

2m11.2853.5

Université de Montréal

DÉVELOPPEMENT D'INDICES AGRO-ÉCOLOGIQUES
POUR ÉVALUER LA PRESSION HYGIÉNIQUE
DE LA PRODUCTION ANIMALE AU QUÉBEC

par

JOSÉ ROBERTO PINHO DE ANDRADE LIMA

Département de pathologie et microbiologie
Faculté de médecine vétérinaire

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures
en vue de l'obtention du grade
Maître ès sciences (M.Sc.)
en sciences vétérinaires
option épidémiologie

Septembre 2000

©José Roberto Pinho de Andrade Lima, 2000

SF
609
154
2001
N.003

U

Université de Montréal
Faculté des études supérieures

Ce mémoire intitulé
**Développement d'indices agro-écologiques pour évaluer la pression
hygiénique de la production animale au Québec**

présenté par

José Roberto Pinho DE ANDRADE LIMA

A été évalué par un jury composé des personnes suivantes

Dr Pascal MICHEL, président du jury
Dr Michel BIGRAS-POULIN, directeur de recherche,
Dre Denise BÉLANGER, codirectrice de recherche
Dre Danielle DAIGNAULT, membre du jury

Mémoire accepté le... 12 MAR 2001



Sommaire

Depuis 50 ans, les activités de production animale ont beaucoup changé en Amérique du Nord. L'intensification des élevages a produit un scénario comprenant un plus petit nombre d'entreprises concentrées géographiquement. Une des conséquences importantes de cette transformation est le surplus de fumiers dans certaines régions. Plusieurs auteurs ont mis en évidence la pollution chimique liée aux pratiques agricoles. La contamination microbienne reliée à ces pratiques a été moins étudiée. Cependant, des travaux en Ontario ont révélé des corrélations spatiales significatives entre la densité de la production animale et des cas de maladie entérique chez l'homme. L'approche des indicateurs agro-écologiques a été utilisée dans le but de développer des indices de pression hygiénique. Ces derniers serviront à évaluer le risque de maladies entériques potentiellement relié aux productions animales dans les régions rurales au Québec. Les indices de pression hygiénique proposés correspondent à des indices de densité animale corrigés selon les attributs relatifs aux élevages et à la surface. Les attributs associés aux élevages sont composés de variables relatives à la charge initiale d'agents pathogènes à la ferme, à des facteurs qui déterminent leur survie dans les structures d'entreposage et au sol après l'épandage ; les attributs associés à la fragilité de la surface réceptrice sont composés des caractéristiques hydrologiques, du climat et du mouvement des agents pathogènes. Pour chaque entreprise, deux indices sont proposés : le premier relié à la contamination des eaux de surface et le second orienté vers les eaux de profondeur. L'application des indices à certains scénarios québécois construits avec des données de la littérature a indiqué que le risque le plus élevé dépend principalement de la combinaison de charges initiales d'agents pathogènes importantes (chez les animaux et à l'épandage), de la gestion liquide des fumiers et des volumes de pluie élevés. Les éléments différentiels entre la contamination des eaux superficielles et celle des eaux de profondeur sont le type de sol et les types de pratique agricole. Les bases de données déjà existantes pourraient servir à l'application, pour l'ensemble du Québec, des indices développés ici.

Table des matières

Page titre	i
Identification du jury	ii
Sommaire	iii
Table des matières	iv
Liste des tableaux	v
Liste des figures	vii
Dédicace	ix
Remerciements	x
1. Introduction	1
2. Revue de la Littérature	4
2.1. La production animale et la pollution de l'environnement	4
2.2. Les zoonoses entériques et la production animale	13
2.3. Le système typique de production animale	20
2.3.1. La contamination des intrants du système agricole	21
2.3.2. La contamination chez les animaux de production	24
2.3.3. L'entreposage de fumiers et la survie microbienne	31
2.3.3.1. Modèle de survie microbienne à l'entreposage	35
2.3.4. L'épandage des fumiers et la survie microbienne au sol	40
2.3.5. Mouvements des micro-organismes dans le sol	48
2.4. Liens entre les zoonoses entériques et la pollution de l'environnement agricole	64
2.5. Modèles appliqués à la problématique de la contamination microbienne d'origine agricole	68
2.6. Indicateurs agro-écologiques pour évaluer la pollution agricole	77
2.6.1. La méthode PICABUE modifiée	78
3. Matériel et Méthodes	83
3.1. Développement d'indices agro-écologiques pour évaluer la pression hygiénique de la production animale au Québec	83
3.2. Définition des objectifs	83
3.3. Sélection des variables directrices et hypothèses de base	85
3.4. Construction et agrégation des attributs	92
4 Résultats	98
4.1. Exemples d'application des IPHA	98
4.1.1. Démarche d'application des indices développés	98
4.1.2. Comparaison entre les mesures de contaminations produites suite aux épandages et les IPHA	104
5. Discussion	107
6. Conclusions	113
7. Bibliographie	114
8. Annexes	xi

Liste de tableaux

I - Équivalence en Unité animale (UA) et excrétion journalière par catégorie de production.....	7
II – Pourcentages de couverture des besoins des cultures en azote par la fertilisation organique et minérale au Québec.....	8
III - Limites de qualité chimique des eaux.....	9
IV - Limites de qualité microbienne des eaux.....	11
V - Résultats du suivi de la qualité des eaux de puits en Ontario.....	13
VI - Taux d'incidence de maladies entériques par 100.000 habitants au Canada entre 1995 et 1997.....	14
VII - Taux de survie des agents entéro-pathogènes dans l'eau.....	22
VIII - Prévalences des agents entéro-pathogènes chez les animaux de ferme.....	26
IX - Taux d'excrétion des agents entéro-pathogènes par les animaux de ferme.....	30
X - Facteurs qui déterminent la survie microbienne dans les structures d'entreposage de fumier et lisier.....	34
XI - Coefficients de détermination (k) de la survie théorique des agents pathogènes entériques dans des structures d'entreposage	39
XII - Facteurs qui affectent l'activité, l'écologie et la dynamique de la population des micro-organismes placés sur le sol.....	43
XIII - Classes de texture des particules du sol.....	45
XIV - Coefficients « k » pour les agents entéro-pathogènes dans le sol	47
XV - Facteurs associés aux mouvements des micro-organismes dans le sol..	51
XVI - Pourcentages de récupération par percolation de micro-organismes épanchés au sol.....	62

