élevage et la berge d'un cours d'eau.
- iii) Au Manitoba, l'entreposage et le compostage des déjections animales dans les champs est permis uniquement pour des déjections solides, et ce, à au moins 100 m des cours d'eau de surface.

Risque et gestion du risque pour l'eau souterraine lié aux activités agricoles visées dans le Règlement

Les activités agricoles produisent diverses matières contenant des éléments chimiques, des particules et des microorganismes qu'il faut gérer. Les dangers peuvent être liés à des éléments de type physique (corps étrangers et cailloux), chimiques (éléments traces métalliques, certains éléments des engrais, antibiotiques et autres biocides composés organiques et inorganiques, microplastiques, composés organiques persistants, produits pharmaceutiques, médicaments, hormones et produits de soins personnels) et biologiques (virus, bactéries, mycètes, protozoaires et parasites). Alors que le risque de pollution de la part des éléments de type physique est très faible, celui des produits d'origine chimique et biologique peut être très important si le polluant ou le microorganisme est persistant et si les conditions sont favorables à leur transport.

Une recherche d'information sur la gestion du risque a été effectuée dans la littérature scientifique et dans la réglementation hors Québec. En ce qui concerne l'emplacement adéquat d'un site de prélèvement d'eau souterraine par rapport aux activités agricoles (faisant l'objet de l'**article 17**, 3^e paragraphe du 1^{er} alinéa du Règlement), peu d'études scientifiques ont été répertoriées. Dans les réglementations consultées hors Québec, les distances, dans le cas applicable, sont variables, mais souvent autour de 30 m comme dans le règlement québécois. Le règlement wallon de la Belgique est le moins strict, exigeant une distance de 10 m.

Concernant l'épandage au sol de boues municipales (**article 58**) la revue de littérature conclut premièrement que la majorité des éléments chimiques et des microorganismes présents dans les biosolides n'atteignent pas l'eau souterraine suite à leur application au sol et que les concentrations retrouvées dans l'eau de drainage et l'eau de ruissellement sont très faibles (McCarthy et al., 2016). Deuxièmement, le risque pour la santé est négligeable lorsque les bonnes pratiques de gestion des biosolides sont appliquées (INSPQ, 2016). Troisièmement, des biosolides fortement contaminés en métaux (As, Cd, Ni, Se et Zn) (McFarland et al., 2013) ou en phosphore (Markunas et al., 2016) peuvent être appliqués sans risque pour l'eau souterraine. Aussi, dans le contexte réglementaire québécois, avec les distances séparatrices exigées, les plans agroenvironnementaux de fertilisation (PAEF) et de valorisation (PAEV), ainsi que les délais prescrits entre l'épandage et la récolte des cultures, le niveau de risque pour la santé a été jugé respectable. Toutefois, la dégradation dans l'environnement agricole et le risque pour la santé humaine de la part de contaminants chimiques de certains produits tels que les produits pharmaceutiques et de soins corporels, les composés organiques persistants, les hormones, ainsi que les antibiotiques et biocides sont encore méconnus et ne doivent pas être négligés. En ce qui a trait aux risques biologiques, quelques études ont rapporté la persistance de divers types de

microorganismes dans les sols amendés avec des biosolides municipaux, mais bien peu sur les risques de contamination de l'eau souterraine.

À titre d'exemple, la réglementation en vigueur dans l'État du Michigan exige une distance de 600 m entre un puits municipal et la zone où sont épandus les biosolides municipaux. Cette distance est de 30 m pour les puits domestiques et commerciaux, et de 15 m pour les plans d'eau de surface. Au Québec, la distance est celle équivalant à un temps de migration de 550 jours si le niveau de vulnérabilité est moyen ou élevé (catégorie 1), ou bien un rayon de 200 m (catégorie 2) ou de 100 m (catégorie 3) si le niveau de vulnérabilité est moyen ou élevé.

Aucune étude n'a été répertoriée quant au risque lié au stockage au sol des biosolides municipaux et autres types de boues. Par contre, il est raisonnable de croire que les risques générés à la suite du stockage des biosolides municipaux peuvent s'apparenter à ceux des fumiers, bien que certains dangers puissent différer (ex. virus entériques humains, produits de soins personnels, médicaments, contaminants organiques, etc.).

D'ailleurs, l'**article 59** du RPEP réfère à ce sujet, notamment quant à la gestion des amas au champ. Lors de la revue de la littérature scientifique, la majorité des études et des recommandations techniques portant sur le sujet concernaient les éléments fertilisants. Une étude réalisée par Smoroń (2016) a rapporté des concentrations élevées en N-NO₃ (21,34 mg/L) dans l'eau de puits se trouvant entre 20 et 30 m du lieu d'entreposage de fumier (dépassant la concentration maximale acceptée au Québec, soit 10 mg/L). Quant aux risques biologiques, les essais d'inoculation de Bales et al. (1995) ont démontré que des bactériophages et des bactéries avaient été transportés respectivement sur une distance de 12 et 6 m en sol sableux. Certains règlements et directives au Canada et aux États-Unis proposent des distances séparatrices pour la protection des plans d'eau souterraine et de surface variant entre 30 et 300 m. En 2009, le Québec était une des provinces ayant la distance la plus grande (300 m). Toutefois, le Règlement sur les exploitations agricoles (REA) exige que le ruissellement éventuel de lixiviat issu de ce dépôt ne doive en aucun cas atteindre ces éléments hydrologiques.

Quant aux cours d'exercice, une des deux publications répertoriées a conclu qu'il est avantageux d'utiliser de la litière pour réduire les concentrations d'antibiotiques à la surface du sol et dans l'eau de ruissellement. En effet, celles-ci étaient de 1,4 à 3,5 et de 1,4 à 2,5 fois plus élevées dans les enclos sans litière qu'avec litière, respectivement. Les taux de ruissellement étaient également significativement plus élevés dans les enclos sans litière, atteignant 0,53 L/min sans litière comparativement à 0,40 L/min avec litière. Dans la deuxième publication, de l'Université de l'Utah, il est recommandé d'aménager les cours d'exercice en aval d'un puits afin de ne pas le contaminer par ruissellement. De plus, une distance de 61 m (200 pieds) entre les deux est recommandée. Les caractéristiques du sol (texture en surface et en profondeur, épaisseur, perméabilité et drainage) sont d'autres facteurs à considérer dans le choix d'un site à aménager pour un enclos. Enfin, les deux études soulignent la nécessité d'installer des bassins de captage des eaux de ruissellement près des cours d'exercice.

Concernant les sites de compostage (**article 60**), les publications issues de la littérature grise (non scientifique) ont été plus nombreuses, dont le guide de l'Université de l'Oregon portant sur le choix d'un site de compostage à la ferme. Le guide souligne notamment l'importance de connaître la nature géologique du sol pour réduire les

risques de contamination de l'eau souterraine. De plus, une distance de 30,5 m (100 pieds) est recommandée entre un site de compostage et un plan d'eau de surface.

Concernant l'**article 61**, différentes études ont porté sur la contamination de l'eau souterraine causée par les structures d'entreposage des fumiers, particulièrement des ouvrages de stockage en sol pour le lisier de porc. Toutefois, les risques de contamination par les nitrates, les chlorures, l'ammonium, le phosphate et le potassium, ainsi que par les éléments traces métalliques et les métaux lourds dans l'eau souterraine semblent faibles.

Dans la revue de littérature scientifique de Moore et al. (1995) sur la gestion des fumiers de volaille, une distance de 15,2 m entre un poulailler et un puits est recommandée. La réglementation de l'Ontario exige une distance séparatrice de 15 m d'un puits foré à la sondeuse, 100 m d'un puits municipal et 30 m de tout autre puits. En France, une distance unique de 35 m est exigée.

Lors de l'épandage de matières fertilisantes (**article 63**), les éléments chimiques ainsi que les bactéries, virus et protozoaires qu'elles contiennent sont susceptibles d'être transportés vers l'eau de surface et souterraine suite à l'irrigation et à des événements de pluie. Différents facteurs ont un impact direct sur certains des éléments polluants, dont entre autres le type de fumier, le taux d'application, le contenu en ions et en carbone soluble et colloïdal des fumiers et le niveau de perturbation du sol. D'ailleurs, le compostage de fumier devrait être considéré avant son épandage dans les champs agricoles puisqu'il s'est avéré plus efficace qu'un simple entreposage pour réduire l'abondance de gènes de résistance aux antibiotiques. L'assainissement des fumiers et lisiers par digestion aérobie ou anaérobie, l'entreposage prolongé, ainsi que le séchage et le compostage peut s'avérer efficace, quoique coûteux dans bien des cas, pour abattre les populations microbiennes avant leur épandage.

Le devenir des antibiotiques et de leurs sous-produits de dégradation dans les cours d'eau de sols agricoles fertilisés avec des fumiers, lisiers ou matières résiduelles fertilisantes (MRF) a fait l'objet de plusieurs études au cours des dernières années. En général, la dégradation des antibiotiques dans l'environnement agricole et le risque pour la santé humaine lié à leur présence sont encore mal connus, mais ne doivent pas être négligés.

Enfin, la présence d'un cimetière est une des activités faisant l'objet de l'**article 17** du Règlement. La contamination due à la décomposition du corps humain, notamment le lixiviat étant produit est caractérisé par une haute conductivité, un pH élevé, une haute demande biologique en oxygène, ainsi que la présence de microorganismes pathogènes et de certains autres composés polluants (issus de l'embaumement et de produits pharmaceutiques et cosmétiques). Concernant la contamination par les microorganismes pathogènes, leur temps et distance de migration varient en fonction des caractéristiques hydrogéologiques du sol (de l'ordre de 100 jours à 8 mois et de 100 m, respectivement). Pour réduire les risques de contamination, les cimetières ne devraient pas être situés, entre autres, en terrain accidenté ou en terrain ayant une nappe d'eau en surface, en sol perméable ou en sol trop imperméable. En même temps, les eaux de pluie devraient être drainées à l'extérieur du cimetière de façon à éviter l'infiltration.

Réglementation hors Québec et encadrement

Nouveau-Brunswick

Au Nouveau-Brunswick, un programme de protection des bassins hydrographiques permet de contrôler les activités d'aménagement dans les secteurs où l'eau potable provient des lacs, des ruisseaux et des rivières, et ce, selon trois types de zones de protection. Sur les terres agricoles situées à 1 km ou moins en amont d'une installation d'approvisionnement public en eau, il est possible d'exercer certaines activités agricoles courantes à une distance variant entre 30 et 75 m des rives d'un cours d'eau sous certaines conditions. Ensuite, sur les terres agricoles situées à plus de 1 km en amont d'une installation d'approvisionnement public en eau, les activités agricoles peuvent s'exercer à une distance se situant entre 15 et 75 m des rives d'un cours d'eau, sous les mêmes conditions décrites précédemment. Dans la troisième zone, étant la plus proche du plan d'eau, les activités agricoles y sont interdites.

Enfin, les normes de construction et les marges de retrait relatives aux puits sont énoncées dans le *Règlement sur les puits d'eau de la LAE*. Le Règlement énonce l'interdiction d'établir un puits à une distance d'une source de polluants qui, en raison de sa proximité, risque de contaminer le puits par écoulement ou infiltration des eaux souterraines. En outre, aucun foreur autorisé dans la province ne peut « localiser un puits près d'une source de contaminant si le puits peut être contaminé par l'écoulement des eaux souterraines ou les infiltrations ».

Saskatchewan

En Saskatchewan, le ministère exige un plan de stockage et un plan de gestion des déjections pour toutes opérations agricoles impliquant une aire d'entreposage de fumier en sol, l'élevage, le confinement et l'alimentation de 300 unités animales ou plus. Le plan exigé doit inclure une description de l'infrastructure d'entreposage et sa localisation, ainsi qu'une caractérisation des matières stockées et un portrait détaillé de l'épandage. Toutefois, aucune distance séparatrice ne semble être précisée.

Ontario

La réglementation ontarienne, portant sur l'épandage et les installations d'entreposage, est basée sur des distances séparatrices. En résumé, il est interdit d'épandre :

- des éléments nutritifs à moins de 100 m d'un puits municipal ;
- des matières de source agricole et non agricole à moins de 15 m d'un puits foré à la sondeuse ;
- des matières de source agricole à moins de 30 m de tout autre type de puits ;
- des engrais commerciaux ou du compost à moins de 3 m d'un puits artésien non municipal.

Concernant les installations d'entreposage, leur emplacement doit respecter les distances suivantes :

- dans les 15 m d'un puits foré à la sondeuse ;
- dans les 100 m d'un puits municipal ;

- dans les 30 m de tout autre puits, si l'installation est conçue pour y entreposer des matières de source agricole seulement ;
- dans les 90 m de tout autre puits, si l'installation est conçue pour y entreposer des matières de source non agricole.

Manitoba

La réglementation au Manitoba est basée sur la désignation de zones de gestion de la qualité de l'eau où certaines activités sont réglementées ou interdites. Il existe six catégories (N1 à N6) de zones de gestion de la qualité de l'eau. Les zones N1 à N4 sont définies en fonction des types et des sous-types de sols les composant. La zone N4, par exemple, est désignée pour les zones les plus sensibles sur le plan écologique où certaines activités agricoles sont interdites. Les zones N5 réfèrent à des espaces principalement utilisés à des fins autres qu'agricoles. Les zones N6, incluant les terres agricoles, sont des zones tampons de nutriments. Dans ces zones, il est interdit d'épandre diverses matières agricoles et non agricoles, ainsi que d'y pratiquer certaines activités agricoles. Celles-ci comprennent, entre autres, tout territoire situé à moins de 15 m de la limite d'une nappe phréatique ou à moins de 20 m de celle-ci si la zone n'est pas recouverte d'une végétation permanente.

Pour la construction d'une installation de stockage de déjections animales, un permis n'est délivré que dans le cas où le directeur serait absolument convaincu que la construction ou la modification de l'installation n'est pas préjudiciable à l'environnement. L'entreposage et le compostage des déjections animales dans les champs sont permis uniquement pour des déjections solides et ce, à au moins 100 m des cours d'eau de surface, des dolines, des sources et des puits.

Finalement, lors de la saison hivernale, des distances minimales (variant de 150 à 450 m) sont exigées entre les zones d'épandage de déjections du bétail et les cours d'eau, les dolines, les sources et les puits. Ces distances varient en fonction de la pente du terrain (variant de 4 à 12 %).

France

En France, des distances séparatrices ont été établies entre les zones d'épandage et d'élevage et les points de prélèvement d'eau, entre autres, afin de préserver la qualité de l'eau. Les bâtiments d'élevage et leurs annexes, les infrastructures de stockage de compost ou de fumier, ainsi que les limites des champs d'élevage de porcs en plein air, doivent être établis à une distance d'au moins 35 m des puits de forage, des sources, des aqueducs en écoulement libre, de toute installation souterraine ou semi-enterrée utilisée pour le stockage des eaux et des rivages et des berges des cours d'eau, que les eaux soient destinées à l'alimentation en eau potable ou à l'irrigation des cultures maraîchères.

Pour ce qui est de l'épandage des effluents d'élevage, celui-ci ne peut être effectué à moins de 50 m des points de prélèvement d'eau destinée à l'alimentation des collectivités humaines ou des particuliers. La distance minimale est fixée à 35 m dans le cas des berges des cours d'eau.

De plus, il existe des distances séparatrices pour l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées et les éléments hydriques à protéger. Ces distances varient entre 35 et 200 m en fonction de la pente du terrain, de l'élément hydrique et du type de boue.

Belgique

La réglementation du Gouvernement wallon restreint certaines activités agricoles basées sur la définition de différents types de zones : zones de prises d'eau, zones de prévention, zones de surveillance et zones vulnérables. Les deux premières se basent sur des distances séparatrices comme au Québec. Par exemple, la zone de prise d'eau est une aire circulaire de 10 m de rayon autour d'une prise d'eau, équivalente à l'aire de protection immédiate de 30 m au Québec. Dans les zones de prévention, deux zones sous-types s'y retrouvent : la zone rapprochée (distance correspondante à un temps de transfert de l'eau souterraine jusqu'à l'ouvrage égal à 24 heures dans le sol saturé) et la zone éloignée (zone comprise entre le périmètre extérieur de la zone de prévention rapprochée et le périmètre extérieur de la zone d'appel de la prise d'eau). À défaut de données suffisantes permettant cette délimitation, des distances prédéterminées sont dressées dans la réglementation.

La réglementation sur les zones de surveillance légifère les bassins où les aires géographiques alimentant une zone de prise d'eau existante ou éventuelle. Enfin, la réglementation pour les zones vulnérables a comme but d'assurer une gestion durable de l'azote en agriculture. En plus de cette réglementation, d'autres règlements s'adressent au stockage et à la manutention des fertilisants, des effluents d'élevage, des matières végétales et des lixiviats en Région wallonne. Certaines exigences sont décrites en détail plus loin dans le rapport.

Évaluation et attestation de l'étanchéité d'une aire de compostage, d'un ouvrage de stockage de déjections animales ou d'un bâtiment d'élevage d'animaux par un professionnel

Un des principaux constats de cette section de la revue de littérature est que chacune des juridictions gère les risques environnementaux à sa façon. Aucune réglementation identique à l'**article 62** n'a été trouvée ailleurs au Canada et aux États-Unis. Le concept d'étanchéité et l'obligation d'attestation d'étanchéité des ouvrages de stockage des déjections animales ne sont donc pas abordés de la même façon partout. De plus, la diversité des différents modes d'entreposages des fumiers vient complexifier la notion d'attestation d'étanchéité. Il est plutôt question d'un suivi de la qualité de l'eau souterraine et souvent, seulement si l'installation est jugée à risque. Autrement, d'après Hendry et al. (2007), la majorité des juridictions aux États-Unis gèrent les risques de contamination des eaux de surface et souterraines, non pas par le suivi de l'eau souterraine, mais par le contrôle du ruissellement de surface au moyen de normes de conception et de critères d'implantations spécifiques à chacun des sites, ainsi que par le développement de plans de gestion des éléments fertilisants.

Le suivi est souvent requis seulement si l'autorité réglementaire l'exige ou si elle juge que le risque est important. Les critères exacts utilisés pour juger du risque sont spécifiques à chaque province et ne sont souvent pas connus ou expliqués dans un document officiel. De plus, la réglementation sur la qualité de l'eau souterraine ne s'applique pas seulement à la structure d'entreposage, mais bien à l'ensemble des installations de la ferme ou d'un site en particulier.

Pour attester l'étanchéité, il faut donc que l'installation des composantes nécessaires soit planifiée lors de la construction. Ce qui n'est pas toujours le cas avec les structures en sol ou les lagunes (avec ou sans membrane synthétique imperméable), surtout lorsque le fond de la structure est situé au-dessus du plus haut niveau que la nappe phréatique peut atteindre. De plus, contrairement aux structures d'entreposage en béton, l'objectif des

structures d'entreposage en sol n'en est pas un d'étanchéité totale, c'est plutôt un taux d'infiltration à ne pas dépasser.

Restrictions sur certaines activités agricoles à l'intérieur des aires de protection immédiate des prélèvements en eau de surface

Les mêmes dangers chimiques et biologiques s'appliquent pour les prélèvements d'eau de surface que ceux décrits pour l'eau souterraine. La contamination chimique et biologique de l'eau de surface dans le contexte de l'**article 71** peut se faire par les drains agricoles, par ruissellement de surface, ainsi que par les voies d'écoulement préférentiel. En bref, les études scientifiques recensées sur le sujet ont démontré que :

- Le compostage est efficace pour diminuer les concentrations d'antibiotiques dans le fumier, et par conséquent, dans l'eau de ruissellement issue d'amas de fumier de bovin;
- Des mesures de protection autour des amas sont nécessaires pour protéger l'environnement;
- L'intensité des pluies joue un rôle primordial dans le ruissellement et le transport d'antibiotiques issus de l'épandage des biosolides, ceux-ci étant accrus à mesure que l'intensité augmente. Les pluies moins importantes favorisent quant à elles le transport vertical;
- Pas plus de 10 % des hormones stéroïdiennes provenant d'unités expérimentales fertilisées avec du fumier de bovin entreposé ou composté ne sont pas transportées, mais s'accumulent plutôt dans le sol;
- L'injection des fertilisants organiques tels que les biosolides et les fumiers sous la surface du sol élimine le ruissellement de surface de plusieurs produits pharmaceutiques et d'hygiène personnelle et restreint la présence de pirlimycine, un antibiotique utilisé en production laitière contre la mammité;
- Bien que les études réalisées sur le sujet présentent des résultats très variables, la survie des microorganismes dans l'eau de surface peut toutefois s'avérer importante. Les études ont rapporté une survie avoisinant 120 jours dans l'eau pour la plupart des virus étudiés;
- Les pratiques agricoles réduisant l'érosion de surface, telles que l'implantation de bandes riveraines d'une largeur adéquate, pourraient permettre de réduire les risques de contamination de l'eau de surface;
- L'implantation de bandes filtrantes, bermes, zones tampons végétalisées et autres mesures de protection réduirait les risques liés au ruissellement de surface;
- Le transport des microorganismes suite à des précipitations sur des pâturages a été observé sur une distance de 25 m, et ce, pour des pentes de 3,8 et 7 %. De plus, la mise en place de mesures de protection des cours d'eau réduirait considérablement les risques liés au ruissellement de surface entre un pâturage et l'environnement adjacent.

Réglementation hors Québec et encadrement

Le type de réglementation est très variable selon les juridictions évaluées. Alors qu'au Manitoba des distances séparatrices sont bien définies selon le plan d'eau (variant de 3 à 35 m pour les eaux de surface), d'autres juridictions (ex. : France et Belgique) ne font pas de distinction entre le type de plan d'eau (de surface ou souterraine). Pour d'autres juridictions (Saskatchewan et Ontario), il n'a pas été possible de trouver l'information traitant spécifiquement des restrictions émises par le gouvernement sur les activités agricoles à l'intérieur des aires de protection immédiate des prélèvements d'eau de surface.

TABLE DES MATIÈRES

1	Introduction	1
2	Restrictions sur certaines activités agricoles à l'intérieur des aires de protection bactériologiques et virologiques des prélèvements en eau souterraine	2
2.1	Définitions	2
2.1.1	Catégories de prélèvement d'eau et aires de protection pour l'eau souterraine	2
2.1.2	Activités agricoles restreintes dans les aires de protection.....	3
2.2	Risque pour l'eau souterraine lié aux activités agricoles visées dans le Règlement	4
2.2.1	Identification des dangers.....	4
	Physiques	4
	Chimiques.....	5
	Biologiques.....	5
2.2.2	Caractérisation et gestion du risque pour l'eau souterraine	6
	Article 17, 3 ^e paragraphe du 1 ^{er} alinéa.....	6
	Article 58.....	10
	Article 59.....	16
	Article 60.....	21
	Article 61.....	22
	Article 62.....	23
	Article 63.....	24
	Article 64.....	29
2.3	Réglementation hors Québec et encadrement	30
2.3.1	Nouveau Brunswick.....	30
2.3.2	Ontario	30
	Épandage de matières de source agricole et non agricole	30
	Entreposage d'éléments nutritifs	31
2.3.3	Manitoba.....	31
2.3.4	Saskatchewan.....	33
2.3.5	France.....	34
2.3.6	Belgique.....	36
	Zone de prises d'eau	36
	Zone de prévention.....	37
	Zone de surveillance	38
	Zone vulnérable	38
	Autres règlements.....	39
2.3.7	État de New York.....	39

2.3.8	Colombie-Britannique	40
3	Évaluation et attestation de l'étanchéité d'une aire de compostage, d'un ouvrage de stockage de déjections animales ou d'un bâtiment d'élevage d'animaux par un professionnel.....	41
3.1	Évaluation de l'étanchéité et normes en vigueur	41
3.2	Réglementation hors Québec et encadrement	43
4	Restrictions sur certaines activités agricoles à l'intérieur des aires de protection immédiate des prélèvements en eau de surface.....	45
4.1	Définitions	45
4.1.1	Catégories de prélèvement d'eau et aires de protection immédiate pour l'eau de surface.....	45
4.1.2	Activités agricoles restreintes dans l'aire de protection immédiate des prélèvements en eau de surface.....	45
4.2	Risque pour l'eau de surface lié aux activités agricoles visées dans le Règlement	46
4.2.1	Identification des dangers.....	46
4.2.2	Caractérisation et gestion du risque - Article 71 (1 ^{er} alinéa, paragraphes 1 à 3).....	46
4.3	Réglementation hors Québec et encadrement	49
4.3.1	Nouveau-Brunswick	49
4.3.2	Ontario	52
Pâturage	52	
Épandage - Zone tampon de végétation.....	52	
Épandage de la neige	52	
4.3.3	Manitoba.....	53
4.3.4	Saskatchewan.....	54
4.3.5	France.....	54
4.3.6	Belgique.....	54
5	Conclusions et constats généraux.....	55
	Références.....	58
	Annexe A – Distances séparatrices à respecter pour les amas au champ ¹	73

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Catégories de prélèvement d'eau telles que présentées à l'article 51 du Règlement	2
Tableau 2	Aires de protection immédiate, intermédiaire et éloignée des sites de prélèvement d'eau souterraine telles que présentées aux articles 54, 57 et 65 du RPEP	3
Tableau 3	Distance horizontale maximale parcourue par des microorganismes selon le type d'aquifère.....	6
Tableau 4	Conditions optimales à observer lors de la mise en place d'un cimetière	10
Tableau 5	Taux de décroissance pour les principaux microorganismes indicateurs (bactéries et phages) dans le sol suivant l'application de biosolides municipaux	14
Tableau 6	Description des sites et des points d'échantillonnage dans l'étude de Smoroń (2016) sur la qualité de l'eau de puits à proximité d'amas de fumier	18
Tableau 7	Concentrations en contaminants mesurées dans l'eau des puits et l'effluent des amas de fumier aux sites étudiés par Smoroń (2016).....	18
Tableau 8	Distances d'isolement minimales entre l'épandage des boues et les éléments hydriques à protéger.....	36
Tableau 9	Aires de protection immédiate des sites de prélèvement d'eau de surface de catégories 1 et 2 telles que présentées à l'article 70 du Règlement	45
Tableau 10	Distances d'isolement minimales entre l'épandage des boues et les éléments hydriques à protéger.....	53

1 INTRODUCTION

Dans la mise en œuvre du Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (chapitre Q 2, r.35.1; ci-après le « RPEP »), l'article 106 prévoit ce que « *Les normes du présent règlement relatives à la protection des prélèvements d'eau effectués à des fins de consommation humaine ou de transformation alimentaire sont évaluées 3 ans après l'entrée en vigueur du présent règlement (2014-08-14) et par la suite tous les 5 ans sur la base de l'évolution des connaissances scientifiques et techniques applicables en cette matière* ».

Comme une première évaluation des normes doit être réalisée pour le 14 août 2017, le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) a mandaté l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA) pour réaliser une revue de littérature portant sur l'évaluation des normes relatives aux mesures de protection des eaux en milieu agricole. Plus spécifiquement, la revue porte sur les trois points suivants :

1. Les restrictions sur certaines activités agricoles à l'intérieur des aires de protection bactériologiques et virologiques des prélèvements en eau souterraine telles qu'énoncées aux articles 17 (paragraphe 3 du premier alinéa), 58 à 64 du RPEP;
2. L'évaluation et l'attestation de l'étanchéité d'une aire de compostage, d'un ouvrage de stockage de déjections animales ou d'un bâtiment d'élevage d'animaux par un professionnel telles qu'énoncées à l'article 62 du RPEP;
3. Les restrictions sur certaines activités agricoles à l'intérieur des aires de protection immédiate des prélèvements en eau de surface telles qu'énoncées à l'article 71 du RPEP (1^{er} alinéa, paragraphe 1, 2 et 3).

Le rapport est donc divisé en trois sections couvrant chacun de ces trois points. Chaque section présente une revue de la littérature scientifique et technique ainsi qu'une revue de l'encadrement appliqué par les autres juridictions.

2 RESTRICTIONS SUR CERTAINES ACTIVITÉS AGRICOLES À L'INTÉRIEUR DES AIRES DE PROTECTION BACTÉRIOLOGIQUES ET VIROLOGIQUES DES PRÉLÈVEMENTS EN EAU SOUTERRAINE

2.1 DÉFINITIONS

2.1.1 Catégories de prélèvement d'eau et aires de protection pour l'eau souterraine

Trois catégories de prélèvement d'eau destinée à la consommation humaine et à la transformation, qu'elle soit souterraine ou de surface, sont définies dans le Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP). Celles-ci ont été décrites en fonction du type de prélèvement (aqueduc municipal ou autre) et d'établissement concerné, ainsi que du nombre de personnes desservies. Pour chacune des catégories de prélèvement, trois aires de protection ont été associées à la protection de l'eau souterraine, soit l'aire de protection immédiate, intermédiaire (bactériologique et virologique) et éloignée. Elles définissent les superficies à respecter autour des sites de prélèvement selon la catégorie de celui-ci. Ces catégories et ces aires de protection sont présentées aux tableaux 1 et 2, respectivement.

Tableau 1 Catégories de prélèvement d'eau telles que présentées à l'article 51 du Règlement

Catégories de prélèvement	Définition
1	Prélèvements d'eau effectués pour desservir le système d'aqueduc d'une municipalité alimentant plus de 500 personnes et au moins une résidence
2	Prélèvements d'eau effectués pour desservir : <ul style="list-style-type: none"> a) le système d'aqueduc d'une municipalité alimentant de 21 à 500 personnes et au moins une résidence; b) tout autre système d'aqueduc alimentant 21 personnes et plus et au moins une résidence; c) le système indépendant d'un système d'aqueduc alimentant 21 personnes et plus et au moins un ou des établissements d'enseignement, de détention ou de santé et de services sociaux
3	Prélèvements d'eau effectués pour desservir : <ul style="list-style-type: none"> a) le système indépendant d'un système d'aqueduc alimentant exclusivement un ou des établissements utilisés à des fins de transformation alimentaire; b) le système indépendant d'un système d'aqueduc alimentant exclusivement une ou des entreprises, établissements touristiques ou touristiques saisonniers c) tout autre système alimentant 20 personnes et moins (ce qui inclut les puits individuels)

Adapté de Gouvernement du Québec, 2016

Tableau 2 Aires de protection immédiate, intermédiaire et éloignée des sites de prélèvement d'eau souterraine telles que présentées aux articles 54, 57 et 65 du RPEP

Catégories de prélèvement	Aires de protection			
	Immédiate	Intermédiaire		éloignée
		bactériologique	virologique	
1	Rayon de 30 m ⁽¹⁾	Limite équivalente à un temps de migration de 200 jours	Limite équivalente à un temps de migration de 550 jours	Aire d'alimentation du site de prélèvement
2	Rayon de 30 m ⁽¹⁾	Rayon de 100 m ⁽²⁾	Rayon de 200 m ⁽²⁾	Rayon de 2 km en amont hydraulique
3	Rayon de 3 m	Rayon de 30 m ⁽²⁾	Rayon de 100 m ⁽²⁾	aucune

⁽¹⁾ sauf exception

⁽²⁾ sauf si les limites sont déterminées conformément aux limites pour les prélèvements de catégorie 1.

Adapté de Gouvernement du Québec (2016)

2.1.2 Activités agricoles restreintes dans les aires de protection

Les articles du Règlement faisant l'objet de ce document établissent des restrictions quant à plusieurs activités agricoles se déroulant dans les zones de prélèvement d'eau souterraine. Les prochaines lignes décrivent ces activités ainsi que les subtilités qu'elles comportent.

Pâturage : surface délimitée par une clôture, couverte d'herbe, réservée à la nourriture des herbivores (Office québécois de la langue française, 2011).

Épandage et stockage à même le sol de matières fertilisantes, incluant les :

- **déjections animales** : urine et matières fécales d'animaux, ainsi que les litières utilisées comme absorbants, les eaux souillées et les eaux de précipitations qui sont entrées en contact avec les déjections (Règlement sur les exploitations agricoles (REA) Q-2, r. 26).
- **boues provenant d'ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées** : le matériel contenant des matières organiques et des éléments nutritifs qui résulte du traitement de ces boues est nommé biosolides municipaux (tiré du Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes (MRF) (Gouvernement du Québec, 2015).
- **composts de ferme** : compost produit à la ferme avec des résidus provenant d'activités agricoles comme les fumiers (ainsi que les litières) et les résidus végétaux (produits dérivés des plantes, n'ayant pas fait l'objet d'un traitement chimique). Ces composts n'ont plus l'odeur caractéristique des fumiers et démontrent un taux d'assimilation d'oxygène inférieur ou égal à 1500 mg O₂/kg de matière organique/heure. Ils ont également un niveau de maturation et d'hygiénisation généralement inférieur à celui des composts commerciaux tout usage (Gouvernement du Québec, 2015).
- **matières fertilisantes azotées** : incluant les engrais minéraux azotés.

- **matières résiduelles fertilisantes** : 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 biologique des sols (Gouvernement du Québec, 2015).

Aménagement d'un(e) :

- **ouvrage de stockage de déjections animales** : doit être conçu de façon à répondre aux exigences mentionnées aux articles 10 à 13 du Règlement sur les exploitations agricoles (REA), notamment d'être maintenus en parfait état d'étanchéité.
- **bâtiment d'élevage** : lieu dans lequel sont élevés les animaux (REA)
- **cour d'exercice** : enclos ou partie d'enclos où sont gardés des animaux et qui se distingue des pâturages par un apport annuel de phosphore (P_2O_5) supérieur aux dépôts prévus pour ceux-ci (REA).
- **aire de compostage** : Secteur de la plateforme où les matières (intrants) sont placées pour les phases thermophile ou mésophile (compostage actif). En lien avec cette définition, un lieu de compostage représente l'ensemble des installations de compostage appartenant à un même propriétaire et dont la distance entre une installation ou un ouvrage et l'installation ou l'ouvrage lui appartenant le plus rapproché est d'au plus 500 mètres (Gouvernement du Québec, 2012).

2.2 RISQUE POUR L'EAU SOUTERRAINE LIÉ AUX ACTIVITÉS AGRICOLES VISÉES DANS LE RÈGLEMENT

Une panoplie de produits chimiques, particules et microorganismes sont susceptibles de se retrouver dans les engrais organiques, qu'ils soient d'origine animale ou humaine. Suite à l'application au sol de ceux-ci et durant l'entreposage au sol ou dans des structures, plusieurs facteurs entrent en ligne de compte et régissent leur dégradation et survie dans l'environnement. Les prochaines sections décrivent les principaux dangers, ainsi que leur potentiel à se retrouver dans l'eau souterraine, en fonction des activités agricoles visées dans le Règlement.

2.2.1 Identification des dangers

Physiques

Dans le Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes du MDDELCC (Gouvernement du Québec, 2015), la catégorie E concerne les corps étrangers et cailloux pouvant se retrouver dans les produits de fertilisation. Ces corps étrangers ont surtout un impact sur la qualité esthétique de ceux-ci et incluent notamment les morceaux de métal, de verre, de plastique, etc., qui mesurent plus de 2 mm. Bien qu'ils ne soient pas couverts dans ce guide, les engrais de ferme peuvent également contenir ces corps étrangers indésirables. Dans le contexte de cette revue de littérature, la contamination de l'eau souterraine ou de surface par de tels corps étrangers est jugée négligeable, étant donné le potentiel filtrant du sol. Aussi, bien que celles-ci puissent s'infiltrer dans un puits via ruissellement de surface, le risque pour le consommateur est faible puisqu'il est peu probable qu'elles subsistent au pompage de l'eau dans leur intégrité. Ces dangers ne seront donc pas décrits plus en détail dans les sections suivantes.

Chimiques

Plusieurs composés chimiques organiques et inorganiques peuvent faire l'objet de préoccupations dans le contexte de cette revue, puisque les fumiers, boues municipales et autres MRF sont susceptibles d'en contenir. Entre autres, notons les éléments traces métalliques (McFarland et al., 2013; Hsu et Lo, 2001), les antibiotiques et autres biocides (Fu et al., 2016; Burch et al., 2014; Munir et Xagorarakis, 2011; Xia et al., 2010; Chee-Sanford et al., 2009; Dolliver et al., 2008), les microplastiques (Carr et al., 2016), les composés organiques persistants (Andrade et al., 2015; Careghini et al., 2015; Davis et al., 2012), les produits pharmaceutiques, médicaments, hormones et produits de soins personnels (Mohapatra et al., 2016; Clarke et Cummins, 2015; Wu et al., 2015; Gottschall et al., 2012; Sabourin et al., 2008; Topp et al., 2008). Certains de ces composés sont très persistants dans l'environnement, augmentant ainsi les risques de contamination de l'eau souterraine si les conditions sont favorables à leur transport. Les engrais, qu'ils soient organiques ou minéraux, contiennent par définition des éléments majeurs (azote, phosphore et potassium) pouvant également contaminer l'eau souterraine lorsque le contexte le permet. Le risque lié à ces molécules sera également abordé dans les prochaines sections.

Biologiques

Dans le contexte de cette revue de littérature, les principaux microorganismes pouvant représenter des dangers biologiques sont d'origine fécale et regroupent des virus, bactéries, mycètes, protozoaires et parasites. La présence de microorganismes potentiellement pathogènes pour l'humain dans les fumiers (Inglis et al., 2010; Côté et al., 2006; Avery et al., 2005; Wang et al., 2002), les boues municipales, MRF et composts (Makni et al., 2009; Sidhu et Toze, 2009; Guzmán et al., 2007; Avery et al., 2005; Jones et Martin, 2003) a été largement étudiée. Les agents pathogènes les plus communément isolés des déchets organiques animaux et humains sont *Campylobacter jejuni*, *Salmonella enterica*, *Listeria monocytogenes*, *Escherichia coli* O157:H7 et *Clostridium perfringens*, microorganismes ayant tous déjà fait l'objet d'épidémie d'origine alimentaire (Roberts et al., 2016). Les virus étant davantage spécifiques à leur hôte que les autres types de microorganismes, la principale source de contamination environnementale par les virus humains est les biosolides ou les eaux usées non traitées (Roberts et al., 2016). Par contre, moins d'études ont porté sur le devenir de ces microorganismes dans le sol ou durant l'entreposage et le compostage des boues municipales. Par ailleurs, les scientifiques étudient depuis quelques années maintenant sur la présence des gènes de résistance aux antibiotiques dans les fumiers et les boues municipales. Bien que les concentrations rencontrées dans les deux types de produits soient considérées élevées, leur persistance à long terme dans les sols agricoles suite aux épandages doit faire l'objet de davantage d'études (Munir et Xagorarakis, 2011). Ensuite, l'étude de leur transport et persistance dans le profil du sol vers l'eau souterraine ou de leur ruissellement vers l'eau de surface demeure primordial pour évaluer le risque global. Les propriétés propres aux microorganismes ainsi qu'au milieu (processus d'adsorption et de filtration, type d'aquifère, direction de l'écoulement et autres conditions hydrogéologiques, etc.) affectent considérablement le risque pour l'eau souterraine (Marie et al., 2016; Majdoub et al., 2003).

2.2.2 Caractérisation et gestion du risque pour l'eau souterraine

Article 17, 3^e paragraphe du 1^{er} alinéa

L'article tel que présenté dans le Règlement

Toute installation de prélèvement d'eau souterraine doit au surplus être aménagée conformément aux conditions suivantes :

3° l'installation doit être située à une distance de 30 m ou plus d'une aire de compostage, d'une cour d'exercice, d'une installation d'élevage, d'un ouvrage de stockage de déjections animales, d'une parcelle, d'un pâturage ou des terrains où s'exerce l'exploitation d'un cimetière;

Peu d'études scientifiques ont été répertoriées quant à l'emplacement adéquat d'un site de prélèvement d'eau souterraine par rapport aux activités faisant l'objet de cet article du Règlement. D'une façon générale, Blaschke et al. (2016) ont rapporté quelques exemples d'études ayant évalué la distance parcourue par des microorganismes dans le sous-sol, sans toutefois que des fertilisants organiques en aient été la source. Le tableau 3 présente ces résultats et sert uniquement à renseigner sur la distance qu'il est possible d'observer en fonction des diverses conditions géologiques.

Tableau 3 Distance horizontale maximale parcourue par des microorganismes selon le type d'aquifère

Microorganismes	Matériau présent dans l'aquifère	Distance maximale parcourue
bactéries	karst	14 km
bactéries	craie (« chalk »)	15 km
phages	graveleux grossiers	920 m
phages	sable fin	600 m
phages	sable côtier	30 m
phages	pierre ponce et sable (« pumice sand »)	< 6 m

Adapté de Blaschke et al. (2016)

Bien que ceci ne fasse pas spécifiquement l'objet de cette revue, Blaschke et al. (2016) ont modélisé la distance à instaurer entre un puits et un système d'épuration des eaux usées. Le critère choisi pour élaborer ces distances était l'enlèvement total des virus entériques (réduction de 12 log), sans toutefois prendre en considération l'effet filtrant du sol, seulement le type d'aquifère. Ainsi, en fonction de celui-ci, des distances variant entre 39 et 144 m (sable), 66 et 289 m (gravier) et 1 et 2,5 km (gravier grossier) devraient être établies entre un puits et un champ d'épuration desservant entre 1 et 20 personnes. La grande variabilité des distances rapportées dépend particulièrement de l'épaisseur de la zone non saturée (vadose). À titre d'exemple, plusieurs états américains ont établi cette distance à 30,5 m (Blaschke et al. 2016), alors qu'elle est de 15 ou 30 m au Québec pour des systèmes d'épuration étanches ou non, respectivement.

Certaines activités agricoles sont également reconnues comme étant une source potentielle de contamination chimique et biologique de l'eau souterraine, notamment la fertilisation (minérale ou organique) (Lawniczak et

al., 2016; Oliver et al., 2016; Bartzas et al., 2015; Kohn et al., 2015; Mattsson et al., 2015; Murphy et al., 2015; Valle Junior et al., 2014; Won et al., 2013; Bonton et al., 2010). Les risques de contamination de l'eau souterraine dépendent de plusieurs paramètres, notamment les propriétés physico-chimiques du sol (texture et structure, matière organique, pH, température) (Bonton et al., 2016; Park et al., 2016; Keesstra et al., 2012). De plus, la contamination de l'eau souterraine par les nutriments retrouvés dans les fertilisants, particulièrement les nitrates, est influencée par la dose appliquée, le type de fertilisant et le moment où celui-ci est appliqué, le mode d'application et le type de culture (Bonton et al., 2016).

Plus spécifiquement, quelques études ont porté sur la contamination de l'eau souterraine quant aux activités faisant l'objet de l'article 17 (3e alinéa). Par contre, les risques liés aux aires de compostage, aux cours d'exercice, aux installations d'élevage, aux ouvrages de stockage des déjections animales ainsi qu'aux pâturages seront décrits dans les sections suivantes, puisque ces activités font l'objet d'articles plus spécifiques du Règlement.

Dans le REA, une « parcelle » se définit comme suit : « portion de terrain d'un seul tenant, constitué d'une même culture et nécessitant une même fertilisation, qui appartient à un même propriétaire et qui constitue un lot ou une partie de lot ». À titre d'exemple, l'État du Michigan exige une distance de 600 m entre un puits municipal et une zone où sont épandus des biosolides municipaux. Cette distance est de 30 m pour des puits domestiques et commerciaux, et de 15 m des plans d'eau de surface (Oun et al., 2014). Une épaisseur de sol d'au moins 0,75 m entre la surface et l'eau souterraine doit également être présente pour qu'y soit permis l'épandage (Oun et al. 2014). Pour les fins de cette revue, le risque de contamination de l'eau souterraine quant à la proximité d'une parcelle est lié aux activités qui s'y déroulent, notamment les épandages de matières fertilisantes et la présence d'ouvrage de stockage au sol de matières fertilisantes. Ces activités seront décrites dans les sections suivantes.

La présence d'un cimetière demeure donc l'activité à décrire dans la présente section, puisque nullement rencontrée dans les autres articles du Règlement. L'étude de l'impact des cimetières sur la qualité de l'eau souterraine remonte à la fin du 19^e siècle, à la suite d'une épidémie de fièvre typhoïde à Paris en 1879. Les autorités avaient alors établi le lien entre la contamination de l'eau souterraine et les lixiviats issus d'un cimetière (Païga et Delarue-Matos, 2016). Le même type d'épidémie a eu cours à Berlin en 1963 et en 1967, alors que la consommation d'eau souterraine à proximité d'un cimetière avait causé une augmentation fulgurante du nombre de cas de fièvre typhoïde (Païga et Delarue-Matos, 2016). Depuis, les équipes de scientifiques ont tenté d'expliquer le phénomène. Durant sa décomposition, le corps humain produit entre 0,4 et 0,6 litre de lixiviat par kilogramme de masse corporelle (Żychowski et Bryndal, 2014). Żychowski (2012) a d'ailleurs rapporté que le temps requis pour une décomposition complète est de 100 ans. Le lixiviat issu de ce processus, contenant 60 % d'eau, 30 % de sels sous forme d'ions et 10 % de substances organiques, est caractérisé par sa haute conductivité, son pH élevé et sa haute demande biologique en oxygène (Żychowski et Bryndal, 2014). Entre autres substances, il peut également contenir des composés issus de la chimiothérapie et du processus d'embaumement (notons le formaldéhyde), des médicaments et produits pharmaceutiques, des cosmétiques, des vernis, des métaux lourds, etc. La présence de microorganismes dans le corps humain, pathogènes ou non, est également susceptible de contaminer l'eau souterraine si les conditions s'y prêtent.

La revue de Żychowski et Bryndal (2014) présente l'impact des cimetières sur la contamination microbiologique de l'eau souterraine. Ces auteurs rapportent notamment que certains microorganismes peuvent survivre plusieurs années dans le sol, leur permettant ainsi de rejoindre l'eau souterraine. Le temps de migration des microorganismes vers l'eau souterraine varie considérablement selon les études, variant entre 1 et 4 semaines selon certains, 100 jours, ou 6 à 8 mois pour d'autres. Certains auteurs cités dans cette revue ont rapporté le transport de microorganismes sur plus de 100 m suite à un long épisode de pluie. La survie des microorganismes pathogènes est plutôt restreinte dans la zone non saturée du sol, et leur transport est plus lent dans la zone saturée que l'écoulement de l'eau souterraine lui-même. Ainsi, plus la zone non saturée est profonde, plus les risques de contamination de l'eau souterraine sont faibles. Selon ces auteurs, les conditions favorables à la contamination microbiologique de l'eau souterraine regroupent :

- La présence accrue de sable et de matériaux grossiers (roches, gravier) dans le sol;
- La faible activité biologique du sol (observée lorsque les températures sont basses et l'humidité du sol est faible);
- Un pH élevé;
- Un contenu élevé en matière organique.

Règle générale, toujours selon Żychowski et Bryndal (2014), l'impact des cimetières sur la contamination de l'eau souterraine par des bactéries et des virus a été considéré comme faible en zones tempérées. En effet, les risques se sont avérés plus importants en zones chaudes et humides où les précipitations sont importantes et de longue durée, notamment au Brésil, en Afrique du Sud et au Portugal. En résumé, les recommandations pour réduire les risques de contamination microbiologique de l'eau souterraine tout en maintenant une bonne capacité de décomposition des corps incluent entre autres :

- Les cimetières ne devraient pas être situés :
 - en terrain accidenté;
 - là où la nappe d'eau est en surface;
 - en sol perméable (sableux, graveleux, aquifères fissurés et karst);
 - en sol trop imperméable (argile et loam). Ceci crée des conditions anaérobies qui peuvent interférer avec le processus normal de décomposition.
- Le contenu en argile du sol devrait se situer entre 20 et 40 %;
- La zone d'inhumation devrait être située à au moins 1,5 m du plus haut niveau de l'eau souterraine;
- Les eaux de pluie devraient être captées et drainées hors des cimetières;
- Les cimetières devraient être bordés de zones tampons composées d'arbres avec systèmes racinaires profonds.

En ce qui a trait à la contamination chimique de l'eau souterraine liée aux cimetières, les composés qui ont fait l'objet de préoccupations varient considérablement selon les zones où ont eu lieu les études (Żychowski, 2012).

Notons entre autres l'arsenic (États-Unis), les pesticides et fertilisants (Royaume-Uni), les nitrites, nitrates et phosphates (Canada), les chlorures, nitrates, bicarbonates, sodium, calcium, fer, aluminium, plomb, zinc (Brésil), ainsi que les métaux lourds (Portugal).

Żychowski (2012) a passé en revue plusieurs études réalisées quant à la contamination chimique de l'eau souterraine à proximité des cimetières. Cet auteur a notamment rapporté que le suivi du sol devrait se faire entre 0,5 et 1 mètre sous la surface d'inhumation. Il a également rapporté une faible diminution de la contamination en ions de l'eau souterraine (particulièrement des chlorures) dans la zone entre 100 et 200 m d'un cimetière, suivie d'une rapide diminution au-delà de cette distance. Les conditions hydrogéologiques étaient par contre favorables à une telle contamination, le type de sol étant plutôt perméable (présence de sable et de grès). Cet auteur a d'ailleurs conclu sa revue en signalant le manque de données fiables quant aux acides aminés, composés organiques, formaldéhyde et arsenic. En résumé, bien que certaines d'entre elles manquent de détails, les recommandations de cet auteur pour réduire les risques de contamination microbiologique de l'eau souterraine incluent entre autres :

- Les corps ne doivent pas être inhumés dans un substrat trop perméable (contenu élevé en sable) ni trop imperméable (humidité du sol excessive);
- La zone non saturée (aérée) devrait être la plus grande possible;
- Les eaux de pluie devraient être drainées à l'extérieur du cimetière de façon à éviter l'infiltration;
- La topographie devrait présenter une pente faible;
- L'utilisation de produits chimiques (peintures, agents de conservation, métaux) devrait être restreinte;
- La densité de corps inhumés ne devrait pas être trop importante.

L'étude de Paiga et Delarue-Matos (2016) a porté sur le suivi de produits pharmaceutiques (anti-inflammatoires, analgésiques, antibiotiques et antidépresseurs) dans l'eau souterraine couverte par la superficie d'un cimetière. Au total, dix échantillons prélevés au robinet ont été analysés. Les auteurs de cette étude menée au Portugal ont rapporté l'absence d'antibiotiques dans les échantillons prélevés. La présence d'ibuprofène, d'acide salicylique, de ketoprofène et de carbamazépine a été détectée dans tous les échantillons. Les composés retrouvés dans les concentrations les plus élevées ont été l'acide salicylique (entre 34 et 50 ng/L) et la carbamazépine (un antidépresseur détecté entre 20 et 22 ng/L).

Selon Oliveira et al. (2012), les paramètres les plus critiques à considérer pour estimer le risque de contamination de l'eau souterraine sont la profondeur d'inhumation, la formation géologique, la profondeur de la nappe d'eau, la densité de corps inhumés, le type de sol et le climat. Ces auteurs ont d'ailleurs rassemblé les conditions optimales à considérer lors de l'établissement d'un cimetière (Tableau 4).

Tableau 4 Conditions optimales à observer lors de la mise en place d'un cimetière

Paramètre	Conditions optimales
Température	25-35 °C
Humidité du sol	80 %
Aération du sol	Les conditions aérobies du sol dépendent de la présence de macropores d'au moins 10 nm lorsque la nappe est profonde et d'au moins 50 nm lorsque la nappe est en surface
Pente	5-10 %
Hauteur de la nappe	Assez profonde pour permettre au sol d'agir comme filtre
Type de sol	Mélange équilibré de loam, sable et argile. Texture de 0,6 à 2 mm de diamètre combinée à une zone non saturée d'au moins 0,5 m sous la zone d'inhumation.

Adapté de Oliveira et al. (2012)

Article 58

L'article tel que présenté dans le Règlement

À moins d'être réalisé à des fins d'entretien domestique ou d'utiliser des boues certifiées conformes aux normes CAN/BNQ 0413-200, CAN/BNQ 0413-400 ou BNQ 0419-090, l'épandage et le stockage, à même le sol, 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 sont interdits dans l'aire de protection intermédiaire virologique d'un prélèvement d'eau souterraine lorsque son niveau de vulnérabilité des eaux est moyen ou élevé.

Le premier alinéa s'applique aussi à toute matière contenant plus de 0,1 % de boues provenant d'eaux usées sanitaires, évaluées sur la base de matière sèche.

Les normes du Bureau de normalisation du Québec (BNQ) en résumé – critères microbiologiques

BNQ 0413-200 (BNQ, 2005a) :	Norme établie pour les composts Coliformes fécaux < 1000 NPP/g et salmonelles < 3 NPP/4g et traitement et conditions d'entreposage reconnus
BNQ 0413-400 (BNQ, 2009) :	Norme établie pour les biosolides municipaux alcalins ou séchés Absence de salmonelles dans 25g et traitement et conditions d'entreposage reconnues
BNQ 0419-090 (BNQ, 2005b) :	Norme établie pour les amendements minéraux – Amendements calciques ou magnésiens provenant de procédés industriels Pour les coquilles d'œufs : salmonelles < 3 NPP/ 4 g de solides totaux (base sèche) si méthode du MDDELCC ou absence de salmonelles dans 25 g si méthode AOAC

Peu d'études présentent le risque pour l'eau souterraine en particulier (McFarland et al., 2013; Lapworth et al., 2012), toutefois quelques-unes d'entre elles ont porté sur le devenir et le transport de composés chimiques et des microorganismes dans des sols amendés avec des biosolides municipaux. Parmi celles-ci, notons deux

incontournables revues de littérature récentes réalisées au Canada. La première, intitulée « Risks associated with application of municipal biosolids to agricultural lands in a canadian context » a été réalisée par l'Université Ryerson à Toronto (McCarthy et al., 2015), et la seconde intitulée « Risques pour la santé associés à l'épandage de biosolides municipaux sur des terres agricoles » est un avis scientifique réalisé par une équipe de l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ, 2016). En résumé, le document de McCarthy et al. (2016) conclut que la majorité des composés présents dans les biosolides n'atteignent pas l'eau souterraine suite à leur application au sol, et que les concentrations retrouvées dans l'eau de drainage et l'eau de ruissellement sont beaucoup plus faibles que celles mesurées dans l'effluent liquide issu des usines d'épuration des eaux usées. Cette conclusion s'applique à la majorité des études rapportées dans cette revue et ne tient pas compte de la conformité des boues à des normes gouvernementales ou non. Les experts de l'INSPQ mentionnent un risque négligeable pour la santé lorsque les bonnes pratiques de gestion des biosolides sont appliquées. Aussi, dans le contexte réglementaire québécois, avec les distances séparatrices exigées, les plans agroenvironnementaux de fertilisation (PAEF) et de valorisation (PAEV), ainsi que les délais prescrits entre l'épandage et la récolte des cultures, le niveau de risque pour la santé a été jugé respectable par l'équipe d'experts. Par contre, une équipe américaine a rapporté que peu d'information existait quant au risque issu de situations où les règlements sont violés et que la fréquence de ces situations était grandement inconnue (Galada et al., 2013).

L'étude de McFarland et al. (2013) présente l'impact du recyclage des biosolides sur la qualité de l'eau souterraine en utilisant un modèle informatique créé par l'« Environmental Protection Agency » Américaine (US EPA) basée sur l'analyse du risque. Ce modèle mesure le risque de transport vers l'eau souterraine pour divers contaminants et tient compte de 17 paramètres sur les caractéristiques du site et des biosolides. Entre autres, notons la pluviométrie, la pente, le travail du sol, l'épaisseur de la couche non saturée, la direction de l'écoulement de l'eau souterraine, la porosité, la conductivité hydraulique, le pH et le contenu en carbone organique du sol, ainsi que plusieurs caractéristiques des biosolides appliqués (taux d'application, taux de matières sèches, contenu en carbone organique, pH, densité apparente). L'étude présente deux scénarios, le premier faisant varier la dose de biosolides appliqués (de 9 à 90 T/ha en base sèche) et le second la profondeur de la zone non saturée (de 0,5 à 2 m) à une même dose de 9 T/ha (basse sèche), soit une dose représentative de ce qui peut être rencontré sur le terrain. Pour les deux scénarios, la concentration des biosolides en arsenic, cadmium, nickel, sélénium et zinc variait entre une fois et 10 fois la limite permise. Tous les autres paramètres étaient constants (40 % de matières sèches dans les biosolides, aquifère de roche sédimentaire, profondeur de travail du sol de 0,2 m, 40 ans d'application annuelle de biosolides). Dans le cas du premier scénario, le risque pour le sélénium augmentait avec le contenu des biosolides. Pour une dose extrême de 90 T/ha (base sèche), la même tendance a été observée pour le sélénium, l'arsenic et le nickel. Par contre, le risque mesuré a toujours été considéré négligeable pour la santé humaine. Le risque lié au zinc a été mesuré lorsque le contenu des biosolides dépassait de 5X la limite permise et le cadmium n'a jamais été considéré comme risqué. Dans ce scénario, l'épaisseur de la couche non saturée était de 1 m.

Dans le second scénario où ont été appliqués 9 T/ha (base sèche) de biosolides et où l'épaisseur de la couche vadose était de 0,5 m, seul le sélénium a présenté un niveau de risque qui augmentait en fonction de la concentration des biosolides. Encore une fois, ce risque a par contre été estimé négligeable. Aucun des contaminants n'a été considéré comme risqué lorsque la couche non saturée était de 2 m. En conclusion, l'étude portant sur la contamination par les métaux révèle que des biosolides fortement contaminés peuvent être

appliqués sans risque pour l'eau souterraine, même à des doses extrêmes, lorsque l'épaisseur de la couche non saturée est d'au moins 0,5 m (McFarland et al., 2013).

Dans une étude réalisée en Égypte, deux sites d'enfouissement n'ont pas contaminé de façon importante les eaux souterraines, bien que d'importants volumes de biosolides y soient disposés (Abd El-Salam et Abu-Zuid, 2015). Par contre, certains paramètres mesurés dans l'eau ont dépassé les critères établis par l'US EPA et l'Organisation mondiale de la santé (OMS), soit la conductivité, les solides totaux dissous, les chlorures, les sulfates, le manganèse et le fer. Les échantillons d'eau souterraine ont été prélevés dans les puits les plus rapprochés des sites d'enfouissement, sans toutefois que la distance soit décrite. L'équipe a prélevé douze échantillons échelonnés sur une période d'un an. Deux puits présents sur des sites d'enfouissement différents ont été évalués.

Une étude ontarienne effectuée en laboratoire portant sur le transport vertical du phosphore a indiqué un effet non significatif de l'application de biosolides municipaux (Markunas et al., 2016). Des colonnes en plastique de 7 cm de diamètre ont été remplies avec 40 cm de sol (un loam sableux), sur un fond de 10 cm de gravier pour permettre un bon égouttement. Les auteurs n'ont pas indiqué si le sol était perturbé ou non. La moitié des colonnes ont été amendées avec l'équivalent de 8 T/ha (base sèche) de biosolides traités par digestion anaérobie. Seule l'analyse du phosphore est présentée dans l'étude, ce qui ne renseigne pas sur la conformité du produit aux normes BNQ. Des échantillons de sol ont été prélevés à six reprises durant les cinq mois suivant la fertilisation, et ce, à deux profondeurs (3 et 35 cm du haut des colonnes). Chaque semaine, 200 ml d'eau étaient ajoutés à chaque colonne et des échantillons d'eau ont été prélevés sous les colonnes à 7 reprises suivant l'application des biosolides. L'analyse du phosphore total, organique labile et soluble à l'eau a été réalisée à chaque fois. Aucune différence n'a été détectée entre les traitements dans l'eau et le sol. Aucun impact du temps n'a également été observé.