XVII - Pourcentages de récupération par ruissellement de micro-organismes déposés au sol	63
XVIII - Équations utilisées pour le facteur pH.....	70
XIX - Pourcentages de réduction des bactéries déposées au sol par infiltration et ruissellement.....	72
XX - Étapes de la construction d'indices agro-écologiques.....	80
XXI - Présomptions de base utilisées dans la construction des IPHA.....	87
XXII - Variables sélectionnées pour la construction des IPHA.....	88
XXIII - Attributs et variables sélectionnées.....	91
XXIV - Valeurs des Coefficients d'infiltration (Ci) et de ruissellement (Cr) utilisés dans l'application des IPHA au Québec.....	99
XXV - Paramètres de calcul de IPHAp pour <i>Campylobacter</i> spp. dans une ferme porcine (FP) fictive.....	100
XXVI - Exemple de IPHA	101
XXVII - Paramètres de calcul de IPHAp pour <i>E. coli</i> O157 :H7 pour une surface de production de foin fertilisée avec le purin bovin (situation fictive).....	102
XXVIII - Paramètres de calcul de IPHAs pour <i>Salmonella</i> spp. sur une surface d'orge épandue avec du lisier porcin (situation fictive).....	103
XXIX - Variables agro-environnementales et microbiologiques de 8 événements d'épandage suivis en Ontario.....	104

Liste de figures

	page
1 - Régions agricoles en surplus de fumier au Québec.....	5
2 - Coliformes fécaux dans les ruisseaux Turmel et Binet au Québec entre 1994 et 1995.....	12
3 - Évolution des cas de maladies entériques au Québec entre 1986 et 1997.....	16
4 - Comportement des cas de maladies entériques notifiés au Québec en 1996 et 1997.....	17
5 - Comportement saisonnier des maladies entériques aux États-Unis.....	17
6 - Vue générale de la transmission des maladies entériques.....	19
7 - Système typique de production animale au Québec.....	20
8 - Incidence de <i>E. coli</i> O157 chez les bovins après un suivi entre 1990 et 1994 en Angleterre.....	25
9 - Fosse, structure typique d'entreposage des fumures liquides.....	31
10 - Plate-forme, structure typique d'entreposage des fumures solides.....	32
11 - Courbe de survie des agents pathogènes introduits dans les structures d'entreposage et dans l'environnement agricole.....	36
12 - Distribution typique des fumures sur les champs durant l'année.....	41
13 - Les horizons du sol.....	44
14 - Relation entre les décharges dans les drains souterrains et le comptage de coliformes fécaux dans l'eau.....	52

15 - Relation entre les épisodes de pluie et les décharges dans les drains souterrains.....	52
16 - Taille des particules du sol et des microbes	53
17 - Mouvements d'eau dans le sol.....	54
18 - Relation entre pluie et recharge des eaux de profondeur.....	58
19 - Pourcentage de la population canadienne tributaire de l'eau souterraine.....	64
20 - Évolution temporelle moyenne de la prévalence de <i>Salmonella</i> spp. chez les bovins en Suisse entre 1964 et 1974.....	67
21 - Algorithme général du modèle MWASTE.....	71
22 - Charge bactérienne(coliformes fécaux) apportée aux eaux de surface selon le modèle COLI dans un scénario de 10 jours d'entreposage.....	74
23 - Étapes principales de la démarche PICABUE pour la construction d'indicateurs agro-écologiques.....	79
24 - Carte d'indices de pollution potentielle agricole (IPAP) appliqués au bassin du ruisseau Binet au Québec.....	82
25 - Attributs qui composent les IPHA.....	92
26 - Courbe de survie des pathogènes introduits dans les structures d'entreposage en continu.....	93
27 - Comparaison entre les charges animales, les comptages microbiens dans les drains souterrains et IPHAs pour <i>E. coli</i> produits à partir des épandages en Ontario.....	106

*Je dédie ce travail
À Maria Amélia, à Maria Augusta et à D. Maria
Les trois mères que la vie m'a données*

Remerciements

J'aimerais, tout d'abord, remercier mes commandants dans l'Armée Brésilienne pour l'opportunité qu'ils m'ont offerte, lorsque j'ai été libéré de mes fonctions au Régiment École de Cavalerie, afin de réaliser ce perfectionnement professionnel au Canada.

J'aimerais aussi remercier :

Mes directeurs, les professeurs Michel Bigras-Poulin et Denise Bélanger, pour l'encouragement, l'appui et l'attention qu'ils m'ont prodigué tout au long de ma maîtrise.

Le Ministère des Relations Internationales du Québec, particulièrement M. Denis L'Anglais, pour la bourse d'exemption de supplément de frais de scolarité qui m'a été accordée.

Le Dr Pascal Michel du Ministère de la Santé du Canada pour l'opportunité de découvrir cette nouvelle vision du savoir épidémiologique.

Mes amis du Pavillon Dessaulles, de la bibliothèque et de l'ensemble de la Faculté pour les précieux moments de discussion professionnelle et d'enrichissement humain.

Mon frère et ami Luiz Rogério.

Finalement, je voudrais exprimer ma reconnaissance à tous ceux qui m'ont aidé depuis le début de cette mission, les nommer tous serait une longue tâche et en oublier certains serait injuste.

1. Introduction

La problématique des maladies entériques a beaucoup changé dans les dernières décades en Amérique du Nord. Les changements enregistrés dans les 20 dernières années sont remarquables, tant au niveau des micro-organismes pathogènes impliqués, qu'au niveau des voies de transmission et des hôtes.

On observe l'émergence de nouveaux agents pathogènes comme le protozoaire *Cryptosporidium parvum* et *E. coli* O157:H7 (Meng, J. and Doyle, M. P. 1997), ainsi que la montée en importance d'agents pathogènes auparavant associés à des cas sporadiques de maladies entériques humaines, comme les infections à *Campylobacter* spp.

Les recherches portant sur la compréhension des phénomènes liés à des problèmes de santé publique ont montré que ceci n'est pas uniquement dû à une augmentation de la notification des cas ou à des méthodes d'analyse plus sensibles, mais à des transformations économiques, sociales et environnementales survenues dans l'ère de l'après guerre (Tauxe, R. V.1997).

Aux États-Unis, la plus grande source de contamination des eaux de surface et de profondeur est associé à l'agriculture (Bitton, G. and Gerba, C.P. 1984). Les principaux polluants sont les nutriments, comme l'azote et le phosphore, présents dans les fertilisants organiques et minéraux. Les pesticides sont aussi causes de contamination chimique. Un troisième groupe de polluants est composé par les micro-organismes, soit les virus, bactéries et parasites excrétés par les animaux utilisés à des fins de production.

Ces trois types de contamination sont classifiés comme polluants de source diffuse, c'est-à-dire ceux qui atteignent les cours d'eau et nappes phréatiques par ruissellement ou par écoulement souterrain. Leur point d'entrée

est impossible à déterminer, contrairement aux sources ponctuelles (Gambazo, G. *et al.*, 1994, Line, D.E. *et al.*, 1996).