Le devenir des contaminants chimiques et leurs résidus dans les sols agricoles fertilisés avec des biosolides municipaux a fait l'objet de plusieurs études dans les dernières années, notamment sur les produits pharmaceutiques et de soins corporels (Clarke et al., 2016; Mohapatra et al., 2016; Clarke et Cummins, 2015; Topp et al., 2008), les composés organiques persistants (ex. retardateurs de flammes, benzophénone, bisphénol A) (Careghini et al., 2015; Xia et al., 2010), les hormones (Gottschall et al., 2013, 2012) et les antibiotiques et biocides (Fu et al., 2016). Bien qu'aucune étude n'ait été répertoriée sur le devenir des microplastiques dans le sol suite à l'épandage de biosolides, Carr et al. (2016) ont rapporté une présence de 1 particule de microplastique par gramme de biosolides analysés, provenant majoritairement des dentifrices. La dégradation de ces particules dans le sol est mal connue et pourrait avoir un impact sur une panoplie de facteurs, dont les communautés microbiennes du sol et la qualité de l'eau souterraine.

D'une façon générale, la dégradation de tous ces produits chimiques dans l'environnement agricole et le risque pour la santé humaine lié à leur présence sont encore mal connus, mais ne doivent pas être négligés. De plus, les sous-produits de dégradation sont parfois plus toxiques que les composés mères et ne sont généralement pas évalués (Mohapatra et al., 2016). Davantage d'études devraient porter sur l'impact des propriétés physico-chimiques du sol sur le devenir de ces contaminants (Wu et al., 2015). Dans le même ordre d'idées, Careghini et al. (2015) ont déploré le fait que la majorité des études ont mis l'accent sur les mécanismes de sorption,

désorption et dégradation de ces molécules en conditions de laboratoire, au lieu d'évaluer leur dynamique de transport en conditions de champ.

Xia et al. (2010) ont mesuré divers composés dans le sol de surface (0-15 cm) et en profondeur (15-30 cm) sur un site près de Chicago (États-Unis) où ont été annuellement appliqués des biosolides municipaux durant 33 ans. Le triclocarban, un biocide utilisé dans les produits ménagers et savons, est plutôt demeuré dans la couche arable en surface. Le triclosan, présent en grande concentration dans les biosolides, car très hydrophobe (système d'épuration des eaux usées efficaces à le retirer de la fraction liquide), a été retrouvé plutôt en profondeur après les 33 ans d'application de biosolides, révélant son potentiel de lessivage vers l'eau souterraine. Ce produit biocide est entre autres utilisé dans les dentifrices et les savons et, tout comme le triclocarban, est reconnu comme étant un perturbateur endocrinien potentiel. Fu et al. (2016) ont également observé une importante sorption du triclosan et du triclocarban aux particules de sol, particulièrement le triclosan, ce qui en a restreint la dégradation. Ces deux composés, bien que jugés peu toxiques, sont d'un intérêt particulier étant donné leur utilisation étendue et leur présence continue dans les biosolides (Clarke et Cummins, 2015). Finalement, à cause de leur faible dégradation, les retardateurs de flammes (PBDE) sont susceptibles de s'accumuler de façon importante dans le sol (Xia et al., 2010).

Peu d'études ont été répertoriées quant à la présence et au transport de ces contaminants chimiques vers l'eau souterraine (Clarke et al., 2016; Dodgen et al., 2016; Careghini et al., 2015; Gottschall et al., 2012). Dans une étude réalisée en Ontario, Gottschall et al., (2012) ont mesuré plus de 80 produits de soin corporels et pharmaceutiques dans le sol, l'eau de drainage et l'eau souterraine d'un champ où avait été appliquée une dose élevée de biosolides municipaux asséchés, soit 22 T/ha (base sèche). Des piézomètres ont été installés afin de prélever l'eau souterraine à 2, 4 et 6 m de profondeur et des échantillons ont été prélevés à neuf reprises suivant l'épandage. Deux jours après le premier événement de pluie suivant l'épandage, quatre composés ont été détectés à 2 m de profondeur, soit l'ibuprofène, le triclosan, le triclocarban et le venlafaxine (un antidépresseur). Ils n'ont jamais été détectés aux autres dates d'échantillonnage. Aucun des composés n'a été détecté à 4 et 6 m de profondeur pour toutes les dates. Dans le modèle d'analyse du risque développé par Clarke et al. (2016), les nonylphénols (des surfactants utilisés dans les peintures, shampoings, nettoyeurs) avaient le risque le plus élevé d'atteindre une concentration nocive pour l'humain via la consommation d'eau souterraine. Cette molécule est soupçonnée de mimer l'action de l'œstrogène. Le triclosan et le triclocarban avaient une cote de risque légèrement inférieure aux nonylphénols et représentent selon les auteurs un risque plus important puisque leur utilisation est beaucoup plus répandue.

En ce qui a trait aux risques biologiques, quelques études ont rapporté la persistance de divers types de microorganismes dans le sol amendé avec des biosolides municipaux, et bien peu sur les risques de contamination pour l'eau souterraine. D'abord, Roberts et al. (2016) rapportent les taux de décroissance de divers microorganismes indicateurs dans le sol suivant l'épandage de biosolides municipaux. Un résumé de ces observations est présenté au tableau 5. Cette équipe américaine a par ailleurs mesuré en conditions contrôlées les taux d'inactivation de divers agents pathogènes inoculés dans trois types d'amendements organiques (des biosolides municipaux de classe B (*E. coli* < 2 000 000 NPP/g), l'effluent liquide d'une lagune traitant du lisier de porc et du fumier de bovin) appliqués dans deux types de sols (loam sableux et loam argileux) soumis à deux travaux de sol (incorporation ou non). En résumé, les auteurs ont conclu en une inactivation plus rapide des

microorganismes dans le sol amendé avec les produits solides. Le type de sol et l'incorporation n'ont pas eu d'impact clair sur les taux d'inactivation, ceux-ci ayant été très variables. Fait intéressant, la méthode d'analyse a eu un impact significatif sur les taux d'inactivation mesurés, la PCR quantitative ayant généré des taux beaucoup plus conservateurs que les méthodes conventionnelles de culture.

Tableau 5 Taux de décroissance pour les principaux microorganismes indicateurs (bactéries et phages) dans le sol suivant l'application de biosolides municipaux

Microorganisme	Taux de décroissance (log/jour)	Type de sol	Taux d'humidité des biosolides* (%)	Température (°C)
<i>E. coli</i>	-0,05	Argile limoneuse	32	15
<i>E. coli</i>	-0,05	Loam sableux	21,3	15
<i>E. coli</i>	-0,005	Argile limoneuse	8,6	15
<i>E. coli</i>	-0,01	Loam sableux	6,8	15
Phages MS2	-0,629	Loam argileux	30	27
Phages MS2	-0,0652	sable	30	27

* Les biosolides ont été incorporés au sol suivant leur application

Adapté de Roberts (2016)

L'étude de Gottschall et al. (2013), réalisée en parcelles expérimentales en Ontario, a porté sur la présence d'hormones, stéroïdes et microorganismes indicateurs dans l'eau souterraine, le sol et l'eau des drains suivant l'application d'une dose élevée et unique de biosolides municipaux asséchés et traités par digestion anaérobie. Selon les informations fournies par les auteurs, les biosolides ne seraient pas conformes aux normes BNQ. La méthodologie de cette étude a été décrite plus haut, puisque des mesures sur des produits chimiques ont également été réalisées durant le projet. Donc, 22 T/ha (base sèche) de biosolides ont été appliqués et l'eau souterraine a été prélevée à 2, 4 et 6 m de profondeur. Des échantillons ont été pris durant l'année suivant l'application des biosolides. Les hormones mesurées (androstérone, désogestrel et estrone) ont été détectées à deux reprises dans l'eau de drainage (22 jours et 2 mois post-application) et n'ont jamais été détectées dans l'eau souterraine. Les stéroïdes ont été détectés dans l'eau de drainage de façon continue durant l'étude. Ces molécules servent notamment d'indicateurs pour retracer une source de contamination fécale, suggérant par le fait même que les biosolides étaient la cause de leur présence dans l'eau des drains. Finalement, les microorganismes indicateurs analysés (*E. coli*, coliformes fécaux et *Clostridium perfringens*) ont été détectés durant toute l'étude dans le sol, l'eau des drains (1 m de profondeur) et l'eau souterraine prélevée à 2 m de profondeur. Les populations d'*E. coli* mesurées dans l'eau souterraine étaient de 5310 UFC/100 ml lors du premier événement de pluie suivant l'application des biosolides, et ont toujours été sous le seuil des 1000 UFC/100 mL ensuite. Les populations de *C. perfringens* n'ont jamais dépassé 20 UFC/100 ml.

McCall et al. (2015) ont fait le suivi des *Bacteroides* (généraux et spécifiques à l'humain et au porc), d'*E. coli*, de métaux (As, Cd, Cr, Co, Cu, Pb, Mo, Ni, Se, Zn et Hg), des nitrates et du phosphore total dans le sol et le lessivat de parcelles ayant reçu différents biosolides municipaux (un type liquide classé CP2, un type asséché classé CP2, et un type solide classé CP1) ou du lisier de porc. Les parcelles expérimentales sont situées à Guelph, en Ontario. En bref, les biosolides classés CP1 correspondent à la classe A américaine, et doivent contenir moins de

1000 NPP/g de coliformes fécaux ou moins de 3 NPP/ 4g de salmonelles et avoir subi un traitement reconnu pour que les populations de virus entériques soient inférieures à 3 UFP/g et les œufs d'helminthes inférieurs à 1 œuf viable par gramme. Le critère en coliformes fécaux fait également partie de la classe P1 décrite dans le Guide sur le recyclage des MRF du MDDELCC (Gouvernement du Québec, 2015). En plus de celui pour les coliformes fécaux, le critère relatif aux salmonelles fait partie de la norme BNQ 0413-200 (BNQ, 2005a). Les biosolides CP2 correspondent à la classe B américaine et doivent contenir moins de 2 000 000 NPP/g d'*E. coli*. Ce critère à atteindre fait également partie de la classe P2 des MRF selon les normes québécoises (Gouvernement du Québec, 2015). Aucun parallèle ne peut être fait avec les normes BNQ, celles-ci ne comportant pas de critère quant à *E. coli*. Donc, dans l'étude de McCall et al. (2015), quarante-deux lysimètres ont été conçus avec du sol du site expérimental en superposant 35 cm de loam sableux (horizon A), 25 cm de sable loameux (horizon B) et 25 cm de sable (horizon C), le tout mis sur une couche de gravier de ¼ de pouce pour permettre le prélèvement de l'eau. Dans cette étude réalisée en Ontario, les doses de biosolides ont été de 7,1 et 2,1 T/ha (base sèche) pour les produits classés CP2 et de 7,8 T/ha (base sèche) pour les biosolides classés CP1. La dose de lisier de porc était de 60 m³/ha (base humide). Tous les amendements ont été incorporés au sol sur 15 cm suivant leur application. Du gazon a ensuite été semé sur tout le dispositif. Des échantillons de sol ont été prélevés à trois reprises après la fertilisation. Suite à l'épandage, l'eau des lysimètres a été échantillonnée à neuf reprises la première année de l'étude et à six reprises la deuxième année. Les résultats ont indiqué le transfert négligeable de tous les métaux dans l'eau de lessivage pour tous les traitements. Sans surprise, les biosolides classés CP2 et le lisier de porc ont induit des concentrations plus élevées d'*E. coli* dans le lessivat que les biosolides CP1, variant entre 2,5 et 3,7 log UFC/100 mL. Étant par définition plus assainis que les autres, il est normal que les biosolides CP1 aient induit une contamination moindre. Les quantités de nitrates étaient significativement plus élevées dans les traitements avec les biosolides solides (le type CP1 et le type asséché CP2), et le phosphore plus élevé dans les traitements avec les deux types de biosolides CP2. Les marqueurs de *Bacteroides* spécifiques à l'humain ont été détectés dans le sol durant seulement six jours post-application, révélant ainsi leur potentiel à indiquer une contamination fécale humaine récente seulement. Aucun marqueur spécifique à l'humain ou au porc n'a été détecté dans les lessivats. Les concentrations initiales dans les amendements étaient toutefois faibles. En résumé, les auteurs ont rapporté que l'application de biosolides au sol, autant CP1 que CP2, avait induit la contamination de l'eau de surface et de l'eau de drainage, les concentrations en *E. coli*, en nitrates et en phosphore dans l'eau ayant augmenté suite à l'épandage. Par contre, le risque s'est avéré négligeable en ce qui a trait aux métaux.

Burch et al. (2014), une équipe du Minnesota (États-Unis), ont étudié en conditions contrôlées de laboratoire la demi-vie des gènes de résistance *ermB*, *sul1*, *tet(A,W,X)* et de l'intégron de classe 1 (*int1*) dans un sable et un loam limoneux suite à l'application de différentes doses de boues municipales traitées par digestion anaérobie. À 40 g de boues épandues/kg de sol, tous les gènes ont persisté plus longtemps dans le loam limoneux que le sable. La quantité des gènes *tet(A,X)* a d'ailleurs augmenté dans le loam et non pas dans le sable. Pour tous les gènes confondus, les demi-vies ont varié entre 13 (*ermB*) et 150 (*sul1*) jours dans le sable et entre 31 (*tetW*) et 440 (*int1*) jours dans le loam.

Article 59

L'article tel que présenté dans le Règlement

L'aménagement d'une cour d'exercice et le stockage, à même le sol, de déjections animales, de matières fertilisantes azotées, de compost de ferme ou de matières résiduelles fertilisantes non certifiées conformes aux normes CAN/BNQ 0413-200, CAN/BNQ 0413-400 ou BNQ 419-090 sont interdits :

1° dans l'aire de protection intermédiaire bactériologique d'un prélèvement d'eau souterraine lorsque son niveau de vulnérabilité des eaux est moyen ou élevé;

2° dans l'aire de protection virologique d'un prélèvement d'eau souterraine lorsque la concentration en nitrates + nitrites (exprimée en N) de l'eau échantillonnée conformément au Règlement sur la qualité de l'eau potable (chapitre Q-2, r. 40) est supérieure à 5 mg/l à 2 reprises ou plus sur une période de 2 ans;

3° dans les premiers 100 m de l'aire de protection virologique d'un prélèvement d'eau souterraine de catégorie 3 situé sur une propriété voisine lorsque son niveau de vulnérabilité des eaux est moyen ou élevé.

Peu d'études ont porté sur la présence et le devenir des contaminants biologiques potentiellement présents dans des amas de fumier ou de MRF au champ, et encore moins quant au risque pour l'eau souterraine. La majorité des études et des recommandations techniques portant sur le sujet concernent les éléments fertilisants. Entre autres, le compostage des déjections animales est considéré par certains auteurs comme étant une pratique à considérer pour réduire les risques environnementaux, puisque l'azote y est stabilisé et moins sujet au lessivage (Zebarth et al., 2015; De Luca et DeLuca, 1997).

La réglementation québécoise quant à la gestion des amas au champ permet de gérer une partie du risque de contamination environnementale. En effet, comme stipulé dans le REA, les eaux contaminées issues de l'amas ne doivent pas atteindre les eaux de surface. Le Guide de conception des amas de fumier au champ II (Côté et al., 2009) présente plusieurs facteurs à considérer lors de l'emplacement de l'amas, dont :

- le type de sol : les sols sableux avec une prédominance de sable moyen à grossier sont plus à risque. Les sols présentant une capacité d'échange cationique élevée (> 15 meq/100 g) permettent une plus grande rétention des éléments.
- la pente : une pente inférieure à 6 % est recommandée. Les sites légèrement convexes doivent être privilégiés de façon à ce que la base de l'amas ne soit pas ennoyée.

Les études d'Alleoni et al. (2008) et Larsen et al. (1994) ont également rapporté le risque accru de lessivage des éléments fertilisants vers l'eau souterraine en sols sableux. Pour ce qui est de la gestion des eaux de ruissellement générées par les amas, Côté et al. (2009) ont recommandé l'implantation de bandes et d'andains filtrants autour des amas. Selon les auteurs, la valorisation rapide de l'amas permet également d'amoinrir le risque de contamination des eaux souterraines. Le REA oblige d'ailleurs l'épandage d'un amas au champ dans les 12 mois suivant le premier apport de matière le constituant. L'Annexe A résume les distances séparatrices proposées par plusieurs règlements et directives au Canada et aux États-Unis. Par exemple, les distances

recommandées pour la protection des plans d'eau souterraine et de surface varient entre 30 et 300 m. L'étude de Moore et al. (1995) recommande une distance de 30,4 m entre un amas de fumier de poulet à griller et un puits.

Selon la littérature consultée, le transport des contaminants chimiques et des microorganismes par voie aérienne ne doit pas être négligé. Bien entendu, le risque augmente avec la proximité, et seul les zones près d'un site où sont manipulés ou entreposés de grands volumes de MRF (Pillai et al., 1996), composts ou fumiers devraient être considérés dans la gestion du risque. Les distances séparatrices à respecter afin que les risques soient minimales ne font cependant pas l'unanimité. D'un point de vue microbiologique, des distances supérieures à 30 m (Dowd et al., 1997), 30,5 m (Brooks et al., 2005), 100 m (Sorber et al., 1994) et 250 m (Hutchison et al., 2008) sont nécessaires.

Dans une étude réalisée en Alberta, Xu et al. (2015) ont comparé l'effet du compostage sur la persistance de gènes de résistance aux antibiotiques. Le fumier utilisé était issu d'animaux ayant reçu, ou non, des antibiotiques dans leur alimentation. Les amas de fumier composté (12 m X 3 m X 1,5 m) ou non composté (2,3 m X 2,3 m X 2 m), ont été suivis durant 102 jours. Les andains de compost ont été retournés à 7 reprises durant cette période, alors que les amas de fumier sont demeurés intacts. L'évaluation de l'abondance des gènes de résistance tet(B,C,L,M,W), erm(A,B,F,X) et sul(1,2) a été réalisée par qPCR. Des échantillons ont été prélevés aux jours 0, 7, 14, 21, 26, 42, 56, 70 et 102. La température interne du compost, à la suite des sept retournements, a excédé 55 °C pendant une moyenne de 35 jours. Après 102 jours d'essai, l'abondance des gènes a été réduite de 0,5 à 3 log comparativement aux échantillons de départ. L'étude a également conclu que le compostage était plus efficace que l'entreposage pour réduire l'abondance de gènes de résistance, particulièrement pour tet(M,W) erm(B,X) et sul2 et que cette pratique devrait être considérée avant l'application dans les champs agricoles.

Dolliver et al. (2008) ont étudié la dégradation de certains antibiotiques inoculés dans du fumier de dindons composté ou non. Bien qu'elles se soient graduellement dégradées, certaines molécules (tylosine et monensine) ont persisté autant dans le fumier composté que dans l'amas demeuré intact. Cette équipe du Minnesota recommande néanmoins d'entreposer les fumiers avant leur application au sol, puisque son effet sur certaines molécules est important.

L'étude de Smoroń (2016), réalisée en Pologne, est très intéressante puisqu'elle s'avère une des seules à présenter des mesures de qualité de l'eau de puits à proximité d'étables et sur la qualité de l'effluent liquide issu d'amas de fumier. Les tableaux 6 et 7 présentent la description des sites à l'étude ainsi que les principaux résultats, respectivement. En conclusion, ces auteurs ont démontré que les amas de fumier, ainsi que les installations déficientes d'entreposage de lisier ont un impact majeur sur la qualité de l'eau des puits à la ferme.

Tableau 6 Description des sites et des points d'échantillonnage dans l'étude de Smoroń (2016) sur la qualité de l'eau de puits à proximité d'amas de fumier

Caractéristiques	Site n° 1	Site n° 2	Site n° 3
Nombre d'animaux	34 bovins	2 truies et 45 porcs	19 truies, 425 porcs, 2 bovins
Fertilisation minérale (kg/ha)			
N	40-100	60-130	60-80
P ₂ O ₅	30-50	40-60	30-60
K ₂ O	70-90	70-90	40-70
Mode d'entreposage des fumiers	Sans plate-forme, au sol directement	Sans plate-forme, au sol directement	Plate-forme en béton
Mode d'entreposage de la fraction liquide	Fosse non étanche	Fosse non étanche	Fosse étanche
Profondeur du puits (m)	8	10	18
Distance entre le puits et la structure d'entreposage des fumiers (m)	>30	25	20

Tableau 7 Concentrations en contaminants mesurées dans l'eau des puits et l'effluent des amas de fumier aux sites étudiés par Smoroń (2016)

Paramètres (mg/L)	Site no 1		Site no 2		Site no 3
	Eau du puits (n=23)	Effluent de l'amas de fumier (n=21)	Eau du puits (n=23)	Effluent de l'amas de fumier (n=14)	Eau du puits (n=23)
N-NO ₃ ¹	21,34	0,97	25,30	1,93	60,46
N-NH ₄	0,30	337,02	0,26	165,32	0,42
P-PO ₄	0,08	38,49	0,16	83,28	0,15
K	4,33	1560,34	64,91	1919,11	54,41
Na	8,73	160,63	32,68	327,81	25,88
Cl	45,40	717,73	54,81	1269,91	67,73

¹ À titre comparatif, la concentration maximale acceptée au Québec pour l'eau potable est de 10 mg/L.

Finalement, seules deux études scientifiques récentes ont été répertoriées quant aux cours d'exercice. La première a été réalisée par Agriculture et Agroalimentaire Canada dans les Prairies (Sura et al., 2015). Le transport de trois antibiotiques dans l'eau de ruissellement suivant des simulations de pluie dans des enclos avec ou sans litière (pailles d'orge) a été étudié. Les concentrations d'antibiotiques à la surface du sol étaient de 1,4 à 3,5 fois plus élevées dans les enclos sans litière vs avec litière. Les taux de ruissellement étaient également significativement plus élevés dans les enclos sans litière, atteignant 0,53 L/min sans litière vs 0,40 L/min avec litière. Dans le même ordre d'idées, les concentrations d'antibiotiques étaient de 1,4 à 2,5 fois plus élevées dans

l'eau de ruissellement des enclos sans litières. La solubilité et le coefficient de sorption sont les deux paramètres ayant joué un rôle dans le transport de ces molécules. Il a été estimé que lors d'une pluie de récurrence 100 ans, 1,3-3,6, 1,9 et 2,0 g/unité animale de chlortétracycline, sulfaméthazine et de tylosine risquent d'être transportés hors des enclos, respectivement. Les auteurs concluent en soulignant la nécessité d'installer des bassins qui captent les eaux de ruissellement près des cours d'exercice.

La seconde étude récente, réalisée en Argentine, porte sur la dynamique des nitrates autour des cours d'exercice en sol lourd (Veizaga et al., 2016). Parmi les constituants se retrouvant dans les eaux de ruissellement provenant d'un enclos (ex. matières organiques dissoutes, nutriments, sels, antibiotiques et métaux lourds), les auteurs considèrent les nitrates comme faisant l'objet de préoccupations importantes à cause de leur grande mobilité dans le sol et donc leur potentielle migration vers l'eau souterraine. Ainsi, un suivi sur trois ans a été réalisé sur trois sites adjacents à des bassins de rétention des eaux de ruissellement provenant de cours d'exercice. Des lysimètres ont été installés afin de prélever l'eau du sol à 30, 60, 75 et 100 cm de profondeur à différents endroits autour des bassins de rétention, étant ainsi influencés de façon différente par les débordements des bassins par exemple. L'analyse statistique des 160 échantillons a révélé que la dynamique des nitrates n'était pas aussi liée qu'attendu aux concentrations en chlorures (reconnus comme indicateurs du mouvement des nitrates, car mobilité et solubilité semblables) et à la conductivité électrique du sol. Une grande variabilité entre les sites a également été observée.

Dans une fiche technique de l'Université de l'Utah sur la gestion des cours d'exercice et la qualité de l'eau, quelques recommandations sont faites quant à l'emplacement de ceux-ci. D'abord, les enclos devraient être aménagés en aval afin de ne pas le contaminer par ruissellement. Bien que ce ne soit pas régi par une loi, une distance de 61 m (200 pieds) est recommandée entre les deux. Les caractéristiques du sol, dont sa texture en surface et en profondeur, son épaisseur, sa perméabilité et son drainage sont autant de facteurs à considérer dans le choix d'un site à aménager pour un enclos. Selon les auteurs, les meilleurs sites sont en argile profonde, bien que certains sites en loam sableux ou argileux bien drainés pourraient être considérés. Afin de protéger l'eau de surface, un site présentant une pente de moins de 3 % devrait être privilégié. À l'instar de l'étude précédente, les auteurs américains recommandent également l'aménagement d'un système de captage des eaux de ruissellement. Enfin, des superficies de 7 m² (75 pi²) et de 37 m² (400 pi²) par animal sont recommandées pour des enclos bétonnés ou en terre battue, respectivement.

Entre 1999 et 2014, plusieurs projets ont été réalisés sur le site d'enclos d'hivernage de l'IRDA à Deschambault (Pelletier et al., 2004, 2008, 2014 et 2016). L'analyse des résultats, des premiers hivers d'expérimentation, a permis de constater que, pour les enclos d'hivernage et les bandes végétatives filtrantes, plus de 70 % du volume annuel de ruissellement s'écoulait durant les mois de mars, avril et mai avec plus de 80 % des charges annuelles des éléments fertilisants analysés (N-NH₄, N-NO₃, N_{total} et P). Les bandes végétatives filtrantes ont permis de capter entre 70 et 90 % des éléments fertilisants analysés sortant des enclos d'hivernage.

Après plusieurs années de suivi sur le site de Deschambault des modifications ont été proposées aux aménagements d'enclos d'hivernage pour permettre de réduire les risques de contamination du sol et des eaux de percolation et de surface.

Les principales modifications consistaient à rendre étanche le sol sous l'aire d'alimentation pour limiter la migration d'éléments fertilisants et à étudier la possibilité d'implanter un système de traitement primaire de l'eau de ruissellement à la sortie de l'aire d'alimentation.

Les résultats des derniers hivers d'expérimentations ont démontré que les modifications ont permis de réduire la migration d'éléments fertilisants dans les eaux de percolation des enclos ainsi que de réduire et de retarder le ruissellement des enclos lors de la fonte des neiges au printemps.

Techniquement, il est pratiquement impossible qu'un enclos d'hivernage se retrouve à proximité d'un site de prélèvement d'eau souterraine. En plus de plusieurs critères de conception et de gestion énoncés dans le Guide des aménagements alternatifs en production bovine (FPBQ et MAPAQ, 2014), l'enclos d'hivernage doit nécessairement être couplé à une bande végétative filtrante située en aval de ce dernier.

De plus, le Guide propose des distances minimales mesurées à partir de la limite des terres appartenant à l'entreprise possédant un site d'enclos d'hivernage d'au moins un kilomètre d'une prise d'eau municipale et de 150 m d'un puits artésien ou de surface utilisé pour la consommation humaine.

Article 60

L'article tel que présenté dans le Règlement

L'aménagement d'une aire de compostage est interdit:

1° dans les premiers 100 m de l'aire de protection bactériologique d'un prélèvement d'eau souterraine de catégorie 1 ou 2 lorsque son niveau de vulnérabilité est moyen ou élevé;

2° dans l'aire de protection bactériologique d'un prélèvement d'eau souterraine de catégorie 3 lorsque son niveau de vulnérabilité est moyen ou élevé;

3° dans les premiers 100 m de l'aire de protection virologique d'un prélèvement d'eau souterraine de catégorie 3 situé sur une propriété voisine lorsque son niveau de vulnérabilité des eaux est moyen ou élevé.

Aucune étude n'a été répertoriée sur la contamination de l'eau souterraine à proximité des aires de compostage. En effet, la littérature scientifique a surtout rapporté les risques liés aux amas au champ, tel que présenté dans la section précédente. Malgré tout, les risques liés à ces structures et les activités qui s'y déroulent ne sont pas ignorés, la littérature grise (publications gouvernementales, universitaires, etc.) étant relativement prolifique à ce sujet (Gouvernement de l'Ontario, 2015; Gouvernement du Québec, 2012; Groupe TRAME, 2008; Moreau, 2002). Parmi les documents intéressants, Brewer et al. (2013) de l'Université de l'Oregon ont réalisé un guide à l'attention des producteurs agricoles sur la conception des sites de compostage à la ferme ainsi que la gestion du compost afin de réduire les risques de contamination de l'eau de surface et souterraine. Selon ces auteurs, les principaux points à considérer dans la sélection d'un site de compostage sont :

- connaître la profondeur et la variation de la nappe d'eau dans le sol;
- mesurer la distance entre le site et les puits et les installations septiques;
- mesurer la distance entre le site et les plans d'eau de surface, incluant les fossés et drains;
- connaître les volumes qui seront générés et si la production est à l'année afin de s'assurer que l'espace est adéquat;
- savoir si le site peut supporter le trafic que la production entraîne, même en conditions de pluies.

Les auteurs indiquent également que la nature géologique du sol joue un rôle important dans les risques de contamination de l'eau souterraine. Le gouvernement de l'Oregon offre un service d'évaluation géologique par des spécialistes afin d'accompagner les producteurs dans le choix d'un site. Bien qu'il n'y ait pas de distance fixée, une distance de 30,5 m (100 pieds) est recommandée entre une aire de compostage et un plan d'eau de surface. L'établissement de zones tampons, telles des risbermes et bandes filtrantes (d'au moins 15 m de large) est également recommandé. Les fossés de drainage devraient être maintenus végétalisés. La topographie est également un facteur important, une pente douce (1-2 %) devant être privilégiée pour restreindre l'érosion. Les activités de compostage devraient finalement être les plus intenses lors des périodes sèches de l'année.