La mesure directe de l'impact des sources diffuses est impossible parce que leurs déplacements dépendent d'une multitude de facteurs soient le climat, la pédologie, l'hydrogéologie, le type de pratiques agricoles, etc. Ainsi, le contrôle de ces sources doit être basé sur la prévention et l'action globale sur les territoires et les bassins impliqués (Chokmani, K. 1996).

Au Canada et au Québec, des études environnementales ont montré que le profil de la situation est semblable à celui des États-Unis. Le problème de la contamination de l'environnement par l'agriculture est plus important dans certains bassins versants où est localisée la majorité des entreprises de productions animales et végétales (Gambazo, G. and Buteau, J. 1985, Chokmani, K. and Gallichand, J. 1997).

Dans le contexte de la contamination microbienne par des agents pathogènes entériques, peu d'informations relient solidement les pratiques agricoles et l'augmentation du risque d'occurrence des maladies entériques chez l'homme. Par contre, plusieurs études associent la contamination microbienne des eaux de surface et de profondeur aux épandages et principalement à la présence des bovins sur des parcelles de pâturage (Faust, M. A. 1982; Patni, N.K. 1991 ; Rudolph, D.L. *et al.*, 1998).

La distribution spatiale et temporelle d'une des maladies entériques à caractère zoonotique, causée par des *E. coli* producteurs de vérotoxine (VTEC), a été étudiée en Ontario par Michel *et al.*, 1999. Ces chercheurs ont trouvé des associations significatives entre le nombre de cas et la densité animale dans les régions agricoles. Le lien causal entre la maladie et la production animale n'a pu être démontré.

Bref, l'intensification et la spécialisation des pratiques agricoles et de la production animale pourraient faire partie du nouveau scénario des maladies entériques chez l'humain. Ceci parce qu'une proportion importante des cas est liée à la consommation d'aliments d'origine animale ou d'eau contaminée. De plus, le bétail sert de réservoir des principaux agents pathogènes entériques d'actualité, soit *Campylobacter* spp., *Salmonella* spp. et *E. coli* O157:H7.

L'absence d'indice qui synthétise la contamination microbienne régionale potentielle apportée par la production animale est à l'origine du présent travail. Cette étude a donc comme objectif d'analyser les divers éléments qui contribuent à la présence, la survie et au déplacement des agents entéro-pathogènes dans les entreprises agricoles puis de réaliser la construction d'indices de densité animale corrigés selon ces éléments. Le but ultime de ces indicateurs de la pression hygiénique de la production animale est d'évaluer le risque lié aux maladies entériques à caractère zoonotique dans les régions rurales.

2. Revue de la Littérature

2.1. *La production animale et la pollution de l'environnement*

Dans la période qui suit la seconde guerre mondiale, la production animale subit de profonds changements qui se répercutent jusqu'à aujourd'hui. La destruction des structures productrices en Europe pendant la guerre fait de ce continent un marché ouvert aux produits américains. Ces nouvelles opportunités de commerce ont poussé l'Amérique du Nord vers la recherche de la production maximale (Bigras-Poulin, M. 1993).

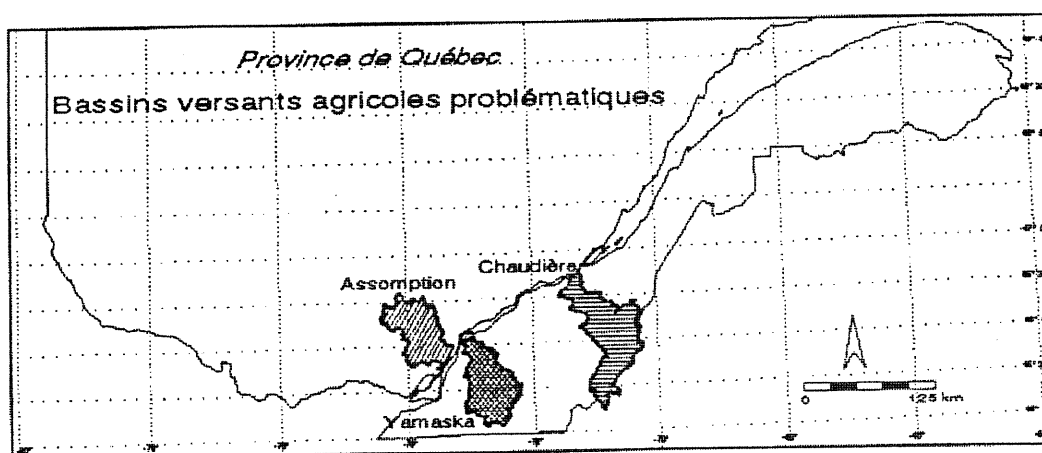
La recherche d'une production maximale induit un nouveau profil d'entreprise de production animale. La mécanisation, l'intensification et la spécialisation provoquent la réduction du nombre total de fermes et favorisent l'augmentation de la taille moyenne des entreprises restantes (Armstrong, G. L. *et al.*, 1996).

Au Québec, 134,000 fermes sont dénombrées au recensement fédéral de 1951, tandis qu'en 1996, ce nombre chute à 35,000 (Statistique Canada, 1996). La proportion des producteurs par type d'animaux a aussi changé. D'ailleurs, ces profils sont toujours en processus d'ajustement encore selon la dynamique économique actuelle.

Les exigences du nouveau profil de production ont privilégié certaines régions où il y a agglomération d'entreprises. Parmi les 13 régions agricoles au Québec, seulement trois sont considérées comme possédant des surplus de fumier par rapport à leur capacité de recevoir des nutriments, soient les bassins Chaudière, L'Assomption et Yamaska (Figure1).

Un des points critiques à gérer dans le nouveau modèle de production animale est le volume de rejets produits. Les élevages de bovins produisaient environ 800 m³ de déjections par ferme en 1996 soit 50 % de plus qu'en 1976. Dans les élevages porcins, l'augmentation est plus importante. En 1996, la quantité moyenne de fumier produit par ferme se situait autour de 2,350 m³, soit 2,000 m³ de plus qu'en 1976. La principale raison de cette augmentation est l'accroissement de la taille des troupeaux (Statistique Canada, 1996).

Figure 1 – Régions agricoles en surplus de fumier au Québec



Source : Cluis, D. et Quentin, E.(1995)

Pour aider à la mise en valeur des vertus fertilisantes des fumures et pour assurer la protection de l'environnement, les agences de protection de l'environnement en Amérique du Nord et en Europe ont établi, dans les années 50, la notion d'unité animale (UA). Cette standardisation est basée sur le contenu moyen en azote des fèces des animaux, en prenant comme référence l'excrétion en azote d'une vache de 500 Kg pendant un année, soit environ 80 Kg. Cette unité varie d'un pays à l'autre, et est très approximative, car les variations relatives à l'alimentation, à l'espèce, aux races et aux états physiologiques ne sont pas prises en considération (Comité *ad hoc* sur l'environnement, 1998).