Article 61

L'article tel que présenté dans le Règlement

L'aménagement d'un ouvrage de stockage de déjections animales ou d'un bâtiment d'élevage d'animaux est interdit:

1° dans les premiers 100 m de l'aire de protection bactériologique d'un prélèvement d'eau souterraine de catégorie 1 ou 2 lorsque son niveau de vulnérabilité des eaux est moyen ou élevé;

2° dans l'aire de protection intermédiaire bactériologique d'un prélèvement d'eau souterraine de catégorie 3 lorsque son niveau de vulnérabilité est moyen ou élevé.

Une pisciculture n'est pas visée par le présent article.

Quelques études ont porté sur la contamination de l'eau souterraine causée par les structures d'entreposage des fumiers, particulièrement des ouvrages de stockage en sol pour le lisier de porc. Comme mentionné précédemment dans la section portant sur les amas au champ, Smoroń (2016) a démontré l'impact majeur des structures d'entreposage non étanches sur la qualité de l'eau des puits. Des concentrations de nitrates allant de 2 à 6 fois la limite recommandée avaient été mesurées dans l'eau de puits à proximité de bâtiments d'élevage avec amas au sol et structure d'entreposage.

L'étude de Krapac et al. (2002) a porté sur l'impact de deux fosses intérieures souterraines à lisier de porc en Illinois (États-Unis) sur la qualité de l'eau souterraine à proximité de celles-ci (entre 4 et 75 m). Peu d'information est cependant fournie concernant les conditions hydrogéologiques du site. Les fosses sont situées sous les parcs d'engraissement des animaux. Dans les deux cas, des fissures dans la structure bétonnée ont été observées, devenant par le fait même des voies potentielles d'écoulement du lisier vers l'eau souterraine. Environ 300 échantillons d'eau souterraine ont été analysés durant cette étude sur une durée de 18 mois. Le premier site, une entreprise de 2400 porcs par an, est sis sur un sol constitué de 6 m d'argile déposés sur du schiste (7 à 36 m selon l'endroit) puis du calcaire (plus de 30 m). Le fond de la fosse est donc situé dans la couche d'argile de surface. Les puits dans cette zone sont profonds de plus de 70 m, et sont situés en amont du bâtiment d'élevage. Les concentrations en chlorures, ammonium, phosphate et en potassium dans l'eau souterraine n'ont pas été influencées par la structure. Les nitrates à proximité de la fosse dépassaient souvent la limite de 10 mg/L. Par contre, la signature isotopique des nitrates détectés dans l'eau souterraine des puits semblait démontrer que la source de contamination était davantage liée à la matière organique du sol et aux fertilisants minéraux appliqués dans les champs adjacents. Le second site, une production de 2300 porcs, est particularisé par une épaisseur de sol d'environ 5 m d'argile limoneuse sur du grès, ce qui en fait selon les auteurs un site plus à risque que le premier. Les puits environnants sont profonds d'un peu moins de 30 m, sans toutefois que soit rapportée leur position quant à la fosse. Les concentrations mesurées de nitrates ont varié entre la limite de détection et 12 mg/L, ce qui suggère l'impact limité et localisé de la structure. Les autres éléments analysés n'ont pas atteint des concentrations inquiétantes. Pour les deux sites, les valeurs en éléments traces métalliques et en métaux lourds n'ont jamais dépassé les standards pour la consommation humaine. Par

contre, des streptocoques fécaux ont été détectés au moins une fois dans tous les puits étudiés. Les populations de ces microorganismes ont d'ailleurs été plus importantes et détectées plus souvent que les coliformes fécaux.

Fridrich et al. (2014), une équipe de Serbie, ont étudié l'eau souterraine via des piézomètres et l'eau potable issue de puits sur trois fermes porcines où les lisiers sont entreposés dans des lagunes en sol non couvertes. Trois piézomètres prélevant l'eau à 10 m de profondeur étaient installés dans chaque ferme, soit un à 28 m, l'autre à 105 m de la lagune, et le troisième, servant de référence, était placé, selon les auteurs, de façon à ne nullement être influencé par la lagune. La qualité de l'eau potable était déterminée dans les puits environnants. Les résultats ont d'abord suggéré que les métaux se sont accumulés dans les sédiments des lagunes, réduisant ainsi les risques de contamination de l'eau souterraine et de surface. Les analyses d'eau dans les piézomètres ont indiqué une grande variabilité dans la qualité de l'eau souterraine. Les concentrations en N-NH₄ étaient entre 35 et 2600 fois plus élevées dans l'eau près des lagunes (moyenne de 52,6 mg/L) comparativement aux piézomètres de référence. Pour le N total, les concentrations près des lagunes (moyenne de 90,4 mg/L) étaient de 4 à 646 fois plus élevées que les contrôles. Malgré cela, la qualité de l'eau potable prélevée aux puits ne semblait pas avoir été influencée par la présence des lagunes. Les auteurs n'ont pas observé de variabilité dans la qualité générale de l'eau servant à la consommation, ce qui pourrait être expliqué par l'épaisseur de 4 à 6 m d'argile lourde entre les lagunes et l'aquifère servant de source d'eau potable, protégeant par le fait même ce dernier de la source de contamination.

La revue de Moore et al. (1995) sur la gestion des fumiers de volaille rapporte une distance recommandée de 15,2 m entre un poulailler et un puits. En deçà de cette limite, la contamination des puits en nitrates (8 % des puits contaminés) et en coliformes fécaux (43 % des puits contaminés) s'était avérée importante, dépassant la limite de 10 mg/ L pour les nitrates. Les concentrations bactériennes n'ont pas été rapportées.

Le risque associé aux bâtiments d'élevage est surtout lié aux aérosols générés par les installations. Ceux-ci peuvent se déposer sur le sol et s'infiltrer vers l'eau souterraine ou ruisseler vers l'eau de surface. Par contre, aucune étude présentant des mesures de qualité de l'eau souterraine ou de surface n'a été répertoriée dans ce contexte. En ce qui a trait à la qualité de l'air, Pillai et Ricke (2002) ont rapporté que l'industrie avicole, particulièrement les couvoirs, représentait une plus grande source de bactéries entériques dans l'air que les porcheries et les étables. Ravva et al. (2011) ont étudié l'air issu de deux fermes laitières considérées moyennes (800 à 1000 vaches en production) dans une zone de 2 à 3 m à partir des bâtiments. Des échantillons de matières fécales (fraîches et fumier sec) ont également été prélevés afin de cibler la source potentielle de contamination de l'air. Les résultats suggèrent que la source des aérosols a été liée aux matières fécales dans le cas d'une des deux fermes. Les fumiers secs n'ont pas généré plus de bioaérosols que les matières fécales fraîches, contrairement à ce qui avait été émis dans l'hypothèse de base.

Article 62

Le sujet de cet article est discuté à la section 3.

Article 63

L'article tel que présenté dans le Règlement

Le pâturage et l'épandage de déjections animales, de compost de ferme ou de matières résiduelles fertilisantes non certifiées conformes aux normes CAN/BNQ 0413-200, CAN/BNQ 0413-400 ou BNQ 419-090 sont interdits :

1° dans l'aire de protection intermédiaire bactériologique d'un prélèvement d'eau souterraine lorsque son niveau de vulnérabilité des eaux est élevé;

2° dans l'aire de protection virologique d'un prélèvement d'eau souterraine lorsque la concentration en nitrates + nitrites (exprimée en N) de l'eau échantillonnée conformément au Règlement sur la qualité de l'eau potable (chapitre Q-2, r. 40) est supérieure à 10 mg/l à 2 reprises ou plus sur une période de 2 ans;

3° dans les premiers 100 m de l'aire de protection intermédiaire bactériologique d'un site de prélèvement d'eau souterraine de catégorie 1 lorsque son niveau de vulnérabilité des eaux est moyen.

L'épandage de matières fertilisantes azotées est également interdit dans l'aire de protection virologique d'un prélèvement d'eau souterraine dans le cas prévu au paragraphe 2 du premier alinéa.

L'épandage de déjections animales, de compost de ferme, de matières fertilisantes azotées ou de matières résiduelles fertilisantes, s'il est effectué à des fins d'entretien domestique, n'est pas visé par l'interdiction prévue au présent article.

Suite à l'épandage des engrais organiques dans les champs agricoles, les bactéries, virus et protozoaires qu'ils contiennent sont susceptibles d'être transportés vers l'eau de surface et souterraine suite à l'irrigation et les événements de pluie (Blaustein et al., 2015). Les microorganismes ainsi contenus dans le profil de sol peuvent être entraînés par la phase liquide du sol (eau et solutés) par advection et/ou diffusion ou retenus par la phase solide via différents mécanismes de sorption (Majdoub et al., 2003). La survie des microorganismes dans l'environnement varie notamment en fonction du type (virus vs bactéries vs parasites) et du nombre initial de microorganismes dans les intrants, des conditions climatiques, de la compétition pour les nutriments, et des propriétés du sol telles que la texture et le pH (van Elsas et al., 2011; Lang et Smith, 2007; Vidovic et al., 2007; Scott et al., 2006; Unc et Goss, 2004; Majdoub et al., 2003; Cools et al., 2001; Dowe et al., 1997). Toutefois, la pollution chimique est probablement la plus fréquente. Il s'agit d'abord de contaminations par des composés inorganiques, notamment les nitrates (dangereux après réduction en nitrites, méthémoglobinisants et précurseurs de nitrosamines cancérigènes), les phosphates (participant au processus d'eutrophisation), les métaux lourds (concentrés par la flore et la faune aquatique, ils sont à l'origine d'intoxications humaines). Règle générale, la grande taille des bactéries et protozoaires, comparativement aux virus et aux contaminants chimiques, réduit leur déplacement dans la matrice du sol et par conséquent, leur transport en profondeur vers les eaux souterraines (Majdoub et al., 2003). Bien qu'aucun article répertorié n'ait clairement statué sur ce fait, il est raisonnable de croire que, dans certaines circonstances, la présence de contaminants chimiques dans les

eaux souterraines n'indique pas nécessairement la présence de contaminants biologiques (particulièrement les bactéries et protozoaires), les deux types n'étant pas sujets aux mêmes processus de sorption et d'écoulement dans le sol. Ceci est d'autant plus vrai si des engrais organiques et MRF assainis sont utilisés.

L'infiltration des microorganismes dans le sol est surtout influencée par la texture de celui-ci; les sables ayant des taux d'infiltration plus élevés que les sols plus imperméables (Larsen et al., 1994). Le degré d'humidité et le pH ont aussi un impact important sur la survie des microorganismes dans le sol (Reddy et al., 1981). En fait, plus l'humidité et le pH baissent, plus le taux de mortalité augmente. Les bactéries sont rarement présentes dans l'eau libre du sol, elles adhèrent plutôt aux particules d'argile (Jamieson et al., 2002), à moins que des voies d'écoulement préférentiel ne soient présentes.

La migration des microorganismes suite à l'épandage varie en fonction du taux d'application, de la couverture végétale, du mode d'application (incorporé ou non), de la source animale et du mode de gestion des fumiers, de l'âge des engrais organiques, ainsi que des précipitations (Blaustein et al., 2015). Par exemple, des essais sur colonnes de sol non perturbé (loam sablo-argileux et sable loameux) ont démontré que le fumier de poulet relâchait beaucoup plus rapidement les bactéries que le fumier de bovin, suggérant, selon les auteurs, son plus grand potentiel de contamination environnementale (Blaustein et al., 2015). Les auteurs n'ont malheureusement pas rapporté les concentrations bactériennes initiales dans les intrants. Aussi, il semble que les lisiers soient davantage affectés par les précipitations que les fumiers solides (Blaustein et al., 2015). Les propriétés physico-chimiques des fumiers ont également un impact sur le transport des bactéries dans le sol suite à l'épandage. Unc et Goss (2004) ont en effet rapporté un risque de transport plus important lorsque le contenu des fumiers en ions et en carbone soluble et colloïdal était élevé. Ces composés s'allient aux particules de sol et empêchent par le fait même que les microorganismes demeurent attachés au sol, augmentant les risques de ruissellement et de lessivage.

Durso et al. (2011) ont rapporté que, pour une même source d'engrais organique, le taux d'application avait un impact directement proportionnel sur les concentrations de bactéries entériques dans le sol suite à l'épandage. Ces mêmes auteurs ont également démontré que la diète des bovins et le labour n'avaient pas eu d'impact sur le ruissellement des coliformes fécaux suite à une pluie simulée par irrigation. Le transport des bactériophages avait cependant été plus important, mais non statistiquement significatif, dans les parcelles non labourées où le fumier épandu provenait de bovins dont la diète était essentiellement constituée de maïs.

Amin et al. (2016) ont étudié le lessivage et la persistance de l'azote, des bactériophages, d'*E. coli*, d'*Enterococcus* spp. et des œstrogènes dans des colonnes de sol (sable loameux) perturbé et non perturbé où a été injecté du lisier de porc (dose de 50 T/ha). Un événement de pluie d'une durée 3,5 h (10 mm/h) a ensuite été simulé chaque semaine. Le lessivage des contaminants dans les colonnes perturbées était beaucoup plus long, étant donné que les macropores et voies préférentielles étaient inexistantes. Dans les colonnes de sol intact, les œstrogènes ont été détectés suite au premier événement de pluie seulement. Au contraire, les nitrates ont été plus abondants dans tous les événements sauf le premier, illustrant le processus de nitrification qui a eu lieu dans le sol. En général, les bactéries *E. coli* ont été significativement plus lessivées dans le sol perturbé, et l'azote a été significativement plus lessivé dans le sol intact.

Blaustein et al. (2016) ont également étudié l'impact des événements de pluie en vérifiant l'effet de l'intensité de ceux-ci sur le transport d'*E. coli*, d'*Enterococcus* spp., des coliformes totaux et des ions chlorures. Du fumier de bovin a été appliqué sur du sol mis dans des boîtes de 100 X 35 X 15 cm. Le sol étudié était constitué d'une couche de sable (< 2 mm) séché sur laquelle a été mise une couche de sol de surface séché (horizon A) chaulé et tamisé pour enlever les roches. Du gazon a ensuite été semé. Du fumier de bovin a été appliqué au taux de 60 T/ha (base humide). Trois intensités de pluie ont été étudiées, soit 30, 60 et 90 mm/h. Des échantillons d'eau lessivée et de ruissellement ont été prélevés durant les pluies et des échantillons de sol ont été pris après les pluies à 0, 2, 5 et 10 cm de la surface. Les résultats ont suggéré un effet significatif de l'intensité de la pluie sur le ruissellement et sur l'infiltration. Les bactéries ont migré en surface en deux temps, en étant d'abord relâchées de la phase liquide du fumier, suivi de la phase solide. Pour ce qui est de l'infiltration, plus l'intensité était élevée et plus les bactéries sont demeurées en surface.

Dans une étude réalisée en Ontario sur l'impact du type de drainage (contrôlé ou libre) sur le transport de divers contaminants issus de l'application de lisier de porc sur la qualité de l'eau souterraine et l'eau de surface, Frey et al. (2013) ont conclu que le drainage contrôlé représentait un risque accru de contamination microbologique de l'eau de surface. Afin de tracer la contamination environnementale, de la rhodamine, un colorant fluorescent, avait été ajoutée au lisier avant l'épandage. La dose de lisier épandue était de 80 m³/ha. Le type de drainage a eu un impact significatif sur certains paramètres mesurés dans l'eau souterraine, les parcelles sous drainage contrôlé présentant des concentrations plus élevées en P total, N total et en rhodamine. Par contre, les détails concernant le contrôle effectué ne sont pas très clairs. Les concentrations en bactéries n'ont pas suivi la même tendance que pour les nutriments. En effet, les populations en coliformes totaux et fécaux, *E. coli*, streptocoques fécaux et *C. perfringens* étaient semblables dans tous les traitements. Pour l'eau de surface (sortie des drains), les contaminants ont migré dans le sol plus rapidement sous drainage contrôlé. Dans les autres parcelles, aucun contaminant n'a été mesuré dans l'eau des drains avant la première pluie.

Une autre étude ontarienne a évalué le transport d'*E. coli* vers l'eau souterraine suite à l'application de lisier de porc dans un site où la zone non saturée est relativement épaisse, de l'ordre de 12 m (Arnaud et al., 2015). Le sol de surface est caractérisé par du matériel bien drainé (luvisol gris-brun), sur des dépôts stratifiés de différentes granulométries passant du sable aux cailloux. La pente est très faible sur toute la surface. Les auteurs avaient d'ailleurs émis l'hypothèse que les processus d'atténuation dans cette zone allaient être suffisamment importants pour limiter, voire empêcher complètement, la contamination en profondeur. Malgré cela, les bactéries ont été détectées dans l'eau souterraine durant les 5 mois qu'a duré l'essai, avec une contamination particulièrement élevée dès la première semaine suivant l'épandage de lisier. La dose de lisier appliquée était de 60,5 m³/ha. Les auteurs suggèrent que la contamination de l'eau souterraine a probablement été causée par des voies d'écoulement préférentiel.

L'assainissement des fumiers et lisiers par digestion aérobie ou anaérobie, entreposage prolongé, séchage ou compostage peut s'avérer efficace, quoique coûteux dans bien des cas, pour abattre les populations microbiennes avant leur épandage (CRAAQ, 2010). Par exemple, l'entreposage de lisier de porc dans une fosse de transfert sans entrée de lisier frais durant un mois au printemps permettrait de réduire d'environ 90 % les populations de microorganismes indicateurs et pathogènes (Côté et al., 2006). Malgré le fait que les lisiers traités par digestion anaérobie contiennent moins de coliformes fécaux et *E. coli* que les lisiers non traités, leur

taux de décroissance dans le sol n'en est pas affecté (Saunders et al., 2012). Bien que le compostage soit reconnu comme étant une méthode permettant d'abattre les populations microbiennes, plusieurs études ont démontré une survie importante des microorganismes pathogènes pour l'humain, ainsi qu'une recroissance de ceux-ci au cours du processus lorsque les conditions de compostage ne sont pas adéquates. La contamination microbiologique de cultures horticoles suite à l'application de compost a été démontrée dans plusieurs publications scientifiques (Islam et al., 2005; Islam et al., 2004a, 2004b, 2004c; Solomon et al., 2002). Par contre, Panel et al. (2009) ont démontré un abattement important des populations de *Listeria monocytogenes*, *Salmonella* *Infantis* et *Enterococcus faecalis* dans plusieurs types de composts au cours du compostage, suite à la phase thermophile du processus. Les auteurs ont d'ailleurs soulevé le rôle de la flore microbienne indigène dans cet abattement et recommandent l'utilisation de composts matures et stabilisés pour l'épandage en milieu agricole. Bien que le but premier des amas au champ ne devrait pas être le compostage, ce phénomène survient lors de la phase de maturation du produit en amas (Côté et al., 2009). Durant la maturation, la charge microbienne diminue d'un facteur de 5000 pour les streptocoques fécaux (Côté et al., 2009). Par contre, la hausse de température n'est pas constante et homogène dans tout l'amas entreposé et ne devrait pas servir à assainir le produit d'un point de vue microbiologique. McAllister et Topp (2012) ont également précisé que le compostage réduisait les populations de microorganismes pathogènes sans toutefois les éliminer.

Le devenir des antibiotiques et leurs sous-produits de dégradation dans les sols agricoles fertilisés avec des fumiers, lisiers ou MRF a fait l'objet de plusieurs études dans les dernières années (Pan et Chu, 2016; Hong et al., 2013; Tanoue et al., 2012; Heuer et al., 2011; Chee-Sanford, 2009; Dolliver et al., 2008; Dolliver et Gupta, 2008; Topp et al., 2008; Blackwell et al., 2007). En général, la dégradation des antibiotiques dans l'environnement agricole et le risque pour la santé humaine lié à leur présence sont encore mal connus, mais ne doivent pas être négligés.

Pan et Chu (2016) ont étudié en conditions contrôlées le transport de cinq antibiotiques suite à l'application de fumier de poulet dans des colonnes de sol (argile et sable) soumises à des pluies simulées d'intensité et durées différentes. Les antibiotiques étaient ajoutés au fumier avant son application au sol. L'intensité de la pluie avait un impact direct sur l'accumulation en surface des contaminants, alors que les pluies plus longues accentuaient leur migration verticale. Le type de sol a également eu un impact significatif sur le transport des antibiotiques, le sable ayant lessivé davantage les produits que l'argile. Blackwell et al. (2007) avaient par contre rapporté un risque faible de transport vertical de l'oxytétracycline dans un loam sableux en conditions de terrain. En effet, cet antibiotique était davantage demeuré en surface et présentait surtout un risque d'accumulation dans les sols plutôt qu'un risque pour l'eau.

Hong et al. (2013) ont observé une abondance de gènes de résistance à la tétracycline et des gènes d'intégrases jusqu'à 6 fois plus élevées dans le sol suite à l'épandage de lisier de porc, et cette abondance s'est maintenue jusqu'à 16 mois post-épandage. Des gènes de résistance ont également été détectés dans l'eau des puits à proximité de la lagune d'entreposage du lisier.

Zhang et al. (2014) ont étudié le lien entre des bactéries du genre *Bacteroidales* et plusieurs indicateurs conventionnels de qualité de l'eau dans des zones calcaires des États-Unis. Les *Bacteroidales* ont été utilisées pour définir la source de contamination fécale de l'eau (humaine ou animale). Cinq sites ont été évalués dans quatre états américains. Un total de 61 échantillons d'eau a été prélevé durant une période de deux ans et

diverses analyses physico-chimiques et microbiologiques ont été réalisées, notamment les nitrates, les sulfates, des métaux, les solides dissous, les coliformes totaux, *E. coli* et *Enterococcus*. Le dénombrement des *Bacteroidales*, réalisé par qPCR, a été corrélé à chaque paramètre mesuré afin de déterminer lesquels étaient des facteurs clés dans la contamination de l'eau. Ainsi, seuls les *E. coli*, les solides totaux dissous, les sulfates et le silicone ont été corrélés aux populations de *Bacteroidales*, suggérant que peu de paramètres physico-chimiques peuvent être utilisés pour indiquer la présence d'une contamination microbiologique de l'eau souterraine.

En ce qui a trait aux pâturages, une seule étude répertoriée a analysé l'impact de cette pratique sur l'eau souterraine. Par contre, réalisée en Nouvelle-Zélande où les conditions climatiques sont plus arides qu'au Québec, cette étude a analysé l'impact de l'irrigation des pâturages sur le transport vertical des *E. coli* et des *Campylobacter* spp. Il est raisonnable de croire que cette étude puisse servir de base à ce qui se passerait en conditions pluvieuses, l'irrigation des pâturages n'étant pas pratiquée au Québec. Ainsi, des bouses de vache ont été installées sur des lysimètres en loam limoneux et l'eau des zones non saturée et saturée a été analysée suivant les irrigations. Deux types d'irrigation ont été simulés, soit l'inondation (80 mm d'eau) ou l'aspersion (55 mm en 2 h). Les concentrations d'*E. coli* ont été significativement plus élevées dans les traitements inondés, ce qui n'a toutefois pas été observé pour *Campylobacter* spp. En effet, ces bactéries ont été détectées de façon semblable pour les deux types d'irrigation, et seulement en début d'expérimentation. Les concentrations initiales pour les deux types de bactéries étant semblables, la survie de *Campylobacter* spp. était moins importante que celle d'*E. coli*. En bref, les auteurs ont conclu qu'il était préférable de ne pas irriguer les pâturages durant au moins 14 jours suivant la sortie des animaux du champ. Les risques de contamination de l'eau souterraine sont considérés comme plus élevés durant cette période.

Les autres études répertoriées sur les pâturages ont évalué la distribution spatio-temporelle des bouses sur le terrain ainsi que la survie des bactéries dans celles-ci. D'abord, White et al. (2001) ont noté que dans un pâturage de 0,76 ha où circulaient 36 vaches en lactation, la distribution des bouses était sensiblement équilibrée sur le territoire, à part durant les saisons sèches où une plus grande concentration de bouses était retrouvée dans les 30 m autour des abreuvoirs.

Moriarty et al. (2011) ont observé une augmentation des populations d'*E. coli*, dans des matières fécales de mouton dans un pâturage de Nouvelle-Zélande de l'ordre de 1,5 log, avec un pic de recroissance entre le 8^e et 14^e jour suivant le dépôt au sol. Dans le même ordre d'idées, les populations d'*Enterococcus* spp. ont augmenté d'environ 3 log, avec un pic entre le 11^e et 28^e jour suivant l'excrétion des matières fécales. Aucune recroissance n'a été observée pour *Campylobacter* spp., et le taux d'inactivation s'accélérait plus la température augmentait.

Finalement, Kessel et al. (2007) ont étudié la survie d'*E. coli* et des coliformes fécaux dans des matières fécales de vache en conditions contrôlées et dans un pâturage au Maryland (États-Unis). En laboratoire, les fèces ont été incubées à 21,1, 26,7 et 32,2 °C. Au champ, la moitié des échantillons de fèces ont été installés à l'abri de la lumière du soleil. Une augmentation des populations bactériennes de l'ordre de 1,5 log a été observée dans la première semaine de l'étude avant de décroître, et ce, autant en champ qu'en laboratoire. En général, le taux de décroissance bactérienne s'est révélé plus élevé au champ qu'en laboratoire. De plus, la décroissance bactérienne a été significativement plus lente dans les échantillons qui n'étaient pas exposés au soleil. Les

auteurs ont conclu en soulignant l'importance de réaliser des essais en champ, et que les taux de décroissance évalués en laboratoire doivent être vérifiés avant d'être utilisés.

Article 64

L'article tel que présenté dans le Règlement

Le pâturage et l'épandage de déjections animales, de compost de ferme ou de matières résiduelles fertilisantes doivent être effectués conformément à la recommandation d'un professionnel:

1° dans l'aire de protection intermédiaire bactériologique d'un prélèvement d'eau souterraine lorsque son niveau de vulnérabilité est moyen;

2° dans l'aire de protection intermédiaire virologique d'un prélèvement d'eau souterraine lorsque la concentration en nitrates + nitrites (exprimée en N) de l'eau échantillonnée conformément au Règlement sur la qualité de l'eau potable (chapitre Q-2, r. 40) est supérieure à 5 mg/l à 2 reprises ou plus sur une période de 2 ans.

L'épandage de matières fertilisantes azotées doit également être effectué conformément à la recommandation d'un professionnel dans l'aire de protection intermédiaire virologique d'un prélèvement d'eau souterraine dans le cas prévu au paragraphe 2 du premier alinéa.

La recommandation contient les mesures à mettre en place pour minimiser les impacts sur la qualité des eaux prélevées, notamment en ce qui concerne l'apport d'azote et d'agents pathogènes. Elle s'appuie sur:

1° un bilan historique des 5 dernières années sur les cultures et les épandages effectués et sur les pâturages aménagés dans l'aire de protection intermédiaire;

2° le contexte hydrogéologique ainsi que la texture, la profondeur et l'état de compaction des sols.

La recommandation est jointe au plan agroenvironnemental de fertilisation préparé conformément au Règlement sur les exploitations agricoles (chapitre Q-2, r. 26) lorsque le lieu d'élevage ou le lieu d'épandage visé est assujéti à ce règlement. Elle est conservée pour une période de 5 ans et doit être fournie au ministre sur demande.

Il est difficile de faire le lien entre l'objet de cet article, soit la recommandation professionnelle, et la littérature scientifique. Par contre, la plupart des paramètres décrits dans la dernière section de l'article et demandés avec la recommandation et qui ont un impact sur la qualité de l'eau souterraine ont déjà été décrits précédemment ou le seront dans les prochaines sections. Les éléments de connaissance exposés au cours de ce document guideront le professionnel dans l'élaboration de ses recommandations.

2.3 RÉGLEMENTATION HORS QUÉBEC ET ENCADREMENT

2.3.1 Nouveau Brunswick

Les normes de construction et les marges de retrait relatives aux puits sont énoncées dans le *Règlement sur les puits d'eau de la Loi sur l'assainissement de l'eau (LAE)*. Toutefois, les distances entre un puits et les activités agricoles ne sont pas spécifiées dans la réglementation. Les activités agricoles sont alors assujetties à l'article 22 (4) du *Règlement sur les puits d'eau* de la LAE qui stipule: « Aucun puits ne doit être situé à proximité d'un terrain de décharge sanitaire, d'un dépotoir ou d'une autre source massive de contaminant afin que le puits soit pas contaminé ». En outre, l'article 22 (1) du Règlement énonce l'interdiction d'établir un puits à une distance d'une source de polluants qui, en raison de sa proximité, risque de contaminer le puits par écoulement ou infiltration des eaux souterraines. Toutefois, aucune distance n'y est précisée par rapport aux activités agricoles. Il appartient aux foreurs de puits autorisés de choisir un emplacement qui répond aux actuels règlements à une distance appropriée. D'après l'Agent de la Protection des Bassins Hydrographiques au Nouveau-Brunswick, M. Jason Bower (communication personnelle), une nouvelle réglementation est à venir.

2.3.2 Ontario

Les réglementations de la loi de 2002 sur la gestion des éléments nutritifs de l'Ontario indiquent que la stratégie de gestion des éléments nutritifs d'une exploitation agricole nécessite l'approbation d'un directeur dans le cas où une partie quelconque du bien-fonds de l'unité agricole est située dans les **100 mètres d'un puits municipal**. Ces règlements régissent les activités d'épandage de matières de source agricole et non agricole ainsi que l'entreposage d'éléments nutritifs.

Épandage de matières de source agricole et non agricole

Selon l'article 46 de cette réglementation, il est en fait interdit d'épandre des éléments nutritifs à moins de **100 mètres d'un puits municipal**. De plus, nul ne doit épandre de matières prescrites à moins de **15 mètres d'un puits foré à la sondeuse** d'une profondeur minimale de 15 mètres et doté d'un tubage étanche jusqu'à une profondeur minimale de six mètres sous le niveau du sol. Des matières de source agricole ne peuvent être épandues à moins de **30 mètres de tout autre type de puits**. Finalement, des engrais commerciaux ou du compost (qui satisfait aux critères applicables au compost de catégorie AA ou A énoncés dans les Normes de qualité du compost) ne peuvent être épandus à moins de **3 mètres d'un puits artésien** non municipal.

Afin de mettre en application l'article 43 de cette même réglementation, des matières de source non agricole, tels que les biosolides de papetières, les biosolides d'égouts et les matières issues de la digestion anaérobie, ne doivent pas être épandues sur un bien-fonds qui n'est pas recouvert de sol non saturé d'une épaisseur d'au moins 30 centimètres au moment de l'épandage. D'autre part, certaines matières de source non agricole considérées comme plus nocives ne peuvent être épandues sur un bien-fonds qui est recouvert de 30 à 90 centimètres de sol non saturé, si ce n'est conformément à des normes et méthodes précises.

Entreposage d'éléments nutritifs

À compter du jour où le présent règlement exige qu'une exploitation se dote d'une stratégie ou d'un plan de gestion des éléments nutritifs, il devient interdit de construire ou agrandir une installation permanente d'entreposage d'éléments nutritifs qu'utilise l'exploitation dans le cadre de ses activités sur une unité agricole si l'installation est située :

- dans les **15 mètres d'un puits foré à la sondeuse** (d'une profondeur minimale de 15 mètres et doté d'un tubage étanche jusqu'à une profondeur minimale de six mètres sous le niveau du sol) ;
- dans les **100 mètres d'un puits municipal** ;
- dans les **30 mètres de tout autre puits**, si l'installation est conçue pour y entreposer des matières de source agricole seulement ;
- dans les **90 mètres de tout autre puits**, si l'installation est conçue pour y entreposer des matières de source non agricole.

En outre, avant que de telles opérations de construction ou d'agrandissement ne soient réalisées, il doit y avoir, au préalable, repérage de tous les drains agricoles souterrains et de tous les drains municipaux canalisés qui se trouvent dans les 15 mètres du périmètre de l'installation. Les drains souterrains s'y trouvant doivent être enlevés et l'écoulement des drains agricoles souterrains et des drains municipaux canalisés doit être redirigé dans le sens opposé à celui de l'installation. De plus, l'installation doit obligatoirement être pourvue d'une voie d'écoulement d'au moins 50 mètres de longueur jusqu'au haut de la berge de l'eau de surface ou de l'entrée des drains la plus rapprochée.

Quant à un site d'entreposage d'éléments nutritifs temporaire (plus de 24 heures), celui-ci ne peut être localisé dans les **45 mètres d'un puits foré à la sondeuse** ; dans les **100 mètres d'un puits municipal** ; dans les **90 mètres de tout autre puits**.

2.3.3 Manitoba

En 2005, le ministère de l'intendance de l'eau du Manitoba a désigné des zones de gestion de la qualité de l'eau - *Water Quality Management Zones (WQMZ)* - où certaines activités sont réglementées ou interdites afin de préserver la qualité des ressources hydriques disponibles. La Réglementation sur la gestion des nutriments - *Nutrient Management Regulation* - identifie les diverses catégories de zones de gestion de la qualité de l'eau en plus de définir les restrictions applicables à chacune d'elle. Cette réglementation et l'établissement des zones sont réalisés sous l'égide de la *Water Protection Act* de 2005.

On dénombre 6 catégories de zones de gestion de la qualité de l'eau. Les zones N1 à N4 sont définies en fonction des types et des sous-types de sols les composant. Ces types de sols sont classifiés en fonction de leur texture, des matériaux identifiés, du drainage interne, de la profondeur les séparant des eaux souterraines, de la topographie, du degré d'érosion, de leur concentration en pierre, de leur pH, de leur salinité et de leur répartition spatiale.

La zone N4 est désignée comme sensible sur le plan écologique. Ce sont généralement des terrains en pentes abruptes ou contenant des dunes stables ou actives, des marécages, des marais et des tourbières, par exemple. La plupart des territoires localisés dans une zone N4 ne sont pas cultivés. Cependant, le pâturage y est toujours permis.

Pour leur part, les zones N5 se situent spécifiquement dans une ville, un village, un district urbain, une communauté, comme définie par la Northern Affairs Act, ou tout autre espace bâti. Elles peuvent également caractériser tout lot intégrant un plan de lotissement et détenant une superficie de 2 hectares ou moins. Ces zones N5 n'incluent cependant aucune terre utilisée principalement à des fins agricoles.

Finalement, la dernière catégorie, soit celle qui est d'un plus grand intérêt pour le présent rapport, est la **zone tampon de nutriments** - *Nutrient Buffer Zone*. Depuis 2009, l'épandage de nutriments tels que les déjections animales, les engrais, les boues issues du traitement d'eaux usées et les biosolides d'épuration des municipalités, est strictement interdit au sein de ces zones. Celles-ci comprennent, entre autres, tout territoire situé à moins de **15 mètres de la limite d'une nappe** phréatique ou à moins de **20 mètres de celle-ci si la zone n'est pas recouverte d'une végétation permanente**. La zone est mesurée à partir de la ligne des hautes eaux ou de la partie supérieure de la rive la plus extérieure sur le côté du plan d'eau, selon ce qui est plus éloigné de l'eau.

Les autres activités interdites dans une zone N4 ou une zone tampon de nutriments N6 sont la construction, l'installation, le remplacement, l'expansion ou la modification des éléments suivants:

- une installation de stockage de fumier ;
- une aire d'élevage confinée (telle que définie dans le Règlement sur la gestion du fumier et de la mortalité du bétail- *Livestock Manure and Mortalities Management Regulation*) ;
- une station d'épuration des eaux usées ;
- un lagon de traitement des eaux usées aéré ou non ;
- un système de gestion des eaux usées privé ou sur place (à l'exclusion d'un système de compostage ou d'un réservoir d'eau usée), tel que défini dans le Règlement sur les systèmes de gestion des eaux usées sur place - *Onsite Wastewater Management Systems Regulation*.

D'autre part, le Règlement sur la gestion du fumier et de la mortalité du bétail stipule qu'il est interdit d'établir un puits ou un fossé de drainage à une distance de moins de **100 mètres d'une installation de stockage de déjections animales**, à moins d'avoir une autorisation du directeur.

Ce même règlement indique également qu'avant la délivrance d'un permis de construction d'une installation de stockage de déjections animales, le directeur doit examiner l'emplacement projeté de l'infrastructure, le sol, la géologie ainsi que la proximité des aquifères. Dans le cas où un terrain se situe sur une partie non saturée d'un aquifère ou sur un aquifère avec une couverture mesurant moins de 5 mètres d'épaisseur et ayant une conductivité hydraulique d'au plus 1×10^{-7} cm par seconde, un permis ne peut être délivré que dans le cas où le directeur est absolument convaincu que la construction ou la modification d'une installation de stockage ne soit pas préjudiciable à l'environnement.

Le règlement dicte également que l'entreposage et le compostage des déjections animales dans les champs sont permis uniquement pour des déjections solides, et ce, à au moins **100 mètres des cours d'eau de surface, des dolines, des sources et des puits**. Il est spécifié que ces opérations ne doivent en aucun cas polluer l'eau de surface, l'eau souterraine ou le sol. L'exploitant doit d'autant plus aménager des ouvrages, telles des levées, afin d'empêcher toute fuite susceptible de provoquer la pollution des eaux.

D'autre part, l'épandage de déjections animales est interdit si les conditions du sol, les taux d'épandage et les conditions météorologiques et topographiques risquent d'entraîner une pollution des eaux de surface. De plus, un plan de gestion des déjections doit obligatoirement être présenté à un directeur avant la réalisation de l'épandage. Finalement, lors de la saison hivernale, les distances minimales séparant l'épandage de déjections du bétail des cours d'eau de surface, des dolines, des sources et des puits sont de :

- **150 mètres** lorsque le sol a une pente moyenne de moins de 4 % ;
- **300 mètres** lorsque le sol a une pente moyenne d'au moins 4 %, mais de moins de 6 % ;
- **450 mètres** lorsque le sol a une pente moyenne d'au moins 6 %, mais de moins de 12 %.

Quant aux normes provinciales concernant la concentration maximale acceptable de nitrate dans l'eau potable, le ministère de la Gestion des ressources hydriques du Manitoba établit celle-ci à 45 mg/l de nitrate (soit 10 mg/l d'azote des nitrates) pour tous les réseaux publics d'alimentation en eau. Cela correspond à la recommandation de Santé Canada.

2.3.4 Saskatchewan

Selon la première réglementation de The Agricultural Operations Regulations (Chapitre A-12.1) visant l'application de l'article 19 de The Agricultural Operations Act, le ministère exige un plan de stockage des déchets et un plan de gestion des déchets pour toutes opérations agricoles impliquant :

- une aire d'entreposage de fumier en sol ;
- l'élevage, le confinement et l'alimentation de 300 unités animales ou plus, et ce pour plus de 10 jours au cours d'une période de 30 jours ;
- l'élevage, le confinement ou l'alimentation de plus de 20 unités animales, mais de moins de 300 unités animales, pour plus de 10 jours au cours d'une période de 30 jours, et dont une partie est située à moins de **300 mètres d'un puits de surface** ou à **30 mètres d'un puits domestique** non contrôlé par l'individu qui effectue l'élevage intensif.

Un **plan de stockage des déchets** - Waste Storage Plan - dans le cas où l'infrastructure de stockage est une aire d'entreposage de fumier en terre, un réservoir de rétention des eaux de ruissellement contaminées par le fumier ou un réservoir de stockage de fumier liquide, doit définir les propriétés de l'infrastructure (largeur du franc-bord, dimensions), la nature des matières stockées, les volumes et la durée de stockage et les distances séparant ces infrastructures des routes, des propriétés privées et des eaux de surface. De plus, tous les puits de prélèvement d'eau souterraine situés à proximité doivent être inventoriés.

Le ministère peut aussi exiger, s'il le juge nécessaire, un résumé des conditions du site comprenant la profondeur de la nappe phréatique, le nombre, la profondeur et l'emplacement des trous d'essai et la classe de sols, selon le Système unifié de classification des sols (pourcentage d'argile, de sable et de limon et fractionnement du sable des échantillons représentatifs). Les détails de tout projet de programme de surveillance des eaux souterraines et des précisions sur les techniques de construction à utiliser pour s'assurer qu'il n'y ait pas contamination des eaux souterraines (préparation du sol, argile importée, revêtements d'argile compactée ou revêtements synthétiques) doivent également être inclus à ce résumé.

Pour sa part, un **plan de gestion des déchets** - Waste Management Plan - pour l'épandage de fumier produit par l'élevage intensif doit, entre autres, spécifier les propriétés du fumier qui doivent répondre aux standards acceptés (volume, forme, concentration d'azote, phosphate et potassium), les méthodes, périodes et taux annuel d'épandage attendus, les besoins en éléments nutritifs de la zone de production agricole, la superficie disponible pour l'application de fumier, une carte identifiant l'emplacement des terres où sera appliqué le fumier et tout autre renseignement jugé nécessaire. Cependant, à l'exception d'un plan de gestion des déchets destiné à la gestion des animaux morts, le plan de gestion des déchets n'exige point de description du site, telle que la profondeur de la nappe phréatique ou la proximité à une eau de surface.

Bref, à la vue de ces réglementations, il est possible d'affirmer qu'aucune distance minimale devant séparer les activités agricoles de stockage ou d'épandage de matières agricoles des sites de prélèvement d'eau souterraine ne semble être précisée. Ce sont les agents du ministère qui déterminent les opérations agricoles autorisées selon les propriétés du territoire.

2.3.5 France

Les articles R211 de la section réglementaire du Code de l'environnement français portant sur l'eau et les milieux aquatiques stipulent que l'épandage des effluents d'exploitations agricoles doit être réalisé de manière à ne pas outrepasser la capacité d'épuration des sols. Ainsi, les périodes d'épandage, tout comme les quantités déversées, doivent être prises en compte. De plus, la stagnation prolongée des matières d'épandage sur les sols, le ruissellement à l'extérieur des parcelles visées et la percolation rapide sont des phénomènes qui doivent être évités.

D'autre part, le gouvernement français proscrit l'épandage des effluents d'exploitations agricoles dans les conditions suivantes :

- lorsque le sol est gelé, abondamment enneigé ou pendant une période de forte pluviosité (exception de l'épandage d'effluents solides (fumier et compost)) ;
- lorsque le sol est inondé ou détrempe ;
- à l'extérieur des terres agricoles, des forêts et des prairies normalement exploitées ;
- sur un territoire détenant une forte pente et dans des conditions susceptibles d'entraîner un ruissellement ou un écoulement à l'extérieur du champ d'épandage et possiblement vers des cours d'eau ;

- avec l'utilisation de dispositifs d'aérodispersion produisant des brouillards fins.

La réglementation indique que des installations de stockage doivent intégrer les exploitations agricoles afin que les périodes d'interdiction d'épandage soient dûment respectées.

Afin de préserver la qualité des eaux superficielles et souterraines et de permettre le maintien de leurs usages, des distances à respecter entre les zones d'épandage et d'élevage et les berges des cours d'eau, les lieux de baignade et les plages, les piscicultures et les points de prélèvement d'eau ont été établis dans l'Arrêté du 7 février 2005.

D'abord, les bâtiments d'élevage et leurs annexes, ainsi que les limites des champs d'élevage de porcs en plein air, doivent être établis à une distance d'au moins **35 mètres des puits de forage, des sources, des aqueducs en écoulement libre, de toute installation souterraine ou semi-enterrée utilisée pour le stockage des eaux et des rivages et des berges des cours d'eau**, que les eaux soient destinées à l'alimentation en eau potable ou à l'arrosage des cultures maraîchères. Cette même distance minimale est également applicable à l'implantation d'infrastructures de stockage de compost ou de fumier. Toutefois, la durée d'entreposage de ces matières ne peut dépasser dix mois consécutifs et le retour du stockage sur le même emplacement ne peut survenir avant un délai de trois ans. En outre, la distance minimale à respecter est établie à **10 mètres** dans le cas des clôtures entourant les enclos d'élevage où la densité est inférieure ou égale à 0,75 animal-équivalent par mètre carré.

Pour ce qui est de l'épandage des effluents d'élevage et des produits issus de leur traitement, celui-ci ne peut être effectué à moins de **50 mètres des points de prélèvement d'eau destinée à l'alimentation des collectivités humaines ou des particuliers**. La distance minimale est fixée à **35 mètres dans le cas des berges des cours d'eau**. Cependant, s'il y a présence d'une bande de végétation permanente d'une largeur 10 mètres ou plus, la distance à respecter sera équivalente à cette largeur.

Par rapport à l'épandage sur sols agricoles des boues issues du traitement des eaux usées, l'Arrêté du 8 janvier 1998 a pour objet de fixer les prescriptions techniques auxquelles doivent satisfaire ces opérations. Le tableau 8 illustre les principales réglementations relatives aux distances minimales à respecter.

Au sein du Code de l'environnement français, il existe également les **Programmes d'action en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates**. Au sein de ces programmes, il y a identification de zones vulnérables entendues comme suit : « Toutes les zones qui alimentent les eaux atteintes par la pollution par les nitrates ou susceptibles de l'être et qui contribuent à la pollution ou à la menace de pollution » (Gouvernement français, 2015). Les zones vulnérables, délimitées par le préfet de région, correspondent aux zones de captage de l'eau destinée à la consommation humaine dont la teneur en nitrate est supérieure à 50 mg/l et aux bassins connaissant d'importantes marées vertes sur les plages et définis par les schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux. Ces programmes d'action en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates comportent les mesures et actions nécessaires à une bonne maîtrise des fertilisants azotés et à une gestion adaptée des terres agricoles dans ces zones. Le but est de limiter les fuites de nitrates à un niveau compatible avec les objectifs de restauration et de préservation de la qualité des eaux souterraines, des eaux douces superficielles, des eaux des estuaires et des eaux côtières et marines.

Tableau 8 Distances d'isolement minimales entre l'épandage des boues et les éléments hydriques à protéger

Nature des activités à protéger	Distance d'isolement minimale	Domaine d'application
Puits, forages, sources, aqueducs transitant des eaux destinées à la consommation humaine en écoulement libre, installations souterraines ou semi-enterrées utilisées pour le stockage des eaux, que ces dernières soient utilisées pour l'alimentation en eau potable ou pour l'arrosage des cultures maraîchères.	35 mètres	Tous types de boues, pente du terrain inférieure à 7 %
	100 mètres	Tous types de boues, pente du terrain supérieure à 7 %
Cours d'eau et plans d'eau	35 mètres des berges	Cas général, à l'exception des cas ci-dessous
	200 mètres des berges	Boues non stabilisées ou non solides et pente du terrain supérieure à 7 %
	100 mètres des berges	Boues solides et stabilisées et pente du terrain supérieure à 7 %
	5 mètres des berges	Boues stabilisées et enfouies dans le sol immédiatement après l'épandage, pente du terrain inférieure à 7 %

2.3.6 Belgique

L'Arrêté du Gouvernement wallon relatif au Livre II du Code de l'environnement, contenant le Code de l'eau, identifie les réglementations en rapport à la protection des eaux souterraines et des eaux utilisées pour le captage d'eau potable. Le système de protection définit des zones de prises d'eau, des zones de prévention, des zones de surveillance et des zones vulnérables.

Zone de prises d'eau

Les zones de prises d'eau sont délimitées par la ligne située à une distance de **10 mètres des limites extérieures des installations en surface** strictement nécessaires à la prise d'eau. Les parties non bâties de la zone de prise d'eau sont aménagées de manière à empêcher toute contamination (clôture, haie dense, etc.). L'emploi de pesticides y est évidemment interdit.

Tout type de prises d'eau, à l'exception de ceux énoncés ici-bas, doivent respecter les mesures de protection nécessaires et les limites de la zone de prises d'eau qui sont précisées, selon les conditions du site, dans le permis d'environnement délivré.

Zone de prévention

Dans le cas des prises d'eau en nappe libre destinées à la distribution publique, à la consommation humaine, à la fabrication de denrées alimentaires, à l'alimentation des installations publiques de piscines, bains, douches ou autres installations similaires, une zone de prévention doit obligatoirement être délimitée. Ce sont les aires géographiques dans lesquelles le captage peut être atteint par tout polluant sans que celui-ci soit dégradé ou dissous de façon suffisante ou sans qu'il soit possible de le récupérer de façon efficace. Cette zone de prévention est divisée en deux parts, soit la zone de prévention rapprochée et la zone de prévention éloignée. La **zone de prévention rapprochée** est comprise entre le périmètre de la zone de prise d'eau (10 mètres) et :

- une ligne située à une distance de l'ouvrage de prise d'eau correspondant à un temps de transfert de l'eau souterraine jusqu'à l'ouvrage égal à **24 heures** dans le sol saturé ;

Ou, à défaut de données suffisantes permettant cette délimitation :

- une ligne située à une distance horizontale minimale de **35 mètres** à partir des installations de surface dans le cas de puits ;
- deux lignes situées à **25 mètres** au minimum de part et d'autre de la projection en surface de l'axe longitudinal dans le cas de galeries.
- Les activités interdites dans ces zones de prévention rapprochée sont l'utilisation ou le dépôt de produits ou matières contenant des substances susceptibles d'affecter la saveur ou l'odeur des eaux souterraines ou de rendre l'eau impropre à la consommation humaine, de composés inorganiques de phosphore et phosphore élémentaire, de nitrites et autres substances jugées nocives. Dans de telles zones, nul ne peut effectuer de dépôt d'engrais et de pesticides ou établir de nouveaux enclos couverts pour animaux. Les enclos couverts pour animaux existants à la date de l'entrée en vigueur de l'Arrêté doivent être rendus étanches au sol et équipés d'un système de collecte garantissant l'absence de tout rejet liquide.
- Les puits perdants, l'épandage souterrain d'effluents domestiques et les installations d'entreposage de produits dont la dégradation naturelle présente des risques de pollution pour les eaux souterraines sont aussi interdits dans ces zones.
- De plus, les récipients de stockage de matières, aériens ou situés en cave, et d'un volume supérieur à 500 litres, doivent être placés dans des cuvettes de rétention étanches de capacité suffisante pour empêcher tout rejet liquide. Les récipients enterrés, pour leur part, doivent être munis d'une double enveloppe dont l'étanchéité peut être contrôlée pour s'assurer de l'absence de tout rejet.
- Les dépôts d'effluents d'élevage, tels que le fumier, le lisier et le purin, et les dépôts de produits d'ensilage susceptibles de libérer des rejets liquides sont soumis aux règles suivantes :
 - ils ne peuvent contenir que les produits des exploitations agricoles situées en tout ou en partie dans les limites de la zone de prévention ;
 - ils sont contenus dans des cuves ou des récipients étanches ou installés à des endroits où le sol est rendu étanche ;

- ils sont équipés d'un système de collecte garantissant l'absence de tout rejet liquide.

En outre, les épandages d'effluents d'élevage, de produits autorisés à être épandus à des fins agricoles et d'engrais azotés ne peuvent dépasser les doses maximales prévues.

De son côté, la **zone de prévention éloignée** est comprise entre le périmètre extérieur de la zone de prévention rapprochée et le périmètre extérieur de la zone d'appel de la prise d'eau. Cependant, au cas où les données seraient insuffisantes pour déterminer cette distance, le périmètre de cette zone est distant du périmètre extérieur de la zone de prévention rapprochée de :

- **100 mètres** pour les formations aquifères sableuses ;
- **500 mètres** pour les formations aquifères graveleuses, ou la distance entre le cours d'eau et la limite de la formation aquifère alluviale ;
- **1 000 mètres** pour les formations aquifères fissurées ou karstiques.

Les restrictions quant aux activités agricoles dans les zones de prévention éloignée sont similaires à celles des zones de prévention rapprochée, mais les doses maximales fixées quant aux dépôts de matières sont généralement plus élevées.

Zone de surveillance

La zone de surveillance est définie par le gouvernement wallon comme une « aire géographique qui comprend le bassin ou une partie du bassin d'alimentation et le bassin ou une partie du bassin hydrogéologique qui sont susceptibles d'alimenter une zone de prise d'eau existante ou éventuelle » (Ministère de la Région wallonne, 2005). Quand une prise d'eau (de la catégorie B) est destinée à la production d'eau de source, d'eau minérale naturelle ou d'eau thermale et que le titulaire du permis d'environnement demande que soit déterminée une zone de surveillance, le Ministre doit mettre sur pied une enquête publique. Suite à cette enquête, constituant l'observation des conditions du site, le gouvernement doit déterminer les zones de surveillance et réglementer les activités qui prennent ou prendront place dans ces zones. Il en informe alors les communes concernées, la députation permanente du conseil provincial, la direction provinciale de l'aménagement du territoire, de l'urbanisme et du patrimoine du Ministère de la Région wallonne et toute personne ayant fait des observations au cours de l'enquête publique.

Dans ces zones de surveillance, il est impératif que les épandages d'effluents d'élevage, de produits autorisés à être épandus à des fins agricoles et d'engrais azotés ne puissent dépasser les doses maximales prévues dans la réglementation en fonction du type de culture.

Zone vulnérable

Afin d'assurer une gestion durable de l'azote en agriculture, des zones vulnérables sont déterminées par le gouvernement. Elles comprennent les secteurs du territoire qui alimentent et qui contribuent à la pollution des eaux de surface et des eaux souterraines contenant une concentration en nitrate supérieure à 50 mg/l.

Sur une parcelle située en zone vulnérable, les fertilisants organiques sont épandus dans des proportions telles que sur trois années successives au cours desquelles cette parcelle est exploitée, la moyenne des apports d'azote organique ne dépasse pas, sur une année, 80 kg/ha de terre arable et 210 kg/ha de prairie.

Autres règlements

D'autres règlements de l'Arrêté s'adressent au stockage et à la manutention des fertilisants, des effluents d'élevage, des matières végétales et des jus d'écoulement en Région wallonne. Ils indiquent que tout rejet direct de fertilisants et de jus d'écoulement dans le sous-sol, dans un égout public ou dans une eau de surface est interdit. Les jus d'écoulement éventuels issus des matières végétales stockées ne peuvent atteindre ni les égouts ni les eaux souterraines ou de surface et doivent être stockés ou recueillis par un dispositif absorbant. De plus, le stockage des fumiers à la ferme s'effectue sur une fumière bétonnée étanche de surface suffisante, pourvue d'un réservoir de capacité suffisante, étanche et sans trop-plein destiné à la récolte ou à la rétention des jus d'écoulement. À défaut de telles infrastructures, le stockage des fumiers au champ doit répondre aux conditions suivantes :

- aucun dépôt de fumier ou d'effluents de volaille au champ ne peut être implanté au point bas d'un creux topographique ni à moins de **10 mètres d'un ouvrage de prise d'eau, d'une eau de surface, d'un piézomètre ou d'un point d'entrée d'égout public** ;
- le ruissellement éventuel de jus issu de ce dépôt ne doit en aucun cas atteindre ces éléments hydrologiques.

En outre, l'épandage de fertilisants organiques est interdit sur sol enneigé, sur sol saturé en eau ou à moins de **4 mètres d'une eau de surface**. Des périodes d'épandage sont également proscrites pour les fertilisants organiques à action rapide (1^{er} septembre au 30 novembre) et pour les fertilisants minéraux (1^{er} novembre au 30 janvier).

2.3.7 État de New York

Le règlement sur l'eau potable du département de la santé de l'État de New York aux États-Unis indique les consignes suivantes (Department of Health – New York State, 2010) :

- Un puits doit être placé de manière à ce qu'un accès adéquat au puits soit fourni pour inspection, entretien, réparation, rénovation, traitement et essais.
- Un puits doit être situé là où il n'est pas soumis à des inondations saisonnières ou à une contamination de l'eau de surface, ou il doit être construit de telle manière que l'eau saisonnière ne puisse pas entrer dans le puits.
- Un puits doit être situé en amont de toute source potentielle ou connue de contamination, à moins que les limites de propriété, la topographie du site, l'emplacement des structures et l'accessibilité ne nécessitent un emplacement différent. La séparation horizontale minimale des sources potentielles de contamination indiquées comme suit doit être maintenue :

- **61 mètres (200 pieds) d'un terrain d'épandage de surface ou par injection souterraine d'engrais liquide ou solide ;**
- **61 mètres (200 pieds) des zones de stockage de tas de fumier**
- **30,5 mètres (100 pieds) d'un cimetière ;**
- La surface du sol qui entoure immédiatement un boîtier de puits doit avoir une pente pour détourner l'eau de surface du puits. Le béton ne doit pas être utilisé à des fins de détournement.

2.3.8 Colombie-Britannique

Selon le règlement sur les dangers pour la santé de la Loi sur la santé publique (Public Health Act, S.B.C., 2008), la distance des puits doit se trouver au moins :

- **à 30 m d'une source probable de contamination ;**
- **à 6 m de tout logement privé ;**
- **à 120 m d'un cimetière.**

3 ÉVALUATION ET ATTESTATION DE L'ÉTANCHÉITÉ D'UNE AIRE DE COMPOSTAGE, D'UN OUVRAGE DE STOCKAGE DE DÉJECTIONS ANIMALES OU D'UN BÂTIMENT D'ÉLEVAGE D'ANIMAUX PAR UN PROFESSIONNEL

3.1 ÉVALUATION DE L'ÉTANCHÉITÉ ET NORMES EN VIGUEUR

Article 62 tel que présenté dans le Règlement

Dans tous les cas où l'aménagement d'une aire de compostage, d'un ouvrage de stockage de déjections animales ou d'un bâtiment d'élevage d'animaux n'est pas interdit dans l'aire de protection intermédiaire bactériologique d'un prélèvement d'eau souterraine, l'installation doit être conçue de manière à assurer son étanchéité et son aménagement doit être effectué sous la supervision d'un professionnel.

Au surplus, une aire de compostage ou un ouvrage de stockage de déjections animales aménagé dans une telle aire doit faire l'objet d'une évaluation de son étanchéité par un professionnel tous les 10 ans.

Le professionnel ayant effectué l'évaluation prévue au deuxième alinéa doit transmettre au responsable du prélèvement d'eau souterraine et au ministre une attestation d'étanchéité ou une recommandation sur les correctifs à effectuer pour rendre l'installation étanche lorsqu'un défaut d'étanchéité est constaté.

Les correctifs pour rendre une installation étanche doivent être effectués au plus tard un an après la réception de la recommandation du professionnel. Leur exécution doit s'effectuer sous la supervision d'un professionnel qui transmet au responsable du prélèvement et au ministre une attestation d'étanchéité dans les meilleurs délais.

Une copie de l'attestation d'étanchéité est transmise dans les meilleurs délais aux municipalités régionales de comté dont le territoire recoupe celui des aires de protection intermédiaire concernées.

Un des principaux constats de cette section de la revue de littérature est que chacune des juridictions gère les risques environnementaux à sa façon. Aucune réglementation identique à l'article 62 n'a été trouvée ailleurs au Canada et aux États-Unis. Le concept d'étanchéité et l'obligation d'attestation d'étanchéité des ouvrages de stockage des déjections animales ne sont donc pas abordés de la même façon partout. De plus, la diversité des différents modes d'entrepôts des fumiers vient complexifier la notion d'attestation d'étanchéité. Il est plutôt question d'un suivi de la qualité de l'eau souterraine et souvent, seulement si l'installation est jugée à risque.

Au Québec, le Guide technique : L'entrepôt des fumiers (CRAAQ, 2012), est publié par le Centre de référence en agroalimentaire du Québec (CRAAQ) en collaboration avec l'Association des ingénieurs en agroalimentaire du Québec (AIAQ). Le guide est destiné aux concepteurs de structures d'entrepôt ainsi qu'à tous les intervenants concernés par de tels projets de construction. Il présente toutes les étapes menant à la réalisation :

études préalables, conception, construction et suivi après la construction. Le guide détaille la marche à suivre lorsque les services d'un ingénieur sont requis pour évaluer l'étanchéité des ouvrages de stockage.