Au Québec, le Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEFQ) a établi, en 1987, les valeurs de UA présentées dans le Tableau I (deuxième colonne) sur la base d'un rejet de 80 Kg d'azote/UA par année. Ce tableau présente aussi les autres valeurs d'équivalence d'unités animales en têtes de bétail identifiées par des mesures plus récentes (troisième colonne). Le volume de déjections excrété par individu et par jour est aussi présenté (quatrième colonne). Les différences entre les deuxième et troisième colonnes indiquent la discordance entre les équivalences en UA classiques (estimées) et les charges chimiques retrouvées dans les déjections aujourd'hui.

Les fertilisations des surfaces agricoles sont réalisées normalement au printemps et à l'automne (Bertrand, R.A, 1991). Chaque culture a des besoins spécifiques en nutriments. Les calculs de fertilisation sont basés sur ceux-ci, ainsi que les caractéristiques du produit épandu, du sol et des pertes potentielles (Conseil des productions végétales du Québec, 1996).

Tableau I – Équivalence en Unité animale (UA) et excréation journalière par catégorie de production

Description des catégories animales	Têtes par Unité animale ¹	Têtes par Unité animale sur la base d'un rejet de 80 Kg d'azote/UA par année ²	Volume de déchets excrétés (L par individu/par jour) ³
Vaches et taureaux laitiers	1	0.6 (vache plus veau de 55 Kg)	68
Taures laitières (1 an et plus)	2	0.7	28
Petits veaux laitiers d'abattage (0-2 mois)	5	--	8.86
Génisses laitières (moins d'un an)	5	1.7	13
Vaches et taureaux de boucherie	1	1.0 (plus veau de 244 Kg)	40
Bovins de finition	1	1.2	21.9 (bouillons 1 an et plus)
Génisses de boucherie (6-18 mois)	2	1.8 (de 8 à 15 mois)	8.85 (mois d'un an)
Taures de boucherie (18-26 mois)	2	1.1 (plus de 12 mois)	30
Bovins de semi-finition	2	3.2	--
Veaux d'embouche ou de boucherie (2-6 mois)	5	--	--
Veaux lourds de lait (0-4 mois)	5	8.8	10
Veaux lourds de grains (0-6 mois)	5	3.0	16
Truies mise bas (avec porcelets non sevrés)	4	3.1	20
Truies en gestation , verrats	4	3.7	12
Truies de remplacement	4	6.6 (Cochette 20 à 120 Kg)	--
Porcs à l'engraissement	5	7.3 (20 à 107 Kg)	5.8
Porcelets sevrés (7-20 Kg)	25	34.8	1.7

Sources : 1) Gilbert, D. *et al.*(1996), 2) Comité *ad hoc* sur l'environnement (1998), 3) Cluis, D. *et al.*(1994)

Auparavant, les producteurs agricoles faisaient des épandages de façon aveugle. C'est-à-dire, sans tenir compte du contenu de nutriments présents dans les fumiers et lisiers, ainsi que des besoins de la culture choisie. De plus, après les fertilisations organiques, plusieurs producteurs faisaient l'application de fertilisants minéraux. La conséquence évidente a été la sur-fertilisation et la pollution de l'environnement (Ministère de la Santé et des Services Sociaux du Québec, 1999). Ceci peut être vérifié par les données présentes dans le Tableau II ci-dessous.

Tableau II - Pourcentages de couverture des besoins des cultures en azote par la fertilisation organique et minérale au Québec

Bassin	Fumiers	Engrais minéraux	Total
Chaudière	214	53	267
Yamaska	69	75	144
L'Assomption	79	97	176
Etchemin	208	44	252
Richelieu	30	81	111
Saint-François	94	73	167
Nicolet	67	79	146
Bayonne	211	59	270
Boyer	150	63	213
Province	64	69	133

Source: Ministère de la Santé et des Services Sociaux du Québec (1999).

La pollution chimique d'origine agricole causée par la fertilisation organique se traduit principalement par l'élévation des teneurs en phosphore et azote des eaux de surface et de profondeur (Simard, R.R. *et al.*, 1995 et Line, D.E. *et al.*, 1996). L'augmentation de la teneur en phosphore de l'eau est particulièrement nuisibles parce qu'elle cause l'eutrophisation des lacs et met en péril la faune aquatique. Le règlement environnemental du MEFQ considère comme critiques les teneurs en nutriments dans l'eau présentées dans le Tableau III ci-dessous.

Tableau III – Limites de qualité chimique des eaux

Paramètre	Utilisation	Critère	Unité
NH_4 (azote ammoniacale)	Eau potable	0.5	mg/L
	Vie aquatique	22	mg/L
$NO_3 - NO_2$ (nitrites et nitrates)	Eau potable	10	mg/L
	Agriculture	20	mg/L
Phosphore total	Vie aquatique	0.03	mg/L

Source : Chokmani, K. (1996)

Pour ce qui est des composés azotés, les limites sont établies à partir du risque lié à la santé publique, principalement au potentiel de causer la méthémoglobinémie chez les enfants et les femmes enceintes. Le lien entre la consommation de nitrites et nitrates et les autres maladies, comme les cancers de l'estomac, ne font pas encore l'unanimité dans la communauté scientifique (Rapport du groupe de travail « santé », 1999).

La contamination microbienne de l'environnement agricole est une autre forme de pollution liée à la production animale. Ce volet de la pollution est peu documenté. Rares sont les publications qui rapportent des informations sur le comportement spatial et temporel de ce problème. Ainsi, l'évaluation de l'importance de cette pression hygiénique sur la santé publique devient difficile.

Depuis quelques décennies, la contamination microbienne dans l'environnement est estimée à partir du suivi de quelques micro-organismes indicateurs. Les coliformes et streptocoques fécaux (CF et SF), ainsi que les coliformes totaux (CT) ont été acceptés comme étant de bons représentants de des agents pathogènes potentiellement présents dans l'eau ou dans le sol (Toranzos, G.A. and McFeters, G.A. 1997). Le rapport entre les coliformes et les streptocoques fécaux (CF/SF) a été utilisé comme outil pour différencier l'origine

de la contamination (Hagedorn, C. *et al.*, 1978), humaine (rapport > 4.1) ou animale (rapport < 0.7).

Plusieurs auteurs ont observé que les streptocoques fécaux sont moins résistants aux processus de préparation et au transport des échantillons que les coliformes. En conséquence, le rapport CF/SF possède peu de valeur pratique (Howell, J.M. *et al.*, 1996).