Comme mentionné dans le guide, au Québec, tout lieu d'entreposage doit être muni d'un système de drainage installé de façon à maintenir en tout temps de l'année les eaux souterraines sous le niveau du fond de la structure. De plus, le système de drainage doit être relié à un regard permanent. C'est par la mise en place de ce système de drainage lors de la construction qu'il est possible pour le professionnel d'échantillonner l'eau souterraine et par le fait même, d'évaluer l'étanchéité d'une aire de compostage ou d'un ouvrage de stockage de déjections animales à tous les 10 ans comme spécifié à l'article 62 du règlement.

En 1981 fut adopté le premier règlement en matière de protection de l'environnement en milieu agricole au Québec. Depuis cette date, la réglementation environnementale en milieu agricole exige que tous les ouvrages de stockage soient étanches et qu'ils soient munis d'un drain de pourtour et d'un regard.

Le nombre d'ouvrages de stockage construits avant 1981, qui ne sont pas munis de drains et regard, est relativement petit. Par ailleurs, ces ouvrages ont dépassé leur durée de vie utile et ont un risque environnemental plutôt élevé.

Cette réglementation considère équivalents sur le plan de l'étanchéité tous les types d'ouvrages de stockage décrit dans le Guide technique : l'Entreposage des fumiers (2012) qu'ils soient construits en béton, en sol ou avec membrane. Selon ce guide, il y a des critères de conception et de construction à respecter propres à chaque type d'ouvrage de stockage et ceux-ci diffèrent selon le type d'ouvrage de stockage.

Pour attester l'étanchéité, il faut donc que l'installation des composantes nécessaires soit planifiée lors de la construction. Ce qui n'est pas toujours le cas avec les structures en sol ou les lagunes (avec ou sans membrane synthétique imperméable), surtout lorsque le fond de la structure est situé au-dessus du plus haut niveau que la nappe phréatique peut atteindre. De plus, contrairement aux structures d'entreposage en béton, l'objectif des structures d'entreposage en sol n'en est pas un d'étanchéité totale, c'est plutôt un taux d'infiltration à ne pas dépasser.

Comme le mentionne Redding (2016) dans une revue de littérature sur le fumier et la qualité des eaux souterraines dans l'état de Washington aux États-Unis, la littérature s'accorde généralement sur le fait que la conception et la construction des lagunes sont des éléments importants pour gérer les risques d'impacts négatifs sur les eaux souterraines.

Dans le même ordre d'idée, Hendry et al. (2007), dans une revue de littérature réalisée en Alberta sur l'impact des installations de gestion et d'entreposage des fumiers sur les eaux souterraines, indiquait que la majorité des juridictions aux États-Unis gèrent les risques de contamination des eaux de surface et souterraines, non pas par le suivi de l'eau souterraine, mais par le contrôle du ruissellement de surface au moyen de normes de conception et de critères d'implantations spécifiques à chacun des sites, ainsi que par le développement de plans de gestion des éléments fertilisants.

Cependant, Redding (2016), dans sa revue de littérature, cite les résultats d'une quinzaine d'études portant sur l'étanchéité des lagunes. Les auteurs de ces études ont mentionné que la plupart des lagunes étudiées fuyaient et que les fuites pouvaient avoir un impact sur les eaux souterraines. Les lagunes sont vues comme une solution temporaire qui permet l'entreposage du fumier lorsque le sol ou les cultures ne sont pas en mesure de

le recevoir. Les chercheurs préconisent leur utilisation et les considèrent comme une solution de remplacement permettant de protéger les eaux souterraines en lieu et place de l'application de fumier tout au long de l'année.

Aux États-Unis, les procédures à suivre et les spécifications à respecter lors de la construction des lagunes d'entreposage des fumiers sont regroupées dans le NRCS Agricultural Waste Management Field Handbook (NRCS, 2009). Il n'y a pas d'indications précises sur le suivi de la qualité de l'eau souterraine à l'intérieur du manuel. De plus, le guide traite très peu des structures d'entreposage en béton.

Au Québec comme dans la plupart des provinces canadiennes, les normes de construction pour les lagunes en sol sont pratiquement identiques à celles retrouvées dans le NRCS Agricultural Waste Management Field Handbook et ce, même si ce n'est jamais spécifiquement mentionné.

3.2 RÉGLEMENTATION HORS QUÉBEC ET ENCADREMENT

Comme mentionné précédemment, la réglementation hors Québec est quelque peu différente, et il ne semble pas y avoir de réglementation identique à l'article 62 ailleurs au Canada et aux États-Unis.

L'attestation d'étanchéité est plutôt remplacée par un suivi de la qualité de l'eau souterraine. Le suivi est souvent requis seulement si l'autorité réglementaire l'exige ou si elle juge que le risque est important. Les critères exacts utilisés pour juger du risque sont spécifiques à chaque province et ne sont souvent pas connus ou expliqués dans un document officiel. De plus, la réglementation sur la qualité de l'eau souterraine ne s'applique pas seulement à la structure d'entreposage, mais bien à l'ensemble des installations de la ferme ou d'un site en particulier.

Au Canada, seules les provinces de l'Alberta, de la Saskatchewan et du Manitoba imposent, pour les installations agricoles lorsque le risque est important, le suivi de la qualité de l'eau souterraine. Les critères de risque important ne sont pas toujours spécifiés. Par exemple, dans le règlement du Manitoba (Gouvernement du Manitoba, 1998), il est inscrit que le suivi n'est nécessaire que lorsque le représentant du ministère juge qu'il y a un risque de contamination.

La réglementation la plus restrictive semble être en Alberta. Il est recommandé d'échantillonner les puits avant la mise en service de la structure d'entreposage et par la suite d'échantillonner deux fois par année (NRCS, 2012). Le système est généralement constitué d'au moins un puits en amont de l'installation et d'au moins deux puits en aval de l'installation, et est échantillonné à intervalles réguliers pour détecter les contaminants. Les paramètres de base analysés lors de l'échantillonnage des puits avant la mise en service sont l'azote ammoniacal, le chlore, les nitrites et nitrates, le potassium, le phosphore total dissous, le pH, la conductivité électrique, l'élévation du niveau des eaux souterraines, le bicarbonate, le calcium, le carbone organique dissous, le magnésium, le sodium, les sulfates, les solides totaux dissous, l'équilibre ionique et les *E. coli*. Les paramètres analysés lors des échantillonnages subséquents sont : l'azote ammoniacal, le chlore, les nitrites et nitrates, le potassium, le phosphore total dissous, le pH, la conductivité électrique et le niveau d'élévation des eaux souterraines.

Aux États-Unis, les états sont responsables de la gestion et du suivi de la qualité de l'eau souterraine. Ce ne sont pas tous les états qui imposent un suivi de la qualité de l'eau souterraine. Lorsque l'échantillonnage est requis, la même stratégie d'échantillonnage que celle utilisée en Alberta est retenue (un puits en amont et deux puits en

aval). La fréquence d'échantillonnage et les paramètres à analyser sont différents d'un état à l'autre. La fréquence d'échantillonnage est fixée à deux fois par année et les paramètres les plus fréquents sont l'azote ammoniacal et les nitrites et nitrates (Kumar Sahoo et al., 2016).

Une recommandation relativement similaire à celle de l'article 62 a été trouvée dans le guide de construction des structures d'entreposage pour fumier en béton de la Minnesota Pollution Control Agency (MPCA, 2007). Le guide recommande l'installation d'un système de drainage pour maintenir les eaux souterraines sous le niveau de la structure si cette dernière n'est pas construite au-dessus du niveau de la nappe. Le système doit aussi être relié à un regard permanent pour permettre l'échantillonnage. Il est recommandé d'échantillonner le système d'une à quatre fois par an et d'analyser les paramètres suivants : les nitrates, l'ammonium, le chlore, les bactéries et le phosphore (MPCA, 2007). Les directions de comté sont responsables d'établir le calendrier d'échantillonnage.

4 RESTRICTIONS SUR CERTAINES ACTIVITÉS AGRICOLES À L'INTÉRIEUR DES AIRES DE PROTECTION IMMÉDIATE DES PRÉLÈVEMENTS EN EAU DE SURFACE

4.1 DÉFINITIONS

4.1.1 Catégories de prélèvement d'eau et aires de protection immédiate pour l'eau de surface

Les mêmes trois catégories de prélèvement d'eau que celles décrites à la section 2.1.1 s'appliquent pour les prélèvements effectués dans un plan ou un cours d'eau de surface. Par contre, les aires de protection varient en fonction de la source du prélèvement d'eau. Le tableau 9 présente ces aires de protection immédiates propres à l'eau de surface. Ces distances englobent, le cas échéant, les eaux de surface, les portions de tributaires ainsi qu'une bande de terre de 10 m calculée à partir de la ligne des hautes eaux.

Tableau 9 Aires de protection immédiate des sites de prélèvement d'eau de surface de catégories 1 et 2 telles que présentées à l'article 70 du Règlement

Plan ou cours d'eau	Aire de protection immédiate
Lac	Rayon de 300 m autour du site de prélèvement
Fleuve St-Laurent (zone sans inversion de courant)	1 km en amont et 100 m en aval du site de prélèvement
Fleuve St-Laurent (zone avec inversion de courant)	1 km en amont et 1 km en aval du site de prélèvement
Tout autre cours d'eau	500 m en amont et 50 en aval du site de prélèvement

4.1.2 Activités agricoles restreintes dans l'aire de protection immédiate des prélèvements en eau de surface

Le pâturage, l'épandage et le stockage au sol de déjections animales, de compost de ferme, de matières fertilisantes azotées ou de MRF, ainsi que l'épandage et le stockage au sol de boues municipales ou de tout autre système de traitement d'eaux usées sanitaires sont interdites dans l'aire de protection immédiate d'un prélèvement d'eau de surface de catégories 1 et 2. Ces activités sont décrites à la section 2.1.2.

4.2 RISQUE POUR L'EAU DE SURFACE LIÉ AUX ACTIVITÉS AGRICOLES VISÉES DANS LE RÈGLEMENT

4.2.1 Identification des dangers

Les mêmes dangers chimiques et biologiques décrits à la section 2.2.1 s'appliquent pour les prélèvements d'eau de surface qu'à ceux décrits pour l'eau souterraine.

4.2.2 Caractérisation et gestion du risque - Article 71 (1^{er} alinéa, paragraphes 1 à 3)

L'article tel que présenté dans le Règlement

Les activités suivantes sont interdites dans l'aire de protection immédiate d'un prélèvement d'eau de surface de catégories 1 et 2 :

1° le pâturage;

2° l'épandage et le stockage, à même le sol, de déjections animales, de compost de ferme, de matières fertilisantes azotées ou de matières résiduelles fertilisantes;

3° l'épandage et le stockage, à même le sol, 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 toute matière contenant plus de 0,1% de boues provenant d'eaux usées sanitaires, évaluée sur la base de matière sèche;

4° l'aménagement d'un nouveau rejet dans un cours d'eau, sauf si cet aménagement est effectué dans un cours d'eau dont la largeur est supérieure à 30 m en période d'étiage et si une attestation d'un professionnel précise que le rejet n'affectera pas le site de prélèvement d'eau.

Toute autre activité devant s'effectuer à l'intérieur d'une aire de protection immédiate d'un prélèvement d'eau de surface de catégorie 1 ou 2, sauf celles relatives à l'exploitation d'une centrale hydroélectrique, doit respecter les conditions suivantes:

1° l'activité doit être effectuée de manière à minimiser les risques d'érosion des sols, notamment par le rétablissement et le maintien de la couverture végétale présente et du caractère naturel de la rive;

2° si l'activité vise à aménager un fossé ou un drain souterrain, ceux-ci ne peuvent être en lien direct avec le lac ou le cours d'eau récepteur, à moins que des infrastructures permettent de limiter l'apport de sédiments vers le lac ou le cours d'eau concerné et que, dans le cas d'un fossé, le haut du talus comporte une couverture végétale d'une largeur minimale d'un mètre.

La contamination chimique et biologique de l'eau de surface dans le contexte de cet article peut se faire via différentes routes, notamment par les drains agricoles (Frey et al., 2013; Gotschall et al., 2013; Jamieson et al., 2002), par ruissellement de surface (Biswas et al., 2017; Clarke et al., 2016; Knäbel et al., 2016; Lloyd et al.,

2016; Topp et al., 2008), ainsi que par des voies d'écoulement préférentiel (Schoumans et al., 2014; Wang et al., 2013).

Pour certaines activités agricoles faisant l'objet de cet article, le risque a globalement été décrit dans les sections portant sur l'eau souterraine. C'est le cas notamment du stockage au sol de déjections animales et de biosolides municipaux et autres MRF (voir la section portant sur l'article 59). En effet, certaines études présentées dans cette section discutaient également du risque pour l'eau de surface quant à cette activité agricole. Par contre, l'étude de Sura et al. (2016) a exclusivement porté sur le transport de trois antibiotiques dans l'eau de ruissellement issue d'amas de fumier de bovin. Des médicaments ont été ajoutés à l'alimentation de quatre groupes distincts de bovins (chlortétracycline, tylosine, sulfaméthazine, témoin sans antibiotiques), et le fumier issu des groupes a été mis en andains pour simuler le compostage. Un simulateur de pluie a été utilisé pour appliquer 127 mm/h d'eau aux jours 2 et 21 du compostage. Les résultats ont démontré que pour des amas de 3 X 2,5 X 1,5 m, les quantités maximales estimées d'antibiotiques susceptibles d'être transportées vers l'eau de surface étaient d'environ 0,90, 1,57 et 1,23 g pour la chlortétracycline, la sulfaméthazine et la tylosine, respectivement. Les auteurs ont par contre conclu que le compostage s'était avéré efficace pour diminuer les concentrations d'antibiotiques dans le fumier, et que des mesures de protection autour des amas étaient nécessaires pour protéger l'environnement.

Le risque pour l'eau de surface suite à l'application de déjections animales a fait l'objet de plusieurs études dans les dernières années. Peu d'entre elles ont cependant été réalisées en conditions de terrain. Lloyd et al. (2016) ont étudié en conditions contrôlées l'impact de la topographie (pente) et l'intensité de la pluie sur le transport de différents traceurs (NH_4 et β -stanols) suite à l'épandage de fumier de bovin. Les résultats ont démontré que l'intensité des pluies jouait un rôle primordial dans le ruissellement, celui-ci étant accru à mesure que l'intensité augmentait. Des pluies moins importantes favorisaient quant à elles le transport vertical des marqueurs. Cette même conclusion avait été émise par Stocker et al. (2015), ceux-ci ayant moins détecté de bactéries dans le sol plus l'intensité des pluies simulées augmentait, suggérant leur transport en surface.

Le même type d'étude en conditions de laboratoire a été réalisé par Biswas et al. (2017). Cette équipe a évalué le transport d'hormones stéroïdiennes provenant d'unités expérimentales fertilisées avec du fumier de bovin entreposé ou composté. Ils ont évalué l'impact du travail du sol (labouré ou non) et de la pluie (événements simulés à 30 jours d'intervalle). Durant les pluies, toutes les hormones étudiées ont été détectées dans l'eau de ruissellement, indépendamment des traitements. Les auteurs ont conclu que pas plus de 10 % des produits n'ont été transportés, illustrant le fait que ceux-ci puissent plutôt s'accumuler dans le sol.

D'autres auteurs ont par contre observé l'effet positif du travail du sol sur la contamination environnementale. En effet, Topp et al. (2008) ont démontré que l'injection des biosolides sous la surface du sol avait éliminé le ruissellement de surface de plusieurs produits pharmaceutiques et d'hygiène personnelle. Kulesza et al. (2016) ont également observé que l'injection de fumier de bovin avait significativement restreint la présence de pirlimycine, un antibiotique utilisé en production laitière contre la mammité, dans l'eau de ruissellement, comparativement à l'application en surface sans incorporation.

Graber et al. (2001) ont observé que la présence de biosolides dans le sol avait augmenté le risque de transport des pesticides dans l'environnement, puisque les pesticides se sont liés aux colloïdes formés lors de la dégradation des biosolides, devenant ainsi plus sensibles aux événements de ruissellement.

Bien que les études réalisées sur le sujet présentent des résultats très variables, la survie des microorganismes dans l'eau de surface peut toutefois s'avérer importante (Jacobsen et Bech, 2012; Jiang et al., 2004; Guan et Holley, 2003; Jamieson et al., 2002; Santo Domingo et al., 2000). Lorsqu'elles se retrouvent dans l'environnement, la plupart des bactéries sont sensibles à différents facteurs abiotiques tels que le rayonnement UV, la température et la dessiccation (Strawn et al., 2013). La survie des bactéries suit souvent une décroissance exponentielle, telle que rapportée pour la bactérie *E. coli* O157:H7 dans l'eau (Avery et al., 2008), par exemple. La survie des virus entériques d'intérêt en santé humaine, tels que les virus de l'hépatite A et E, les Adenovirus, les Norovirus et les Rotavirus, dépend de plusieurs facteurs, notamment le taux d'excrétion par l'hôte, la température, la susceptibilité d'inactivation par les rayons UV, l'adhérence aux matières solides, la présence de prédateurs, la pluviométrie et le débit des cours d'eau (Fong et Lipp, 2005). Ces mêmes auteurs ont rapporté une survie avoisinant 120 jours dans l'eau pour la plupart des virus étudiés.

Les pratiques agricoles réduisant l'érosion de surface, telle que l'implantation de bandes riveraines d'une largeur adéquate, pourraient permettre par le fait même de réduire les risques de contamination de l'eau de surface. Ainsi, l'implantation de bandes filtrantes, bermes, zones tampons végétalisées et d'autres mesures de protection réduirait les risques liés au ruissellement de surface (Olilo et al., 2016; Krause et Hendrick, 2011; Lewis et al., 2009; Spieh et Goyal, 2007; Moore et al. 1995). Le Guide de référence en fertilisation -2e édition, du Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, rassemble l'information pertinente quant aux bonnes pratiques liées à la gestion de l'azote, du phosphore, des éléments trace métalliques et des microorganismes (CRAAQ, 2010).

Finalement, différentes équipes ont étudié les risques de ruissellement à partir des pâturages (Martinez et al. 2013; Ferguson et al., 2007; Sullivan et al., 2007). Sullivan et al. (2007) ont d'ailleurs indiqué que le transport des microorganismes suite à des précipitations a pu s'effectuer sur une distance de 25 m et ce, pour des pentes de 3,8 et 7 %. Martinez et al. (2013) ont réalisé un modèle à partir d'études antérieures afin d'estimer la survie d'*E. coli* dans les bouses de vache sur des pâturages afin d'évaluer le risque pour l'eau de surface. En conclusion, les auteurs ont suggéré que la température jouait un rôle primordial dans les premiers jours, mais que davantage de données doivent être analysées pour identifier les facteurs en cause. L'âge, la race et la diète des bêtes ont également un impact sur les concentrations bactériennes, mais encore une fois, le manque de données empêche de confirmer le tout. La mise en place de mesures de protection le long des cours d'eau et entre les champs réduirait considérablement les risques liés au ruissellement de surface entre un pâturage et l'environnement adjacent.

4.3 RÉGLEMENTATION HORS QUÉBEC ET ENCADREMENT

4.3.1 Nouveau-Brunswick

La loi et le règlement de la province applicables au sujet du présent rapport sont la **Loi sur l'assainissement de l'eau (LAE)** et le **Règlement sur la qualité de l'eau**. Deux décrets sont d'intérêt : le *Décret de désignation du secteur protégé des bassins hydrographiques* et le *Décret de désignation du secteur protégé du champ de captage*.

En vertu de la LAE, le **Décret de désignation du secteur protégé des bassins hydrographiques** régleme les activités dans les bassins hydrographiques utilisés à titre de sources d'eau pour des installations d'approvisionnement public en eau. Le Programme de protection des bassins hydrographiques a été mis en œuvre afin de contrôler l'aménagement dans les secteurs où l'eau potable provient des lacs, des ruisseaux et des rivières. Dans le cadre de ce programme, les activités d'aménagement sont réglementées selon trois types de zones de protection. Ces zones sont définies comme suit :

- **Zone « A »** : le cours d'eau, y compris les lacs, les ruisseaux, les étangs et les rivières protégés **figurant de façon précise** sur les plans du registre général à l'intérieur du secteur du bassin hydrographique.
- **Zone « B »** : zone de retrait d'une distance horizontale de **75 mètres** de la rive des cours d'eau.
- **Zone « C »** : le reste de la superficie à l'intérieur du bassin hydrographique.

Les activités agricoles permises par zone sont :

Zone « A » : Aucune

Zone « B » : **Sur les terres agricoles situées à 1 km ou moins** en amont d'une prise d'une installation d'approvisionnement public en eau, il est possible d'exercer les activités agricoles courantes à une distance **d'entre 30 et 75 m** des rives d'un cours d'eau sous les conditions suivantes :

- Le labourage doit être effectué en travers la pente et ne doit pas être effectué sur des pentes supérieures à 20%;
- Aucun ruissellement de surface venant d'un champ ne doit s'écouler directement dans un cours d'eau;
- Aucun engrais autre que l'engrais inorganique et l'engrais vert ne doit être appliqué;
- Les champs utilisés pour le pâturage du bétail doivent être munis d'une clôture convenable construite de façon à empêcher le bétail d'avoir accès au secteur dans les 30 m de la rive d'un cours d'eau.

Sur les terres agricoles situées à plus de 1 km en amont d'une prise d'une installation d'approvisionnement public en eau, les activités agricoles peuvent s'exercer **entre 15 et 75 m** des rives d'un cours d'eau, sous les mêmes conditions décrites précédemment, sauf que :

- Les champs utilisés pour le pâturage du bétail doivent être munis d'une clôture convenable construite de façon à empêcher le bétail d'avoir accès aux secteurs dans les 15 m de la rive d'un cours d'eau;
- Pour couper le foin, une distance supérieure à 5 mètres des rives d'un cours d'eau est requise.

Il est à noter que l'application de pesticides est permise aux mêmes distances.

Zone « C » : Il est possible d'exercer des activités agricoles existantes, sous les conditions suivantes :

- Le ruissellement et le drainage souterrain doivent être maîtrisés de sorte que les concentrations de matières solides en suspension dans l'eau de tout cours d'eau ne dépassent pas 25 mg/l;
- Aucune terre agricole utilisée pour faire pousser des cultures qui ne sont pas des cultures en ligne ne peut être transformée en des cultures en ligne;
- Tous les champs utilisés pour des cultures en ligne doivent avoir une bande gazonnée contiguë d'au moins 5 m de largeur le long de la pente du champ et près d'un cours d'eau ou d'un fossé agricole;
- Les terres agricoles doivent en tout temps être cultivées ou recouvertes de matériaux qui préviennent l'érosion;
- Pas plus de 5 % de chaque parcelle ne doit être défrichée à des fins agricoles au cours de chaque année. Toutefois, deux hectares supplémentaires de terrain dans le secteur protégé C peuvent être coupés à blanc à des fins agricoles pour chaque hectare de terrain à l'intérieur du secteur protégé B qui est stabilisé et qui a été soustrait à la production agricole l'année précédente;
- Aucun fumier ne doit être entreposé ou appliqué dans la zone C, sans plan de gestion des substances nutritives.

Les bassins hydrographiques sont situés dans des régions peuplées. Les scientifiques ont désigné au Nouveau-Brunswick 30 différents bassins hydrographiques qui fournissent de l'eau potable aux municipalités. Ces bassins hydrographiques désignés couvrent seulement 4 % de la superficie totale de la province, mais desservent 21 localités et plus de 300 000 résidents.

Le **Décret de désignation du secteur protégé du champ de captage** impose des restrictions concernant les activités à l'intérieur de trois zones tampons autour d'un puits ou d'un champ de captage qui alimente une installation d'approvisionnement public en eau. Actuellement, le Décret s'applique à 34 secteurs désignés, mais le Programme de protection des champs de captage se poursuit afin d'en désigner d'autres.

La **Zone A** est la plus proche de la tête de puits et par conséquent, c'est elle qui représente le plus haut risque de pollution. Les polluants bactériens comme le fumier ou les nouvelles fosses septiques sont donc plus limités dans cette zone. La **Zone B** est plus loin de la tête de puits et entoure la Zone A. Le risque de contamination par des bactéries à partir des utilisations des terres est grandement réduit dans la Zone B, mais il reste encore des risques de pollution par les produits pétroliers, les solvants chlorés et d'autres produits chimiques persistants. La **Zone C** entoure les Zones A et B et est située plus loin de la tête de puits. Les mesures de contrôle de certains produits chimiques ou activités sont beaucoup moins rigoureuses dans la Zone C, mais elles sont encore nécessaires pour les solvants chlorés, les produits pétroliers et l'extraction de l'eau souterraine.

Activités agricoles permises dans les Zones A, B et C :

- **Zone A** : exercer une activité agricole, y compris l'utilisation et la rénovation des bâtiments agricoles pourvu que 1) les eaux de surface coulent dans le sens contraire de toutes les têtes de puits dans toutes les zones, 2) qu'on ne mette pas à l'écurie ou au pâturage le bétail dans une Zone A, 3) qu'on n'étende

pas ou n'entrepose pas du lisier, du fumier sec et autres matières compostées de source pathogène dans la Zone A, 4) que les chemins soient construits pour permettre l'accès aux terres agricoles de sorte que l'eau de surface s'écoule dans le sens contraire de toutes les têtes de puits situées dans le secteur protégé du champ de captage.

Appliquer des produits de compost transformés ou emballés qui ne contiennent pas de pathogènes (organismes causant des maladies).

Posséder et appliquer de l'engrais à des fins agricoles selon une stratégie de gestion des engrais approuvée par un agronome agréé.

- **Zone B** : Exercer une activité agricole existante et utiliser, entretenir, rénover des bâtiments agricoles et entreposer et étendre du fumier, pourvu que 1) le pâturage soit entouré d'une clôture pour empêcher le bétail d'entrer dans la Zone A, 2) qu'une clôture ou un dispositif adéquat soit utilisé pour empêcher le bétail d'être à moins de 30 mètres de l'eau de surface qui s'écoule à partir des Zones B ou C dans la Zone A, 3) que le fumier sec ou le lisier soit entreposé dans une fosse revêtue d'argile, une structure de béton, d'acier ou un autre système de confinement approuvé par le gouvernement, 4) que le fumier produit pendant les opérations agricoles soit éliminé à l'extérieur du secteur protégé du champ de captage s'il n'est pas étendu dans les Zones B ou C.
- **Zone C** : Les mêmes activités permises dans les Zones A et B.

D'ailleurs, certains projets de prélèvement d'eau nécessitent une **étude d'impact sur l'environnement (EIE)** et de ce fait, une **évaluation de la source d'approvisionnement en eau (ESAE)**. Il s'agit en général de projets d'adduction d'eau comprenant une **capacité de plus de 50 m³ d'eau par jour**. Les ESAE ont pour objectif d'évaluer la durabilité de l'approvisionnement en eau, la qualité de l'eau ainsi que les conséquences éventuelles pour les usagers. Il existe des lignes directrices pour l'ESAE énonçant les exigences relatives à l'aménagement et à la construction des sources d'approvisionnement en eau. Les données sur l'aquifère d'approvisionnement en eau seront recueillies et les effets sur les sources d'eau existantes évalués. Le processus d'évaluation comporte deux étapes. La première consiste à circonscrire de façon plus précise les sites visés à des fins d'exploration des eaux souterraines, tandis que la deuxième consiste à faire des essais hydrogéologiques. Le rapport de l'évaluation doit être soumis à l'examen et à l'approbation de la Section de l'évaluation environnementale.

4.3.2 Ontario

Pâturage

À l'image de l'article 71 du RPEP, les réglementations de la loi de 2002 sur la gestion des éléments nutritifs de l'Ontario indiquent que nul ne doit permettre l'accès à une eau de surface à des animaux qui sont gardés dans une zone de confinement extérieure permanente à haute densité ou si le nombre d'animaux d'élevage est suffisant pour produire 300 unités nutritives par année. Cependant, les restrictions spécifiques à une aire de prélèvement en eau de surface ne sont pas précisées dans cette réglementation.

Épandage - Zone tampon de végétation

Selon la présente réglementation, nul ne doit épandre d'éléments nutritifs dans un champ qui contient une eau de surface ou qui est adjacent à une eau de surface. Cependant, l'épandage d'éléments nutritifs est permis si le champ comporte une zone tampon de végétation séparant le plan d'eau de la zone d'épandage.

Cette zone tampon ne doit pas être enrichie par des éléments nutritifs, à moins que ce ne soit une quantité raisonnable d'engrais commerciaux nécessaire à l'établissement ou le maintien de la végétation. Cet épandage doit être réalisé conformément à une détermination de la concentration de phosphore et de potassium biodisponibles dans le sol de la zone et au Guide agronomique des grandes cultures. De plus, suite à cet épandage, l'équilibre agronomique ne doit pas dépasser zéro.

A contrario, il est interdit d'épandre des matières contenant de l'azote et du phosphore sur une section quelconque d'un champ, qu'elle soit située ou non dans la zone tampon de végétation, dans les **13 mètres du haut de la berge la plus rapprochée de l'eau de surface**.

D'autre part, nul ne doit épandre des matières de source non agricole dans un champ qui contient une eau de surface ou est adjacent à une eau de surface si l'épandage s'effectue à moins de **20 mètres du haut de la berge la plus rapprochée de ce plan d'eau**.

Sous réserve des règlements précédemment cités, il est interdit d'épandre de matières prescrites pendant une période d'interdiction déterminée ou à tout autre moment pendant lequel le sol est enneigé ou gelé. Certaines exceptions existent en fonction du type de matière étendue, de sa consistance, de la méthode d'épandage (injection ou étalement et incorporation au sol dans un temps déterminé), de la présence de culture vivante, de la pente du bien-fonds et du retrait par rapport à une eau de surface.