Jones, K. and Hobbs, A. (1996), dans l'évaluation des contaminations par *Campylobacter* spp. et coliformes fécaux des eaux de surface dans les environnements agricoles en Angleterre, ont vérifié l'absence de corrélation entre les comptages de ces deux bactéries. Cette absence de corrélation a aussi été remarquée dans le travail de Berndtson, E. *et al.*, 1996a. Ces résultats indiquent que les coliformes fécaux ne sont pas de bons indicateurs de contaminations fécales des eaux par *Campylobacter* spp..

Les investigations de Rose, J.B. *et al.* (1988) avaient déjà montré que les corrélations entre le nombre d'ookystes de *Cryptosporidium* spp., le nombre de coliformes fécaux et la turbidité de l'eau ne sont pas significatives. Ce fait est devenu important lorsque l'étude de Wallis, P.M. *et al.* (1996) a montré que les pourcentages de contamination par *Cryptosporidium* spp. des eaux à l'entrée des usines de traitement au Canada sont de l'ordre de 4.5 %. D'autres chercheurs ont remarqué des contaminations encore plus importantes dans les eaux de surface, principalement dans les régions agricoles, considérées d'ailleurs comme la grande source de contamination pour l'environnement (Rose, J.B. 1997). Hancock, C.M. *et al.*, (1998) ont trouvé qu'entre 1 et 50 % des différentes sources d'eau de profondeur sont contaminées par des ookystes de *Cryptosporidium* spp. ou cystes de *Giardia* dans 23 états américains. Donc, dans le cas des agents pathogènes en émergence comme *Campylobacter* spp. ou le protozoaire *Cryptosporidium parvum*, les CF utilisés comme indicateurs de contamination sont peu représentatifs (LeChavallier, M.W. *et al.*, 1999).

Wiggins, B.A. *et al.*(1996) ont offert une alternative à la limitation des indicateurs de pollution fécale. Ces auteurs ont identifié les profils de résistance aux antibiotiques des souches de streptocoques fécaux d'origine humaine et animale. À partir de ces profils, ces chercheurs ont identifié correctement 64 à 78 % des échantillons récoltés aux sources de pollution.

Les seuils du comptage des coliformes fécaux dans l'eau proposés par les normes environnementales pour la qualité de l'eau au Canada sont présentés au tableau IV ci-dessous. La méthode standard d'analyse est le comptage sur plaque après la filtration pour le calcul du nombre le plus probable de colonies (MPN).

Tableau IV - Limites de qualité microbienne des eaux

Paramètre	Utilisation	Critère	Unité
<i>CF</i>	Eau potable	0	nb/100 ml
	Agriculture	23	nb/100 ml
	Recréation	100	nb/100 ml

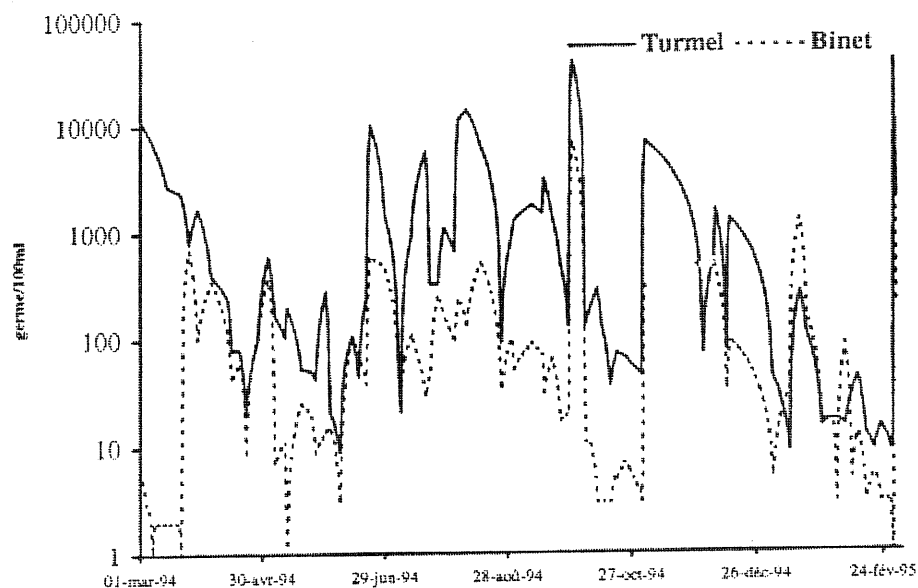
Source : Chokmani, K. (1996)

Le travail réalisé par Gosselin, D.C. *et al.*(1997) au Nebraska, États-Unis, avec l'eau souterraine de régions rurales a conclu que 8 à 26 % des puits évalués ont été contaminés par des coliformes fécaux.

Au Québec, dans le bassin de la Chaudière, Chokmani, K. and Gallichand, L. (1997) ont suivi pendant une année les caractéristiques microbiennes et chimiques des ruisseaux Turmel et Binet. Les résultats montrent un dépassement quant à la quantité permise de coliformes fécaux présents dans l'eau utilisée à des fins d'agriculture dans 77 % des prélèvements du ruisseau Turmel et dans 52 % de ceux du ruisseau Binet. Les régions entourant ces ruisseaux sont caractérisées par des densités animales élevées. La Figure 2 présente la distribution temporelle des mesures de coliformes fécaux réalisées

dans les ruisseaux cités précédemment. Les périodes où les comptages bactériens ont été les plus élevés correspondent aux moments les plus pluvieux dans les bassins.

Figure 2 - Coliformes fécaux dans les ruisseaux Turmel et Binet au Québec entre 1994 et 1995



Source : Chokmani, K. (1996)

En Ontario, Goss, M.J. *et al.*(1998) ont trouvé que la contamination microbienne est élevée dans des eaux de profondeur des environnements agricoles de cette province (Tableau V). Rudolph, D.L. *et al.*(1998) ont observé des corrélations positives entre les puits contaminés et la proximité des champs fertilisés avec des fumiers. Ces auteurs ont aussi remarqué une variation saisonnière des charges microbiennes, ainsi qu'une hausse dans les dernières décennies.

Tableau V – Résultats du suivi de la qualité des eaux de puits en Ontario

Bactérie	N° de puits testés	Dépassement des limites ¹	
		Hiver (%)	Été (%)
Coliformes fécaux	598	19.7 ± 3.3 ^a	25.3 ± 3.6 *
<i>E. coli</i> > 0	268	16.8 ± 4.6	24.3 ± 5.2 *
Streptocoques fécaux > 0	335	11.6 ± 3.5	24.2 ± 4.7 ***
Enterocoques > 0	68	16.2 ± 8.9	45.6 ± 12.1 ***

^a ± intervalle de confiance de 95 %

* différence entre les résultats a été significative à $p < 0.05$

*** différence entre les résultats a été significative à $p < 0.001$

¹ Les limites adoptées par les auteurs ont été 5 colonies/100 ml pour les coliformes totaux et 0 colonies/100 ml pour les coliformes fécaux.