Épandage de la neige

La réglementation sur la gestion des éléments nutritifs indique également qu'il n'est pas permis d'épandre dans un champ de la neige contenant du fumier qui a été enlevé d'une zone de confinement extérieure permanente à moins que la neige soit conforme aux paramètres énoncés dans le Protocole de gestion des éléments nutritifs. Dans ce cas, le plan de gestion des éléments nutritifs doit prévoir l'épandage de neige dans le champ en question. De plus, la pente soutenue maximale du champ doit être inférieure à 3 %. Il est aussi interdit d'épandre la neige en deçà de **40 mètres à partir du haut de la berge la plus rapprochée de toute eau de surface** qui se trouve dans le champ, ni en deçà de quatre fois les distances de retrait minimales que précise

l'article 46 relatif au retrait des activités d'épandage par rapport aux puits divers. En outre, le taux d'épandage de la neige permis correspond à la moitié du taux maximal d'épandage prévu pour les éléments nutritifs, mesuré en poids unitaire par secteur du champ. Finalement, une zone tampon de végétation de 6 mètres doit longer toute eau de surface se trouvant dans le champ ainsi que les bords du pied de la pente du champ.

Encore une fois, les restrictions applicables particulièrement à une aire de prélèvement en eau de surface ne sont pas présentées dans cette réglementation.

4.3.3 Manitoba

Les zones tampons de nutriments - *Nutrient Buffer Zone* - faisant partie des zones de gestion de la qualité de l'eau - *Water Quality Management Zones (WQMZ)* - du Manitoba et décrites au point 2.3.3 de ce présent rapport concernent également :

- tout territoire situé à l'intérieur d'un fossé en bordure de route ou d'un drain d'ordre 1 ou 2 (petit drain correspondant à un petit fossé, un fossé artificiel ou une dépression et dans lequel l'eau ne coule qu'au printemps ou suite à de fortes pluies) ;
- tout territoire situé entre le bord de l'eau et la limite des hautes eaux d'une zone humide, d'un marécage ou d'un marais non considéré comme majeur ;
- tout territoire adjacent à un plan d'eau énuméré dans le tableau 10 et situé à l'intérieur d'une distance précise de 1) la limite des hautes eaux ou 2) du haut de la rive la plus proche. Entre ces deux options, le point le plus éloigné des eaux s'applique. Les distances sont identifiées dans la colonne A et B du tableau. Celles de la colonne A sont valables uniquement dans les cas où la zone est recouverte de végétation permanente. En d'autres cas, les distances de la colonne B sont applicables.

Tableau 10 Distances d'isolement minimales entre l'épandage des boues et les éléments hydriques à protéger

Type de plan d'eau	Colonne A	Colonne B
Lac ou réservoir considéré comme vulnérable.	30 mètres	35 mètres
Lac ou réservoir non considéré comme vulnérable (réservoir construit de rétention des eaux pluviales non inclus) ; Rivière ou ruisseau considéré comme vulnérable.	15 mètres	20 mètres
Distance entre le puits et la structure d'entreposage des fumiers	3 mètres	8 mètres

Ainsi, les restrictions des activités agricoles énumérées au point 2.3.3 s'appliquent également dans le cas de ces zones.

4.3.4 Saskatchewan

Il n'a pas été possible de trouver de l'information traitant spécifiquement des restrictions émises par le gouvernement de la Saskatchewan sur certaines activités agricoles à l'intérieur des aires de protection immédiate des prélèvements en eau de surface.

4.3.5 France

Les réglementations du gouvernement français citées à la section 2.3.4 sont applicables aux aires de protection des prélèvements en eau de surface.

4.3.6 Belgique

Les réglementations du gouvernement wallon citées à la section 2.3.5 sont applicables aux aires de protection des prélèvements en eau de surface.

5 CONCLUSIONS ET CONSTATS GÉNÉRAUX

Le mandat de la présente étude consistait à réaliser une revue de littérature portant sur l'évaluation des normes relatives aux mesures de protection des eaux en milieu agricole. Plus spécifiquement, la revue portait sur les trois points suivants :

1. Les restrictions sur certaines activités agricoles à l'intérieur des aires de protection bactériologiques et virologiques des prélèvements en eau souterraine telles qu'énoncées aux articles 17 (paragraphe 3 du premier alinéa), 58 à 64 du RPEP;
2. L'évaluation et l'attestation de l'étanchéité d'une aire de compostage, d'un ouvrage de stockage de déjections animales ou d'un bâtiment d'élevage d'animaux par un professionnel telles qu'énoncées à l'article 62 du RPEP;
3. Les restrictions sur certaines activités agricoles à l'intérieur des aires de protection immédiate des prélèvements en eau de surface telles qu'énoncées à l'article 71 du RPEP (1^{er} alinéa, paragraphes 1, 2 et 3).

Dans l'ensemble, cette revue autant scientifique que réglementaire ne semble pas apporter beaucoup d'éléments nouveaux face à la réglementation québécoise actuellement en place. Plus spécifiquement, les auteurs en arrivent à poser les constats généraux suivants :

- 1) Concernant les restrictions sur les **installations de prélèvement d'eau** souterraine (**article 17**) et sur certaines activités agricoles à l'intérieur des aires de protection bactériologiques et virologiques des prélèvements en **eau souterraine** telles qu'énoncées aux **articles 58 à 64** ou sur l'exploitation d'un cimetière tel qu'énoncé à l'article 17 du RPEP, il n'y a pas de règlements spécifiques hors Québec qui apporte des éléments nouveaux ou significativement plus restrictifs, en effet :
 - a) Dans les réglementations hors Québec consultées, les types de risques sont identiques, soit d'ordre chimique (polluants de fertilisants) ou biologique (bactéries et virus). Toutefois, la littérature scientifique fait appel à mieux comprendre les risques d'autres contaminants chimiques tels que les produits pharmaceutiques et de soins corporels, les composés organiques persistants, les hormones, ainsi que les antibiotiques et biocides.
 - b) La consultation de ces mêmes documents permet de constater que la gestion du risque de contamination est généralement basée sur l'instauration de zones autour du site de prélèvement où certaines activités agricoles sont interdites ou limitées. Bien que comportant différentes approches et incluant diverses techniques, au moins trois zones de protection sont généralement identifiées. De plus, des normes de construction et de gestion des puits sont aussi instaurées comme mesure de gestion du risque.
 - c) Pour l'emplacement d'un site de prélèvement d'eau souterraine, la gestion du risque des activités agricoles, dans certaines réglementations hors Québec, se fait par l'application de distances de retrait. Celles-ci sont variables, mais souvent à partir d'un minimum de 30 m comme dans le règlement québécois. De plus, ces distances dépendent parfois du type de puits.

- 2) Concernant l'évaluation et l'attestation de l'étanchéité d'une aire de compostage, d'un ouvrage de stockage de déjections animales ou d'un bâtiment d'élevage d'animaux par un professionnel tel qu'énoncé à l'article 62 du RPEP :
- a) Aucune réglementation identique à l'article 62 n'a été trouvée ailleurs au Canada et aux États-Unis. De plus, le concept d'étanchéité et l'obligation d'attestation d'étanchéité des ouvrages de stockage des déjections animales ne sont pas abordés de la même façon partout.
 - b) Les critères exacts utilisés pour juger du risque sont spécifiques à chaque province ou état et ne sont souvent pas connus ou expliqués dans un document officiel.
 - c) À l'extérieur du Québec, la diversité des modes d'entreposages des fumiers rend complexe la notion d'attestation d'étanchéité. Même si les structures en béton sont privilégiées au Québec, ce n'est pas le cas ailleurs au Canada et aux États-Unis où il y a beaucoup de structures en sol ou de lagunes (avec ou sans membrane synthétique imperméable). Dans ces cas, il est plutôt question d'un suivi de la qualité de l'eau souterraine et souvent, seulement si l'installation est jugée à risque. Par conséquent, il est plutôt question d'approche de suivi de contamination que d'outils pour évaluer l'intégrité des structures d'entreposage.
 - d) À la lumière des lectures, il serait opportun d'étudier plus attentivement les techniques d'évaluation de l'état de vieillissement des structures en se basant sur les approches utilisées dans le suivi de l'état du béton, entre autres, des infrastructures routières. Des technologies non destructives pourraient être adaptées (et simplifiées pour réduire le coût) et calibrées.
 - e) De façon générale, la réglementation présente à l'extérieur du Québec sur la qualité de l'eau souterraine ne s'applique pas uniquement à la structure d'entreposage, mais bien à l'ensemble des installations de la ferme ou d'un site en particulier.
 - f) Finalement, la consultation de la littérature scientifique ne semble pas apporter d'information additionnelle.
- 3) Concernant les restrictions sur certaines activités agricoles à l'intérieur des aires de protection immédiate des prélèvements en **eau de surface** telles qu'énoncées à l'article 71 du RPEP (1^{er} alinéa, paragraphes 1, 2 et 3):
- a) La littérature scientifique met en lumière qu'environ 10 % des hormones stéroïdiennes provenant d'unités expérimentales fertilisées avec du fumier de bovin entreposé ou composté sont transportées, laissant présager qu'approximativement 90 % s'accumuleraient plutôt dans le sol;
 - b) L'étude de la littérature scientifique apporte, également, que des mesures de protection sont essentielles pour protéger l'environnement, dont entre autres le compostage (pour diminuer les concentrations d'antibiotiques dans le fumier), l'enfouissement de fertilisants organiques, l'implantation de bandes riveraines, bandes filtrantes, bermes, zones tampons végétalisées (pour éliminer le ruissellement de surface) et le recours à des distances de retrait avec les cours d'eau et les champs (pour réduire les risques liés au ruissellement de surface d'une zone de pâturage).

- c) La réglementation et l'encadrement hors Québec sont très variables parmi les juridictions évaluées. Alors qu'au Manitoba les distances séparatrices sont bien définies selon le plan d'eau (variant de 3 à 35 m pour les eaux de surface), d'autres juridictions (ex. : France et Belgique) ne font pas de distinction entre le type de plan d'eau (de surface ou souterraine). Au Nouveau-Brunswick, les distances séparatrices sont établies, mais applicables qu'à des bassins désignés.

RÉFÉRENCES

- Abd El-Salam, M. M., & I Abu-Zuid, G. (2015). Impact of landfill leachate on the groundwater quality: A case study in Egypt. *Journal of Advanced Research*, 6(4), 579–586. <https://doi.org/10.1016/j.jare.2014.02.003>
- Alaoui, A. (2015). Modelling susceptibility of grassland soil to macropore flow. *Journal of Hydrology*, 525, 536–546. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.04.016>
- Alleoni, L. R. F., Brinton, S. R., & O'Connor, G. A. (2008). Runoff and Leachate Losses of Phosphorus in a Sandy Spodosol Amended with Biosolids. *Journal of Environment Quality*, 37(1), 259. <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0302>
- Amin, M. G. M., Pedersen, C. Ø., Forslund, A., Veith, T. L., & Laegdsmand, M. (2016). Influence of soil structure on contaminant leaching from injected slurry. *Journal of Environmental Management*, 184(Pt 2), 289–296. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.002>
- Andrade, N. A., Lozano, N., McConnell, L. L., Torrents, A., Rice, C. P., & Ramirez, M. (2015). Long-term trends of PBDEs, triclosan, and triclocarban in biosolids from a wastewater treatment plant in the Mid-Atlantic region of the US. *Journal of Hazardous Materials*, 282, 68–74.
- Arnaud, E., Best, A., Parker, B. L., Aravena, R., & Dunfield, K. (2015). Transport of *Escherichia coli* through a Thick Vadose Zone. *Journal of Environmental Quality*, 44(5), 1424–1434. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.02.0067>
- Avery, L. M., Killham, K., & Jones, D. L. (2005). Survival of *E. coli* O157:H7 in organic wastes destined for land application. *Journal of Applied Microbiology*, 98, 814–822.
- Avery, L. M., Williams, A. P., Killham, K., & Jones, D. L. (2008). Survival of *Escherichia coli* O157:H7 in waters from lakes, rivers, puddles and animal-drinking troughs. *The Science of the Total Environment*, 389(2-3), 378–385. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.08.049>
- Bales, R. C., Li, S., Maguire, K. M., Yahya, M. T., Gerba, C. P., & Harvey, R. W. (1995). Virus and Bacteria Transport in a Sandy Aquifer, Cape Cod, MA. *Ground Water*, 33(4), 653–661. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1995.tb00321.x>
- Bartzas, G., Tinivella, F., Medini, L., Zaharaki, D., & Komnitsas, K. (2015). Assessment of groundwater contamination risk in an agricultural area in north Italy. *Information Processing in Agriculture*, 2(2), 109–129. <https://doi.org/10.1016/j.inpa.2015.06.004>
- Biswas, S., Kranz, W. L., Shapiro, C. A., Snow, D. D., Bartelt-Hunt, S. L., Mamo, M., ... Mader, T. L. (2017). Effect of rainfall timing and tillage on the transport of steroid hormones in runoff from manure amended row crop fields. *Journal of Hazardous Materials*, 324, Part B, 436–447. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.11.009>
- Blackwell, P. A., Kay, P., & Boxall, A. B. A. (2007). The dissipation and transport of veterinary antibiotics in a sandy loam soil. *Chemosphere*, 67(2), 292–299. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.09.095>

- Blaschke, A. P., Derx, J., Zessner, M., Kirnbauer, R., Kavka, G., Strelec, H., ... Pang, L. (2016). Setback distances between small biological wastewater treatment systems and drinking water wells against virus contamination in alluvial aquifers. *Science of The Total Environment*, 573, 278–289. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.075>
- Blaustein, R. A., Hill, R. L., Micallef, S. A., Shelton, D. R., & Pachepsky, Y. A. (2016). Rainfall intensity effects on removal of fecal indicator bacteria from solid dairy manure applied over grass-covered soil. *The Science of the Total Environment*, 539, 583–591. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.108>
- Blaustein, R. A., Pachepsky, Y. A., Shelton, D. R., & Hill, R. L. (2015). Release and Removal of Microorganisms from Land-Deposited Animal Waste and Animal Manures: A Review of Data and Models. *Journal of Environmental Quality*, 44(5), 1338–1354. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.02.0077>
- Bonton, A., Rouleau, A., Bouchard, C., & Rodriguez, M. J. (2010). Assessment of groundwater quality and its variations in the capture zone of a pumping well in an agricultural area. *Agricultural Water Management*, 97(6), 824–834. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.01.009>
- Brewer, L. J., Andrews, N. (Nick), Sullivan, D. M. (Dan M.), & Gehr, W. (2013). Agricultural composting and water quality (Technical Report) (p. 29). Corvallis, Or. : Extension Service, Oregon State University. Retrieved from <http://ir.library.oregonstate.edu/xmlui/handle/1957/39040>
- Brooks, J. p., Tanner, B. d., Gerba, C. p., Haas, C. n., & Pepper, I. I. (2005). 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. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2004.02484.x>
- Burch, T. R., Sadowsky, M. J., & LaPara, T. M. (2014). Fate of Antibiotic Resistance Genes and Class 1 Integrons in Soil Microcosms Following the Application of Treated Residual Municipal Wastewater Solids. *Environmental Science & Technology*, 48(10), 5620–5627.
- Bureau de normalisation du Québec (2009). Norme nationale du Canada CAN/BNQ 0413-400 – Amendements de sols – biosolides municipaux alcalins ou séchés. 33 p. <https://www.bnq.qc.ca/fr/normalisation/environnement/amendements-de-sols-biosolides-municipaux-alcalins-ou-seches.html>
- Bureau de normalisation du Québec (2005a). Norme nationale du Canada CAN/BNQ 0413-200 - Amendements organiques – composts. 27 p. <https://www.bnq.qc.ca/fr/normalisation/environnement/composts.html>
- Bureau de normalisation du Québec (2005b). Norme nationale du Canada CAN/BNQ 0419-090 – Amendements minéraux – Amendements calciques ou magnésiens provenant de procédés industriels. 41 p. <https://www.bnq.qc.ca/fr/normalisation/environnement/amendements-calciques-ou-magnesiens.html>
- Careghini, A., Mastorgio, A. F., Saponaro, S., & Sezenna, E. (2015). Bisphenol A, nonylphenols, benzophenones, and benzotriazoles in soils, groundwater, surface water, sediments, and food: a review. *Environmental Science and Pollution Research International*, 22(8), 5711–5741. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3974-5>

- Carr, J., Liu, J., & Tesoro, R. G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research*, 91, 174–182.
- Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ). (2010). Guide référence en fertilisation - 2e édition. Commission chimie et fertilité des sols. 473 p.
- Chee-Sandford, 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, 1086–1108.
- Clarke, R., Healy, M. G., Fenton, O., & Cummins, E. (2016). A quantitative risk ranking model to evaluate emerging organic contaminants in biosolid amended land and potential transport to drinking water. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 22(4), 958–990.
<https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1121376>
- Clarke, R. M., & Cummins, E. (2015). Evaluation of “Classic” and Emerging Contaminants Resulting from the Application of Biosolids to Agricultural Lands: A Review. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 21(2), 492–513. <https://doi.org/10.1080/10807039.2014.930295>
- Cools, D., Merckx, R., Vlassak, K., & Verhaegen, J. (2001). Survival of *E. coli* and *Enterococcus* spp. derived from pig slurry in soils of different texture. *Applied Soil Ecology*, 17(1), 53–62. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00133-5](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00133-5)
- Côté, C., Villeneuve, A., Lessard, L., & Quessy, S. (2006). Fate of pathogenic and nonpathogenic microorganisms during storage of liquid hog manure in Québec. *Livestock Science*, 102, 204–210.
- Côté, D., Gasser, M.-O., & Poulin, D. (2009). Guide de conception des amas de fumier au champ II. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement, 48 p. et annexes.
- CRAAQ (2012). Guide technique : L’entreposage des fumiers. 3^e édition. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec. 50 pages.
- Davis, E. F., Klosterhaus, S. L., & Stapleton, H. M. (2012). Measurement of flame retardants and triclosan in municipal sewage sludge and biosolids. *Environment International*, 40, 1–7.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.11.008>
- Department of Health – New York State (2010). Drinking Water Regulations. Part 5, Subpart 5-1 Standards for Water Wells - Appendix 5B. www.health.ny.gov/regulations/nycrr/title_10/part_5/appendix_5b.htm#b2
- Deluca, T. H., & Deluca, D. K. (1997). Composting for Feedlot Manure Management and Soil Quality. *ResearchGate*, 10(2). <https://doi.org/10.2134/jpa1997.0235>
- Dodgen, L. K., Kelly, W. R., Panno, S. V., Taylor, S. J., Armstrong, D. L., Wiles, K. N., ... Zheng, W. (2017). Characterizing pharmaceutical, personal care product, and hormone contamination in a karst aquifer of southwestern Illinois, USA, using water quality and stream flow parameters. *Science of The Total Environment*, 578, 281–289. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.103>

- Dolliver, H. A. S., & Gupta, S. C. (2008). Antibiotic Losses from Unprotected Manure Stockpiles. *Journal of Environmental Quality*, 37(3), 1238–44. <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0391>
- Dolliver, H., Gupta, S., & Noll, S. (2008). Antibiotic degradation during manure composting. *Journal of Environmental Quality*, 37(3), 1245–1253. <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0399>
- Donohue, S., McCarthy, V., Rafferty, P., Orr, A., & Flynn, R. (2015). Geophysical and hydrogeological characterisation of the impacts of on-site wastewater treatment discharge to groundwater in a poorly productive bedrock aquifer. *The Science of the Total Environment*, 523, 109–119. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.117>
- Dowd, S. E., Widmer, K. W., & Pillai, S. D. (1997). Thermotolerant Clostridia as an Airborne Pathogen Indicator during Land Application of Biosolids. *Journal of Environment Quality*, 26(1), 194. <https://doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600010028x>
- Dowe, M. J., Jackson, E. D., Mori, J. G., & Bell, C. R. (1997). *Listeria monocytogenes* Survival in Soil and Incidence in Agricultural Soils. *Journal of Food Protection*, 60(10), 1201–1207.
- Durso, L. M., Gilley, J. E., Marx, D. B., & Woodbury, B. L. (2011). Effects of Animal Diet, Manure Application Rate, and Tillage on Transport of Microorganisms from Manure-Amended Fields. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(18), 6715–6717. <https://doi.org/10.1128/AEM.02995-10>
- Dwivedi, D., Mohanty, B. P., & Lesikar, B. J. (2016). Impact of the Linked Surface Water-Soil Water-Groundwater System on Transport of *E. coli* in the Subsurface. *Water, Air, & Soil Pollution*, 227(9), 351. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-3053-2>
- Ferguson, C. M., Davies, C. M., Kaucner, C., Krogh, M., Rodehutsors, J., Deere, D. A., & Ashbolt, N. J. (2007). Field scale quantification of microbial transport from bovine feces under simulated rainfall events. *J Water Health* 5:83-95. *Journal of Water and Health*, 5(1), 83–95. <https://doi.org/10.2166/wh.2006.050>
- Fong, T.-T., & Lipp, E. K. (2005). Enteric viruses of humans and animals in aquatic environments: health risks, detection, and potential water quality assessment tools. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 69(2), 357–371.
- FPBQ et MAPAQ. (2014). Guide des aménagements alternatifs en production bovine: Conception, gestion, suivi – 2014. 118 pages.
- Frey, S. K., Topp, E., Ball, B. R., Edwards, M., Gottschall, N., Sunohara, M., ... Lapen, D. R. (2013). Tile Drainage Management Influences on Surface-Water and Groundwater Quality following Liquid Manure Application. *Journal of Environmental Quality*, 42(3), 881–892. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0261>
- Fridrich, B., Krčmar, D., Dalmacija, B., Molnar, J., Pešić, V., Kragulj, M., & Varga, N. (2014). Impact of wastewater from pig farm lagoons on the quality of local groundwater. *Agricultural Water Management*, 135, 40–53. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2013.12.014>
- Fu, Q., Sanganyado, E., Ye, Q., & Gan, J. (2016). Meta-analysis of biosolid effects on persistence of triclosan and triclocarban in soil. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 210, 137–144. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.12.003>

- Galada, H. C., Gurian, P. L., Olson, M. S., Teng, J., Kumar, A., Wardell, M., ... Casman, E. (2013). Development of failure scenarios for biosolids land application risk assessment. *Water Environment Research: A Research Publication of the Water Environment Federation*, 85(2), 141–150.
- Gottschall, N., Topp, E., Edwards, M., Payne, M., Kleywegt, S., Russell, P., & Lapen, D. R. (2013). Hormones, sterols, and fecal indicator bacteria in groundwater, soil, and subsurface drainage following a high single application of municipal biosolids to a field. *Chemosphere*, 91(3), 275–286.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.10.108>
- Gottschall, N., Topp, E., Metcalfe, C., Edwards, M., Payne, M., Kleywegt, S., ... Lapen, D. R. (2012). Pharmaceutical and personal care products in groundwater, subsurface drainage, soil, and wheat grain, following a high single application of municipal biosolids to a field. *Chemosphere*, 87(2), 194–203.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.12.018>
- Gouvernement de l'Ontario. (1990). Ontario Water Resources Act. Imprimeur de la Reine pour l'Ontario, En ligne : <https://www.ontario.ca/laws/statute/90o40#BK113>
- Gouvernement de l'Ontario. (2015). Règl. de l'Ont. 267/03 : Dispositions générales. Loi de 2002 sur la gestion des éléments nutritifs. Queen's Printer for Ontario, En ligne :
<https://www.ontario.ca/fr/lois/reglement/030267#BK85>
- Gouvernement de l'Ontario. (2015). Introduction au compostage agricole. Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires Rurales, 10 pages. Retrieved from
<http://www.omafra.gov.on.ca/french/engineer/facts/05-024.htm>
- Gouvernement de la Saskatchewan. (1996). The Agricultural Operations Regulations. The Queens Printer, En ligne : <http://www.qp.gov.sk.ca/documents/English/Regulations/Regulations/A12-1R1.pdf>
- Gouvernement de la Saskatchewan. (2015). The Environmental Management and Protection (Saskatchewan Environmental Code Adoption) Regulations. The Queens Printer, En ligne :
<http://www.qp.gov.sk.ca/documents/English/Regulations/Regulations/E10-22R2.pdf>
- Gouvernement de la Saskatchewan (2015) The Environmental Management and Protection (General) Regulations. The Queens Printer, En ligne :
<http://www.qp.gov.sk.ca/documents/English/Regulations/Regulations/E10-22R1.pdf>
- Gouvernement de la Saskatchewan. (2015). The Waterworks and Sewage Works Regulations. The Queens Printer, En ligne : <http://www.qp.gov.sk.ca/documents/English/Regulations/Regulations/E10-22R3.pdf>
- Gouvernement du Manitoba. (1998). The Livestock Manure and Mortalities Management Regulation. M.R. 92/98. En ligne : <http://www.gov.mb.ca/sd/pub-archive/publs98/manure.html>
- Gouvernement du Manitoba. (2008). The Water Protection Act : Nutrient Management Regulation - Regulation 62/2008. En ligne : http://web2.gov.mb.ca/laws/regs/current/_pdf-regs.php?reg=62/2008
- Gouvernement du Manitoba. (2008). Water Stewardship Division : Brief Synopsis of the Regulation - Nutrient Management Regulation. En ligne :
<http://www.gov.mb.ca/waterstewardship/wq mz/synopsisofregulation.html>

- Gouvernement du Manitoba. (2009). Règlement sur la gestion des animaux morts et des déjections du bétail, Règl du Man 42/98. Loi sur l'environnement. CanLII, En ligne : <https://www.canlii.org/fr/mb/legis/regl/regl-du-man-42-98/derniere/regl-du-man-42-98.html>
- Gouvernement du Manitoba. (2013). Soil Survey. En ligne : <https://www.gov.mb.ca/agriculture/land/soil-survey/importance-of-soil-survey-mb.html#biophysical>
- Gouvernement du Manitoba. (2015). Loi sur la protection des eaux. En ligne : http://web2.gov.mb.ca/laws/statutes/ccsm/_pdf.php?cap=w65
- Gouvernement du Manitoba. (n.d.). Manitoba Water Stewardship Public Consultation Draft, Nutrient Management Regulation. En ligne : http://www.gov.mb.ca/waterstewardship/wqmz/nutrient_mgmt_draft_reg2006-11.pdf
- Gouvernement du Manitoba. (n.d.). Manitoba Water Stewardship Regional Operations, Drainage Infrastructure, Water Rights Licensing. En ligne : https://www.gov.mb.ca/waterstewardship/iwmp/seine_river/documentation/surface_water_mgmt_seine.pdf
- Gouvernement du Manitoba. (n.d.). Water Stewardship Division : Nutrient Buffer Zone. En ligne : <https://www.gov.mb.ca/waterstewardship/wqmz/nutrientbufferzones.html>
- Gouvernement du Québec. (2012). Lignes directrices pour l'encadrement des activités de compostage (p. 86). Québec: Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs (MDDEP), Direction des matières résiduelles et des lieux contaminés.
- Gouvernement du Québec. (2015). Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes - Critères de référence et normes réglementaires. 196 pages.
- Gouvernement du Québec. (2016). Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection. Loi sur la qualité de l'environnement, chapitre Q-2, r. 35.2. 54 pages.
- Gouvernement français. (2005). Arrêté du 7 février 2005 fixant les règles techniques auxquelles doivent satisfaire les élevages de bovins, de volailles et/ou de gibier à plumes et de porcs soumis à autorisation au titre du livre V du code de l'environnement. Legifrance, En ligne : <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=LEGITEXT000006051856>
- Gouvernement français. (2015). Décret n° 2015-126 du 5 février 2015 relatif à la désignation et à la délimitation des zones vulnérables en vue de la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole. Legifrance, En ligne : <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000030199324&categorieLien=id>
- Graber, E. R., Dror, I., Bercovich, F. C., & Rosner, M. (2001). Enhanced transport of pesticides in a field trial with treated sewage sludge. *Chemosphere*, 44(4), 805–11. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00362-3](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00362-3)
- Groupe TRAME. (2008). Objectif Compostage: Guide du porteur de projet. Paris: Trame. Retrieved from <http://www.pardessuslahaie.net/frontend.php/trame/803>

- Guan, T. Y., & Holley, R. A. (2003). Pathogen survival in swine manure environments and transmission of human enteric illness – a review. *Journal of Environmental Quality*, 32, 383–392.
- Guzmán, C., Jofre, J., Montemayor, M., & Lucena, F. (2007). Occurrence and levels of indicators and selected pathogens in different sludges and biosolids. *Journal of Applied Microbiology*, 103, 2420–2429.
- Hendry, M.J., Shaw, S., Barbour, S.L., Salamone, T.B., & Fonstad, T. (2007). Impact of manure collection and storage facilities on groundwater in Alberta. 175 pages.
- Heuer, H., Schmitt, H., & Smalla, K. (2011). Antibiotic resistance gene spread due to manure application on agricultural fields. *Current Opinion in Microbiology*, 14(3), 236–243.
<https://doi.org/10.1016/j.mib.2011.04.009>
- Hong, P.-Y., Yannarell, A. C., Dai, Q., Ekizoglu, M., & Mackie, R. I. (2013). Monitoring the Perturbation of Soil and Groundwater Microbial Communities Due to Pig Production Activities. *Applied and Environmental Microbiology*, 79(8), 2620–2629. <https://doi.org/10.1128/AEM.03760-12>
- Hsu, J. H., & Lo, S. L. (2001). Effect of composting on characterization and leaching of copper, manganese, and zinc from swine manure. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 114(1), 119–127.
- Hugh Martin. (2015). Introduction au compostage agricole. Retrieved December 22, 2016, from <http://www.omafra.gov.on.ca/french/engineer/facts/05-024.htm>
- Hutchison, M. I., Avery, S. m., & Monaghan, J. m. (2008). The air-borne distribution of zoonotic agents from livestock waste spreading and microbiological risk to fresh produce from contaminated irrigation sources. *Journal of Applied Microbiology*, 105(3), 848–857. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2008.03811.x>
- Inglis, G. D., McAllister, T. A., Larney, F. J., & Topp, E. (2010). Prolonged Survival of *Campylobacter* Species in Bovine Manure Compost. *Applied and Environmental Microbiology*, 76(4), 1110–1119.
<https://doi.org/10.1128/AEM.01902-09>
- Institut national de santé publique du Québec. (2016). Risques pour la santé associés à l'épandage de biosolides municipaux sur des terres agricoles: avis scientifique. Montréal.
- Islam, M., Doyle, M. P., Phatak, S. C., Millner, P., & Jiang, X. (2004c). Persistence of enterohemorrhagic *Escherichia coli* O157:H7 in soil and on leaf lettuce and parsley grown in fields treated with contaminated manure composts or irrigation water. *Journal of Food Protection*, 67(7), 1365–1370.
- Islam, M., Doyle, M. P., Phatak, S. C., Millner, P., & Jiang, X. (2005). Survival of *Escherichia coli* O157:H7 in soil and on carrots and onions grown in fields treated with contaminated manure composts or irrigation water. *Food Microbiology*, 22(1), 63–70.
- Islam, M., Morgan, J., Doyle, M. P., Phatak, S. C., Millner, P., & Jiang, X. (2004a). Fate of *Salmonella enterica* serovar typhimurium on carrots and radishes grown in fields treated with contaminated manure composts or irrigation water. *Applied and Environmental Microbiology*, 70(4), 2497–2502.

- Islam, M., Morgan, J., Doyle, M. P., Phatak, S. C., Millner, P., & Jiang, X. (2004b). Persistence of *Salmonella enterica* serovar typhimurium on lettuce and parsley treated with soils on which they were grown in field treated with contaminated manure composts or irrigation water. *Foodborne Pathogens and Disease*, 1(1), 27–35.
- Jacobsen, C. S., & Bech, T. B. (2012). Soil survival of *Salmonella* and transfer to freshwater and fresh produce. *Food Research International*, 45(2), 557–566. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2011.07.026>
- Jamieson, R. C., Gordon, R. J., Sharples, K. E., Stratton, G. W., & Madani, A. (2002). Movement and persistence of fecal bacteria in agricultural soils and subsurface drainage water. *Canadian Society for Bioengineering.*, 44.
- Jiang, X., Islam, M., Morgan, J., & Doyle, M. P. (2004). Fate of *Listeria monocytogenes* in bovine manure-amended soil. *Journal of Food Protection*, 67(8), 1676–1681.
- Jones, G. D., Benchetler, P. V., Tate, K. W., & Kolodziej, E. P. (2014). Surface and subsurface attenuation of trenbolone acetate metabolites and manure-derived constituents in irrigation runoff on agro-ecosystems. *Environmental Science. Processes & Impacts*, 16(11), 2507–2516. <https://doi.org/10.1039/c4em00385c>
- Jones, P., & Martin, M. (2003). A review of the literature on the occurrence and survival of pathogens of animals and humans in green compost. *The Waste and Resources Action Programme*, 1–33.
- Keesstra, S., Geissen, V., Mosse, K., Piirainen, S., Scudiero, E., Leistra, M., & van Schaik, L. (2012). Soil as a filter for groundwater quality. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(5), 507–516. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.10.007>
- Knäbel, A., Bundschuh, M., Kreuzig, R., & Schulz, R. (2016). Runoff of veterinary pharmaceuticals from arable and grassland—A comparison between predictions from model simulations and experimental studies. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 218, 33–39. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.10.022>
- Kohn, J., Soto, D. X., Iwanyshyn, M., Olson, B., Kalischuk, A., Lorenz, K., & Hendry, M. J. (2015). Groundwater nitrate and chloride trends in an agriculture-intensive area in southern Alberta, Canada. *ResearchGate*, 51(1), 47–59. <https://doi.org/10.2166/wqrjc.2015.132>
- Krapac, I. G., Dey, W. S., Roy, W. R., Smyth, C. A., Storrent, E., Sargent, S. L., & Steele, J. D. (2002). Impacts of swine manure pits on groundwater quality. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 120(2), 475–492.
- Krause, D., & Hendrick, S. (2011). *Zoonotic Pathogens in the Food Chain*. Retrieved from <http://www.cabi.org/bookshop/book/9781845936815>
- Kulesza, S. B., Maguire, R. O., Xia, K., Cushman, J., Knowlton, K., & Ray, P. (2016). Manure Injection Affects the Fate of Pirlimycin in Surface Runoff and Soil. *Journal of Environmental Quality*, 45(2), 511–518. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.06.0266>
- Kumar Sahoo, P., Kim, K. & Powell, M. A. (2016). Managing Groundwater Nitrate Contamination from Livestock Farms: Implication for Nitrate Management Guidelines. *Curr Pollution Rep* 2: 178-187. <https://doi.org/10.1007/s40726-016-0033-5>

- Kupiec, J., Ławniczak, A., & Zbierska, J. (2009). Action reducing the outflow of nitrates from agricultural sources to waters on the nitrate vulnerable zone in the catchment of the Samica Stęszewska river. *Annals of Warsaw University of Life Sciences - SGGW. Land Reclamation*, 40, 3–13. <https://doi.org/10.2478/v10060-008-0032-3>
- Lang, N. L., & Smith, S. R. (2007). Influence of soil type, moisture content and biosolids application on the fate of *Escherichia coli* in agricultural soil under controlled laboratory conditions. *Journal of Applied Microbiology*, 103, 2122–2131.
- Lapworth, D. J., Baran, N., Stuart, M. E., & Ward, R. S. (2012). Emerging organic contaminants in groundwater: A review of sources, fate and occurrence. *Environmental Pollution*, 163, 287–303. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.12.034>
- Larsen, E. H., Moseholm, L., & Nielsen, M. M. (1992). Atmospheric deposition of trace elements around point sources and human health risk assessment. II: Uptake of arsenic and chromium by vegetables grown near a wood preservation factory. *Science of The Total Environment*, 126(3), 263–275. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(92\)90201-3](https://doi.org/10.1016/0048-9697(92)90201-3)
- Larsen, R. E., Miner, J. R., Buckhouse, J. C., & Moore, J. A. (1994). Water-quality benefits of having cattle manure deposited away from streams. *Bioresource Technology*, 48(2), 113–118. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(94\)90197-X](https://doi.org/10.1016/0960-8524(94)90197-X)
- Lawniczak, A. E., Zbierska, J., Nowak, B., Achtenberg, K., Grześkowiak, A., & Kanas, K. (2016). Impact of agriculture and land use on nitrate contamination in groundwater and running waters in central-west Poland. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188, 17. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5167-9>
- Lewis, D. J., Atwill, E. R., Lennox, M. S., Pereira, M. D. G., Miller, W. A., Conrad, P. A., & Tate, K. W. (2009). Reducing microbial contamination in storm runoff from high use areas on California coastal dairies. *Water Science and Technology*, 60(7), 1731–1743. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.561>
- Lloyd, C. E. M., Michaelides, K., Chadwick, D. R., Dungait, J. A. J., & Evershed, R. P. (2016). Runoff- and erosion-driven transport of cattle slurry: linking molecular tracers to hydrological processes. *Biogeosciences*, 13(2), 551–566. <https://doi.org/10.5194/bg-13-551-2016>
- Majdoub, R., Côté, C., Labidi, M., Guay, K., & Généreux, M., (2003). Impact de l'utilisation des engrais de ferme sur la qualité microbiologique de l'eau souterraine. *Institut de recherche et de développement en agroenvironnement*, 136 p.
- Makni, H., Grissa, H., Ben Khedher, M., & Bakhrouf, A. (2009). Survie des pathogènes au cours du compostage des déchets organiques. *Microbiol. Hyg. Alim.*, 21(61), 31–35.
- Markunas, Y., Bostan, V., Laursen, A., Payne, M., & McCarthy, L. (2016). Vertical Phosphorus Migration in a Biosolids-Amended Sandy Loam Soil in Laboratory Settings: Concentrations in Soils and Leachates. *ResearchGate*, 2016(2), 1–8. <https://doi.org/10.1155/2016/3460939>
- Marie, L., Talbot Poulin M.-C., Tremblay, Y., & Molson, J. (2016). Évaluation des normes du RPEP concernant les aires de protection des prélèvements d'eau souterraine. Recherche bibliographique réalisée dans le cadre d'un stage à l'Université Laval. 24 p.

- Martinez, G., Pachepsky, Y. A., Shelton, D. R., Whelan, G., Zepp, R., Molina, M., & Panhorst, K. (2013). Using the Q10 model to simulate *E. coli* survival in cowpats on grazing lands. *Environment International*, 54, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.12.013>
- Mattsson, M. K., Liu, X., Yu, D., & Kontro, M. H. (2015). Depth, soil type, water table, and site effects on microbial community composition in sediments of pesticide-contaminated aquifer. *Environmental Science and Pollution Research International*, 22(13), 10263–10279. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4224-1>
- McAllister, T. A., & Topp, E. (2012). Role of livestock in microbiological contamination of water: Commonly the blame, but not always the source. *Animal Frontiers*, 2(2), 17–27. <https://doi.org/10.2527/af.2012-0039>
- McCall, C. A., Jordan, K. S., Habash, M. B., & Dunfield, K. E. (2015). Monitoring *Bacteroides* spp. markers, nutrients, metals and *Escherichia coli* in soil and leachate after land application of three types of municipal biosolids. *Water Research*, 70, 255–265. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.12.004>
- McCarthy, L., & Loyo-Rosales, J. E. (2015). Risks associated with application of municipal biosolids to agricultural lands in a Canadian context - Literature review. Waterloo: Canadian municipal water consortium, Canadian water network.
- McFarland, M. J., Kumarsamy, K., Brobst, R. B., & Hais, A. (2013). Impact of Biosolids Recycling on Groundwater Resources. *ResearchGate*, 85(11), 2141–2146. <https://doi.org/10.2175/106143013X13596524515906>
- Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer (France). (1998). Arrêté du 08/01/98 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n° 97-1133 du 08/12/97 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées. Aida, En ligne : http://www.ineris.fr/aida/consultation_document/5659
- Ministère de la Région wallonne (Belgique). (2005). Arrêté du Gouvernement wallon relatif au Livre II du Code de l'environnement, contenant le Code de l'eau. *Moniteur Belge*, En ligne : <http://faolex.fao.org/docs/pdf/bel51397.pdf>
- Minnesota Pollution Control Agency (MPCA). (2007). Concrete Manure Storage Structure Construction Guidelines. 14 pages.
- Mohapatra, D. P., Cledón, M., Brar, S. K., & Surampalli, R. Y. (2016). Application of Wastewater and Biosolids in Soil: Occurrence and Fate of Emerging Contaminants. *Water, Air, & Soil Pollution*, 227(3), 77. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-2768-4>
- Moore, P. A., Daniel, T. C., Sharpley, A. N., & Wood, C. W. (1995). Poultry manure management: Environmentally sound options. *Journal of Soil and Water Conservation*, 50(3), 321–327.
- Moreau, S. (2002, December). Risques sanitaires liés aux unités de compostage des déchets : présentation de deux études. Retrieved from <https://compostagecefrepade.wordpress.com/2009/01/28/risques-sanitaires-lies-aux-unites-de-compostage-des-dechets-presentation-de-deux-etudes-decembre-2002/>
- Moriarty, E. M., Mackenzie, M. L., Karki, N., & Sinton, L. W. (2011). Survival of *Escherichia coli*, Enterococci, and *Campylobacter* spp. in sheep feces on pastures. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(5), 1797–1803. <https://doi.org/10.1128/AEM.01329-10>

- Munir, M., & Xagorarakis, I. (2011). Levels of Antibiotic Resistance Genes in Manure, Biosolids, and Fertilized Soil. *Journal of Environmental Quality*, 40(1), 248–55. <https://doi.org/10.2134/jeq2010.0209>
- Murphy, S., Jordan, P., Mellander, P.-E., & O’Flaherty, V. (2015). Quantifying faecal indicator organism hydrological transfer pathways and phases in agricultural catchments. *Science of the Total Environment*, 520, 286–299.
- Natural Resources Conservation Board (NRCB). (2012). Leak Detection Groundwater Monitoring Parameters. Technical Guideline Agdex 096-52.
- Natural Resources Conservation Service (NRCS). (2009). Part 651 Agricultural Waste Management Field Handbook, Chapter 10, Agricultural Waste Management System Component Design.
- Olilo, C. O., Muia, A. W., Moturi, W. N., Onyando, J. O., & Amber, F. R. (2016). The current state of knowledge on the interaction of *Escherichia coli* within vegetative filter strips as a sustainable best management practice to reduce fecal pathogen loading into surface waters. ResearchGate. <https://doi.org/10.1007/s40974-016-0026-7>
- Oliveira, B., Quinteiro, P., Caetano, C., Nadais, H., Arroja, L., Ferreira da Silva, E., & Senos Matias, M. (2013). Burial grounds’ impact on groundwater and public health: an overview. *Water and Environment Journal*, 27(1), 99–106. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2012.00330.x>
- Oliver, D. M., Porter, K. D. H., Pachepsky, Y. A., Muirhead, R. W., Reaney, S. M., Coffey, R., ... Quilliam, R. S. (2016). Predicting microbial water quality with models: Over-arching questions for managing risk in agricultural catchments. *Science of The Total Environment*, 544, 39–47. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.086>
- Oun, A., Kumar, A., Harrigan, T., Angelakis, A., & Xagorarakis, I. (2014). Effects of Biosolids and Manure Application on Microbial Water Quality in Rural Areas in the US. ResearchGate, 6(12), 3701–3723. <https://doi.org/10.3390/w6123701#sthash.H76q6NWK.dpuf>
- Paíga, P., & Delerue-Matos, C. (2016). Determination of pharmaceuticals in groundwater collected in five cemeteries’ areas (Portugal). *The Science of the Total Environment*, 569-570, 16–22. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.090>
- Pan, M., & Chu, L. M. (2016). Leaching behavior of veterinary antibiotics in animal manure-applied soils. *The Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.072>
- Paniel, N., Rousseaux, S., Gourland, P., Poitrenaud, M., & Guzzo, J. (2010). Assessment of survival of *Listeria monocytogenes*, *Salmonella Infantis* and *Enterococcus faecalis* artificially inoculated into experimental waste or compost. *Journal of Applied Microbiology*, 108(5), 1797–1809. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2009.04584.x>
- Park, Y., Pachepsky, Y., Shelton, D., Jeong, J., & Whelan, G. (2016). Survival of Manure-borne and Fecal Coliforms in Soil: Temperature Dependence as Affected by Site-Specific Factors. ResearchGate, 45(3), 949–957. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.08.0427>

- Pelletier, F., S. Godbout, H. Georg & L. Belzile. (2016). Amélioration de l'efficacité environnementale des aires d'hivernage : validation d'un nouveau concept - Année supplémentaire d'expérimentation. Rapport final IRDA. 42 pages et annexes.
- Pelletier, F., S. Godbout, K.H. Sporkmann, H. Georg & L. Belzile. (2014). Amélioration de l'efficacité environnementale des aires d'hivernage : validation d'un nouveau concept. Rapport final IRDA. 55 pages et annexes.
- Pelletier, F., S. Godbout & R. Joncas. (2008). Étude environnementale des enclos d'hivernage de vaches-veaux : analyse complémentaires. Rapport final. IRDA. 69 pages.
- Pelletier, F., R. Joncas & M. Côté. (2004). Étude environnementale des enclos d'hivernage de vaches-veaux. IRDA. Décembre 2004. 102 pages.
- Pillai, S. D., Widmer, K. W., Dowd, S. E., & Ricke, S. C. (1996). Occurrence of airborne bacteria and pathogen indicators during land application of sewage sludge. *Applied and Environmental Microbiology*, 62(1), 296–299.
- Public Health Act, S.B.C. (2008). health hazards regulation. c. 28, sections 111, 114, 123 and 126. http://www.bclaws.ca/civix/document/id/loo97/loo97/216_2011#section8
- Rava, S. V., Sarreal, C. Z., & Mandrell, R. E. (2011). Bacterial Communities in Aerosols and Manure Samples from Two Different Dairies in Central and Sonoma Valleys of California. *PLoS ONE*, 6(2). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017281>
- Redding, M. (2016). Manure and Groundwater Quality – Literature Review. Environmental Assessment Program, Washington State Department of Ecology. Publication No. 16-03-026. 146 pages.
- Reddy, K. R., Khaleel, R., & Overcash, M. R. (1981). Behavior and Transport of Microbial Pathogens and Indicator Organisms in Soils Treated with Organic Wastes¹. *Journal of Environment Quality*, 10(3), 255. <https://doi.org/10.2134/jeq1981.00472425001000030001x>
- Roberts, B. N., Bailey, R. H., McLaughlin, M. R., & Brooks, J. P. (2016). Decay rates of zoonotic pathogens and viral surrogates in soils amended with biosolids and manures and comparison of qPCR and culture derived rates. *The Science of the Total Environment*, 573, 671–679. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.088>
- Sabourin, L., Monteiro, S. C., Beck, A., Coelho, B. B., Boxall, A. B. A., Duenk, P. W., ... Metcalfe, C. D. (2008). Runoff of pharmaceuticals and personal care products following application of biosolids to an agricultural field. *Science of The Total Environment*, 396(1), 52–59. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.02.011>
- Santo Domingo, J. W., Harmon, S., & Bennett, J. (2000). Survival of Salmonella species in river water. *Current Microbiology*, 40(6), 409–417.
- Saunders, O., Harrison, J., Fortuna, A. M., Whitefield, E., & Bary, A. (2011). Effect of Anaerobic Digestion and Application Method on the Presence and Survivability of E. coli and Fecal Coliforms in Dairy Waste Applied to Soil. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223(3), 1055–1063. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0923-5>

- Schilling, K. E., & Jacobson, P. (2010). Groundwater conditions under a reconstructed prairie chronosequence. *ResearchGate*, 135(1-2), 81–89. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.08.013>
- Schoumans, O. F., Chardon, W. J., Bechmann, M. E., Gascuel-Oudou, C., Hofman, G., Kronvang, B., ... Dorioz, J.-M. (2014). Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: A review. *Science of The Total Environment*, 468–469, 1255–1266. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.061>
- Scott, A., Conn, K., Lazarovits, G., & Topp, E. (2006). Dynamics of *Escherichia coli* in agricultural soils receiving swine manure slurry or liquid municipal biosolids. *Canadian Journal of Soil Science*, 86(5), 841–849. <https://doi.org/10.4141/S06-011>
- Sidhu, J. P. S., & Toze, S. G. (2009). Human pathogens and their indicators in biosolids: a literature review. *Environment International*, 35(1), 187–201. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.07.006>
- Smoroń, S. (2016). Quality of shallow groundwater and manure effluents in a livestock farm. *Journal of Water and Land Development*, 29(1), 59–66. <https://doi.org/10.1515/jwld-2016-0012>
- Solomon, E. B., Yaron, S., & Matthews, K. R. (2002). Transmission of *Escherichia coli* O157:H7 from Contaminated Manure and Irrigation Water to Lettuce Plant Tissue and Its Subsequent Internalization. *Applied and Environmental Microbiology*, 68(1), 397–400. <https://doi.org/10.1128/AEM.68.1.397-400.2002>
- Sorber, C. A., Moore, B. E., Johnson, D. E., Harding, H. J., & Thomas, R. E. (1984). Microbiological Aerosols from the Application of Liquid Sludge to Land. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 56(7), 830–836.
- Spiehs, M., & Goyal, S. (2007). Best management practices for pathogen control in manure management systems. University of Minnesota, 1–10.
- Stocker, M. D., Pachepsky, Y. A., Hill, R. L., & Shelton, D. R. (2015). Depth-Dependent Survival of *Escherichia coli* and *Enterococci* in Soil after Manure Application and Simulated Rainfall. *Applied and Environmental Microbiology*, 81(14), 4801–4808. <https://doi.org/10.1128/AEM.00705-15>
- Strawn, L. K., Fortes, E. D., Bihn, E. A., Nightingale, K. K., Gröhn, Y. T., Worobo, R. W., ... Bergholz, P. W. (2013). Landscape and Meteorological Factors Affecting Prevalence of Three Food-Borne Pathogens in Fruit and Vegetable Farms. *Applied and Environmental Microbiology*, 79(2), 588–600. <https://doi.org/10.1128/AEM.02491-12>
- Strawn, L. K., Gröhn, Y. T., Warchocki, S., Worobo, R. W., Bihn, E. A., & Wiedmann, M. (2013). Risk Factors Associated with *Salmonella* and *Listeria monocytogenes* Contamination of Produce Fields. *Applied and Environmental Microbiology*, 79(24), 7618–7627. <https://doi.org/10.1128/AEM.02831-13>
- Sullivan, T. J., Moore, J. A., Thomas, D. R., Mallery, E., Snyder, K. U., Wustenberg, M., ... Moore, D. L. (2007). Efficacy of Vegetated Buffers in Preventing Transport of Fecal Coliform Bacteria from Pasturelands. *Environmental Management*, 40(6), 958–965. <https://doi.org/10.1007/s00267-007-9012-3>
- Sura, S., Degenhardt, D., Cessna, A. J., Larney, F. J., Olson, A. F., & McAllister, T. A. (2015). Transport of three veterinary antimicrobials from feedlot pens via simulated rainfall runoff. *The Science of the Total Environment*, 521-522, 191–199. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.080>

- Sura, S., Degenhardt, D., Cessna, A. J., Larney, F. J., Olson, A. F., & McAllister, T. A. (2016). Transport of Three Antimicrobials in Runoff from Windrows of Composting Beef Cattle Manure. *Journal of Environmental Quality*, 45(2), 494–502. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.05.0254>
- Tanoue, R., Sato, Y., Motoyama, M., Nakagawa, S., Shinohara, R., & Nomiyama, K. (2012). Plant uptake of pharmaceutical chemicals detected in recycled organic manure and reclaimed wastewater. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 60(41), 10203–10211. <https://doi.org/10.1021/jf303142t>
- Topp, E., Monteiro, S. C., Beck, A., Coelho, B. B., Boxall, A. B. A., Duenk, P. W., ... Metcalfe, C. D. (2008). Runoff of pharmaceuticals and personal care products following application of biosolids to an agricultural field. *Science of The Total Environment*, 396(1), 52–59. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.02.011>
- Unc, A., & Goss, M. (2004). Transport of bacteria from manure and protection of water resources. ResearchGate, *Applied Soil Ecology*(25), 1–18. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2003.08.007>
- Université de l'Utah. (2012, March). How To Manage a Livestock Yard and Protect Your Water - Homeowner Fact Sheet. Utah state university cooperative extension. Retrieved from <http://extension.usu.edu/htm/publications/publication=5397&custom=1>
- Valle Junior, R. F., Varandas, S. G. P., Sanches Fernandes, L. F., & Pacheco, F. a. L. (2014). Groundwater quality in rural watersheds with environmental land use conflicts. *The Science of the Total Environment*, 493, 812–827. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.068>
- Van Kessel, J. S., Pachepsky, Y. A., Shelton, D. R., & Karns, J. S. (2007). Survival of *Escherichia coli* in cowpats in pasture and in laboratory conditions. *Journal of Applied Microbiology*, 103(4), 1122–1127. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2007.03347.x>
- Veizaga, E. A., Rodríguez, L., & Ocampo, C. J. (2016). Investigating nitrate dynamics in a fine-textured soil affected by feedlot effluents. *Journal of Contaminant Hydrology*, 193, 21–34. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2016.08.005>
- Vidovic, (Prénom)Sinisa, & al. (2007). Effect of soil composition, temperature, indigenous microflora, and environmental conditions on the survival of *Escherichia coli* O157 : H7 (PDF Download Available). ResearchGate, *Can.J.Microbiol.*(53), 822–829. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1139/W07-041>
- Wang, N., Yang, X., Jiao, S., Zhang, J., Ye, B., & Gao, S. (2014). Sulfonamide-Resistant Bacteria and Their Resistance Genes in Soils Fertilized with Manures from Jiangsu Province, Southeastern China. *PLoS ONE*, 9(11), 1–11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0112626>
- Weaver, L., Karki, N., Mackenzie, M., Sinton, L., Wood, D., Flintoft, M., ... Close, M. (2016). Microbial transport into groundwater from irrigation: Comparison of two irrigation practices in New Zealand. *The Science of the Total Environment*, 543(Pt A), 83–94. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.075>
- White, S. L., Sheffield, R. E., Washburn, S. P., King, L. D., & Green, J. T. (2001). Spatial and time distribution of dairy cattle excreta in an intensive pasture system. *Journal of Environmental Quality*, 30(6), 2180–2187.

- Won, G., Gill, A., & Lejeune, J. T. (2013). Microbial quality and bacteria pathogens in private wells used for drinking water in northeastern Ohio. *Journal of Water and Health*, 11(3), 555–562. <https://doi.org/10.2166/wh.2013.247>
- Wu, X., Dodgen, L. K., Conkle, J. L., & Gan, J. (2015). Plant uptake of pharmaceutical and personal care products from recycled water and biosolids: a review. *The Science of the Total Environment*, 536, 655–666. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.129>
- Xia, K., Hundal, L. S., Kumar, K., Armbrust, K., Cox, A. E., & Granato, T. C. (2010). Triclocarban, triclosan, polybrominated diphenyl ethers, and 4-nonylphenol in biosolids and in soil receiving 33-year biosolids application. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29(3), 597–605. <https://doi.org/10.1002/etc.66>
- Xu, S., Sura, S., Zaheer, R., Wang, G., Smith, A., Cook, S., ... McAllister, T. A. (2016). Dissipation of Antimicrobial Resistance Determinants in Composted and Stockpiled Beef Cattle Manure. *Journal of Environmental Quality*, 45(2), 528–536. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.03.0146>
- Zebarth, B. J., Ryan, M. C., Graham, G., Forge, T. A., & Neilsen, D. (2015). Groundwater Monitoring to Support Development of BMPs for Groundwater Protection: The Abbotsford-Sumas Aquifer Case Study. *Groundwater Monitoring & Remediation*, 35(1), 82–96. <https://doi.org/10.1111/gwmr.12092>
- Zhang, Y., Kelly, W. R., Panno, S. V., & Liu, W. T. (2014). Tracing fecal pollution sources in karst groundwater by Bacteroidales genetic biomarkers, bacterial indicators, and environmental variables. *Science of The Total Environment*, 490, 1082–1090. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.086>
- Żychowski, J. (2012). Impact of cemeteries on groundwater chemistry: A review. *CATENA*, 93, 29–37. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.01.009>
- Żychowski, J., & Bryndal, T. (2015). Impact of cemeteries on groundwater contamination by bacteria and viruses - a review. *Journal of Water and Health*, 13(2), 285–301. <https://doi.org/10.2166/wh.2014.119>

ANNEXE A – DISTANCES SÉPARATRICES À RESPECTER POUR LES AMAS AU CHAMP¹

LIEUX À PRÉSERVER	DISTANCE (m)
TOUT OUVRAGE DE CAPTAGE D'EAU SOUTERRAINE DESTINÉE À LA CONSOMMATION HUMAINE	
Règlement sur le Captage des Eaux Souterraines (Québec) ²	300
Alberta (Agricultural Operation Practices Act)	100
Colombie-Britannique (Agricultural Waste Control Regulation)	30
Île-du-Prince-Édouard (Guidelines for Manure Management)	90-300
Manitoba (Livestock Operations and Groundwater Quality)	100
Ontario (Loi sur la gestion des éléments nutritifs)	45-90
Saskatchewan (Saskatchewan Agriculture and Food)	100
Terre-Neuve et Labrador (Environmental Farm Practices Guidelines for Livestock Producers in Newfoundland and Labrador)	100
État de New York (Conservation Practice Standard, N-Y Natural Resources Conservation Service, USDA)	90
État du Minnesota (Manure Stockpiling Site)	30
État du Wisconsin (Waste Storage Facility, Conservation Practice Standard)	75
LAC, COURS D'EAU, MARAIS NATUREL, MARÉCAGE OU ÉTANG	
Alberta (Agricultural Operation Practices Act)	30-100
Colombie-Britannique (Agricultural Waste Control Regulation)	30
Manitoba (Livestock Operations and Groundwater Quality)	100
Nouvelle-Écosse (Manure Management Guideline for Livestock Producers)	100
Saskatchewan (Saskatchewan Agriculture and Food)	100
Ontario (Loi sur la gestion des éléments nutritifs)	30-300
Terre-Neuve et Labrador (Environmental Farm Practices Guidelines for Livestock Producers in Newfoundland and Labrador)	100
État de New York (Conservation Practice Standard, N-Y Natural Resources Conservation Service, USDA)	90
État du Minnesota (Manure Stockpiling Site)	90
État du Wisconsin (Waste Storage Facility, Conservation Practice Standard)	90-300
PROPRIÉTÉ VOISINE	
Alberta (Agricultural Operation Practices Act)	150
Nouvelle-Écosse (Manure Management Guideline for Livestock Producers)	50-600
Ontario (Loi sur la gestion des éléments nutritifs)	125-250
Saskatchewan (Saskatchewan Agriculture and Food)	800
Terre-Neuve et Labrador (Environmental Farm Practices Guidelines for Livestock Producers in Newfoundland and Labrador)	100

FOSSÉ AGRICOLE	
Nouvelle-Écosse (Manure Management Guideline for Livestock Producers)	20
État du Minnesota (Manure Stockpiling Site)	15
État du Wisconsin (Waste Satorage Facility, Conservation Practice Standard)	30

¹ Réglementation en cours en 2009. Se référer aux sections 2.3 et 4.3 pour davantage d'information

² Remplacé par le Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection, en vigueur depuis le 14 août 2014.

Tiré de Côté et al. (2009)