Source : Goss, M.J. *et al* (1998)

Il faut noter que la contamination des puits à proximité des fermes fertilisées met en lumière de nouvelles populations à risque quant aux maladies entériques : les population rurales qui consomment l'eau des puits non traités. Pour ce qui est des populations urbaines, les risques proviennent plutôt de la contamination des eaux de surface, comme c'est le cas des bassins étudiés par Chokmani, K. (1996) et indiqué à la Figure 2.

2.2 Les zoonoses entériques et la production animale

Les maladies entériques représentent un important problème de santé publique en Amérique du nord. À chaque année, les personnes touchées sont estimées à plus de 5 millions (Doyle, M.P. and Cliver, D.O. 1990). Les dépenses annuelles reliées au problème sont de l'ordre du milliard (Pell, A. 1997, Marks, S. and Roberts, T. 1993) .

Les calculs les plus pessimistes de l'Agence américaine de contrôle des drogues et aliments (FDA) indiquent qu'aux Etats-Unis, le nombre annuel de cas associés à des maladies entériques se situerait entre 24 et 81 millions et

causeraient 9,000 morts (Halpern, I. *ét al.*, 1999). Les cas rapportés officiellement par le Centre de Contrôle des Maladies (CDC) aux États Unis et le Laboratoire pour le Contrôle des Maladies au Canada sont bien moins nombreux, soit environ 100,000 et 20,000 respectivement (Santé Canada, 1999a).

La différence entre les chiffres estimés et rapportés est de l'ordre de 20 à 100 fois. Cette différence s'explique par les résultats d'une enquête réalisée sur *Campylobacter spp.* dans 11 états américains. Ce travail a montré que 1 victime de diarrhée sur 18 consulte son médecin et qu'une analyse de selles est réalisée dans 1 cas sur 80 (Finch, M. J and Riley, L.W. 1984).

Les agents entéro-pathogènes les plus souvent isolés sont *Campylobacter spp.*, *Salmonella spp.* et *E. coli* O157. Parmi les maladies entériques à caractère zoonotique, la majorité des cas sont dus aux *Campylobacter spp.*. Les taux de mortalité les plus élevés sont associés à *Escherichia coli* O157 :H7. Chaque année, plusieurs centaines de décès sont dus à cette catégorie de maladie (Tauxe, R.V. 1992, Armstrong, G *et al.*, 1996, Santé Canada 1995).

D'autres organismes pathogènes, comme *Cryptosporidium parvum* sont fréquemment isolés lors de maladies entériques, mais ces infections ne font pas partie de la liste de maladies à déclaration obligatoire au Canada. Les taux d'incidence par 100,000 habitants au Canada, entre 1995 et 1997 de cas (confirmés par isolement microbien) liés aux agents pathogènes cités précédemment sont présentés dans le Tableau VI ci-dessous.

Tableau VI - Taux d'incidence des maladies entériques par 100,000 habitants au Canada entre 1995 et 1997

Agent responsable	Année		
	1995	1996	1997
<i>Campylobacter spp.</i>	46.20	42.70	44.70
<i>Salmonella spp.</i>	21.60	22.00	19.90
<i>E. coli</i> O157	5.00	4.20	4.20

Source : Santé Canada (1999a)

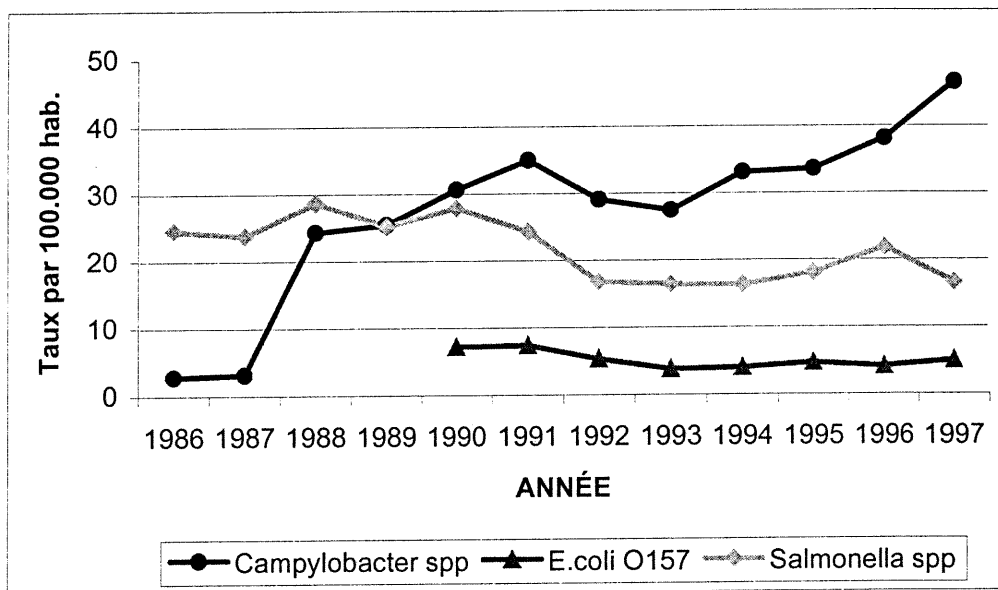
Des complications liées à ces cas d'entérites peuvent survenir. On peut mentionner le syndrome de Guillain-Barré, sérieuse maladie neurologique associée aux infections aux *Campylobacter* spp. Chez les isolats de *Salmonella* spp., on a enregistré une augmentation importante des souches résistantes aux antibiotiques depuis les dernières années. En 1990, aux États-Unis, la proportion de *Salmonella* Thyphimuriun DT104 résistantes à plusieurs antibiotiques, isolées à partir de cas d'entérite humaine est passé de 9 % à 33 % en 1996 (USDA, 1996).

La complication la plus souvent associée aux *E. coli* verotoxinogènes (VTEC), comme *E. coli* O157:H7, est la déficience rénale consécutive aux diarrhées hémorragiques. D'ailleurs, cet agent pathogène est considéré comme étant très virulent et la maladie qu'il cause peut être mortelle (Coia, J.E. 1998, Armstrong, G. *et al.*, 1996).

Au Québec, l'évolution des cas de maladies entériques entre 1986 et 1997 peut être observée dans la Figure 3 ci-dessous. Il faut remarquer l'émergence importante de cas attribués aux *Campylobacter* spp.. D'ailleurs, depuis environ dix ans, les entérites causées par cet agent dépassent les cas de salmonellose en Amérique du nord et dans certains pays d'Europe (Stanley, K. N. *et al.*, 1998a,b, Santé Canada, 1999a).

Au Canada et au Québec, le nombre de cas de maladies entériques ressemble à celui enregistré aux États-Unis. La distribution géographique et temporelle des cas varie de façon importante. Par exemple, en Alberta, les taux d'incidence de maladies entériques causées par le VTEC sont plus élevés que dans le reste du Canada (Waters, J.R. *et al.*, 1994). Cependant, les informations se rapportant à la source d'infection n'étaient présentes que dans 65 % des cas. Des habitudes alimentaires et des pratiques agricoles régionales pourraient expliquer les différences rencontrées à travers le Canada (Michel, P. *et al.*, 1999).

Figure 3 - Évolution des cas de maladies entériques au Québec entre 1986 et 1997

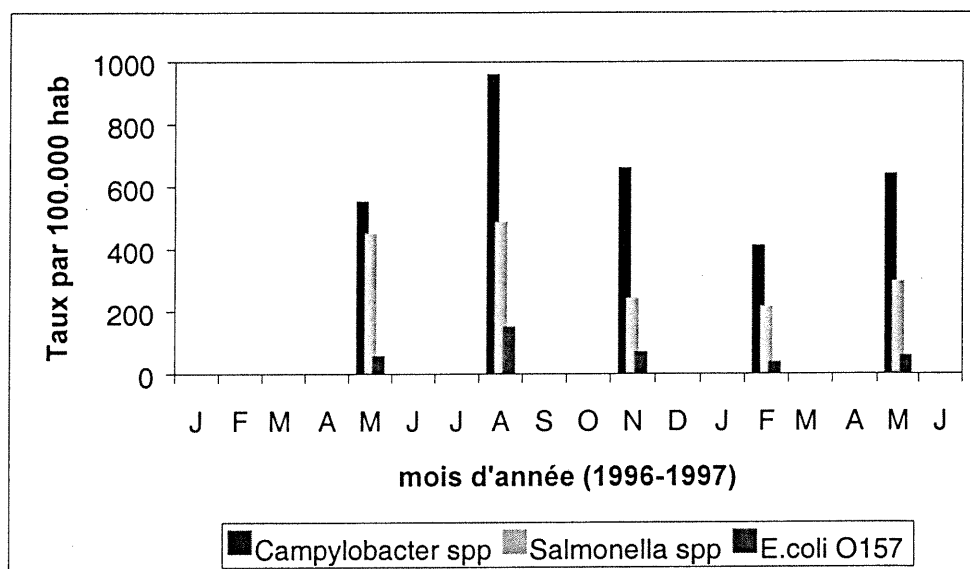


Source : Santé Canada (1999a)

Une caractéristique fondamentale de la distribution annuelle des cas de maladies entériques à caractère zoonotique est la tendance saisonnière (Santé Canada, 1996). Ce phénomène peut être lié à des changements d'habitude alimentaire pendant les mois les plus chauds (effet «barbecue»), aussi bien qu'à des carences dans la chaîne de température pour la conservation des aliments. Une autre possibilité serait le lien avec les pratiques agricoles qui, potentiellement, contaminent l'environnement, soit les épandages et la présence des bovins dans les pâturages. Le présent travail cherche à contribuer à la vérification de cette dernière hypothèse.

L'évolution dans l'année des cas au Québec est illustrée à la Figure 4 ci-dessous.

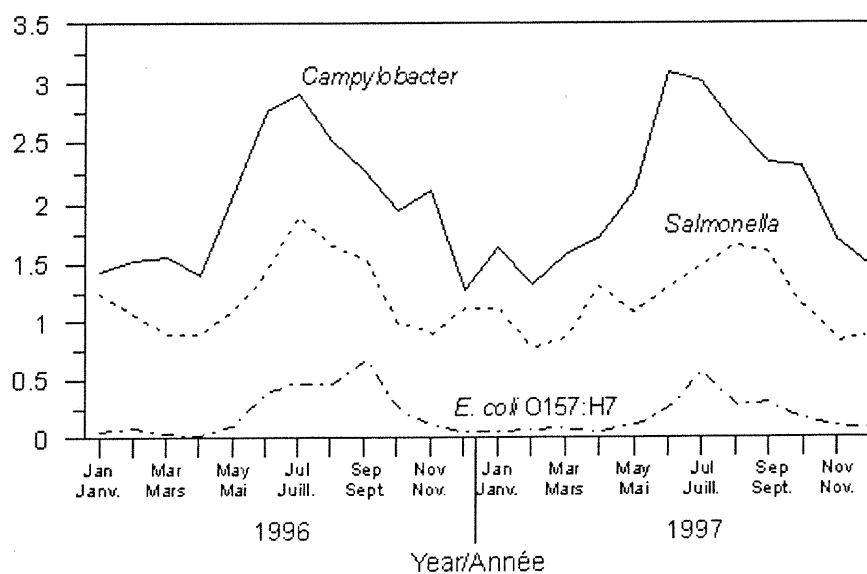
Figure 4 – Comportement des cas de maladies entériques déclarés au Québec en 1996 et 1997



Source: Santé Canada (1998)

Le profil saisonnier des cas confirmés enregistrés au Québec s'approche du comportement des cas dans l'ensemble des États-Unis (Figure 5).

Figure 5 – Comportement saisonnier des maladies entériques aux États-Unis

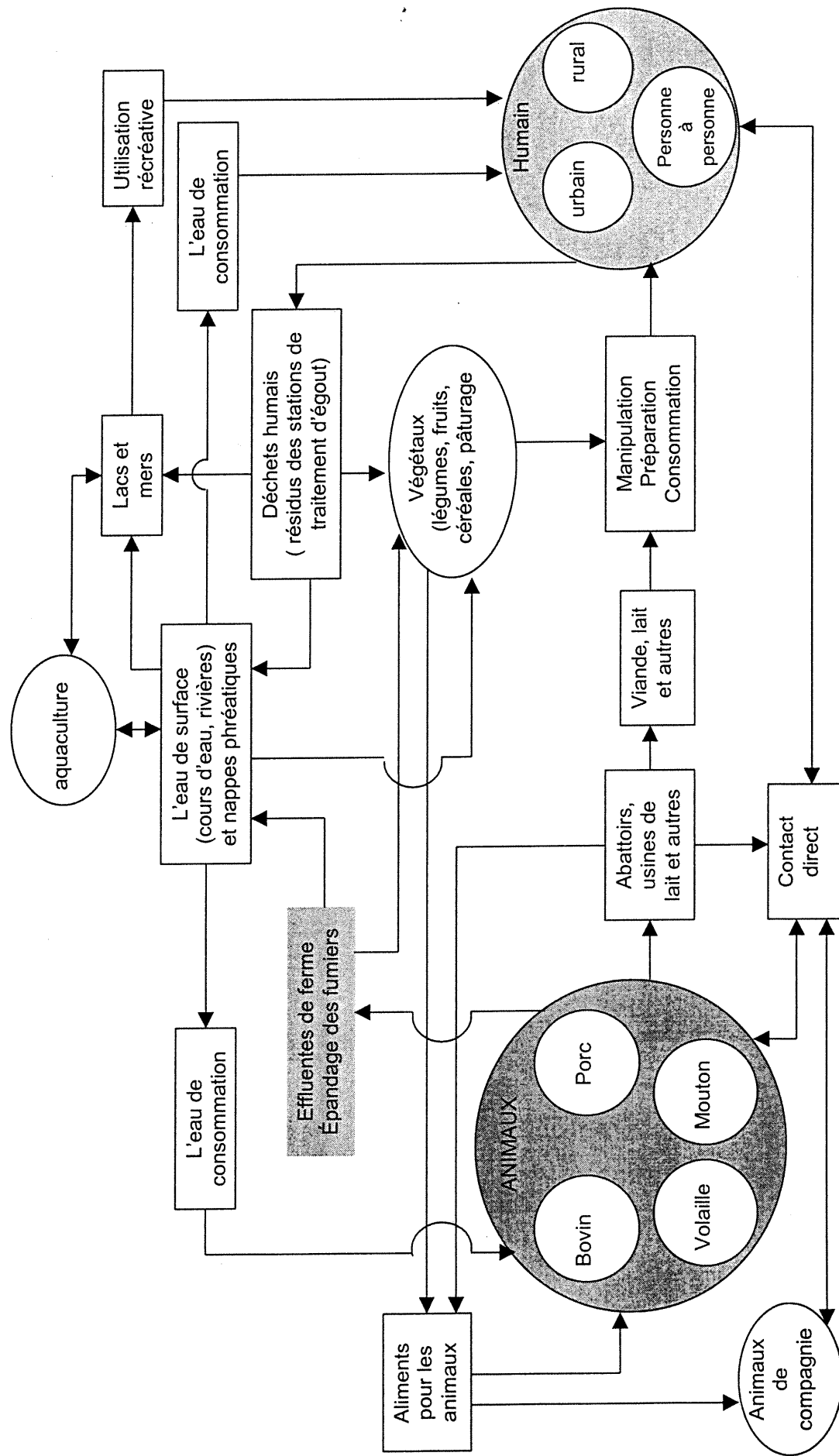


Source : Santé Canada (1999b)

Les cas de maladies entériques liées à l'eau sont principalement enregistrés entre juillet et septembre en Amérique du Nord. Entre 1920 et 1980, 20% des épidémies par voie hydrique aux États-Unis ont été expliquées par les contaminations des eaux de surface suite aux ruissellements produits lors d'orages ou d'inondations (Joergensen, R.G. and Seitz, D. 1998). Dans ces cas, les sources de contamination sont les déjections d'origine animale (spécialement en milieu rural) et humaine.

Les principales voies de transmission des agents entéro-pathogènes sont les aliments et l'eau contaminés (Tauxe, R.V. 1997; Todd, E.C.D. 1988). Des transmissions directes, de personnes à personne ou de personne au réservoir, sont aussi enregistrées (Meng, J. et Doyle, M.P. 1997, Renwick, S.A. *et al.*, 1993). La Figure 6 offre une vue générale des scénarios de transmission des maladies entériques. Le schéma présente la complexité de ce problème de santé publique ainsi que la nécessité d'efforts multidisciplinaires dans les démarches d'investigation, de compréhension et de contrôle.

Figure 6 - Vue générale de la transmission des maladies entériques

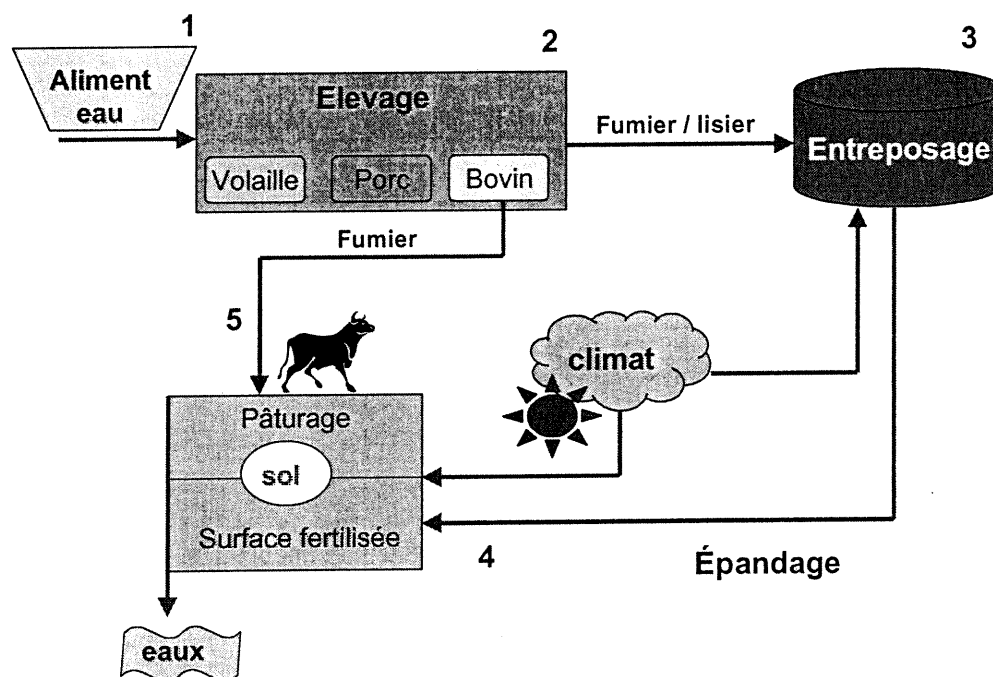


Sources : Adapté à partir de Linton, A.H. and Hinton, M.H. 1988. Michel, P. communication personnelle 1999

2.3 Le système typique de production animale

Pour la caractérisation de la contamination environnementale provoquée par les activités de production animale, il est apparu important d'identifier d'abord les composantes du système typique de production animale au Québec. La Figure 7 ci-dessous résume les points clés de ce système.

Figure 7 - Système typique de production animale au Québec



Les numéros représentent les principales étapes du système de production animale. Les intrants de l'entreprise pouvant influencer le niveau de contamination des animaux et donc du reste de la chaîne de production se retrouvent en 1. Les diverses variables internes liées à l'entreprise agricole de production animale pouvant jouer un rôle dans la contamination sont regroupés en 2.

À la sortie de l'étape 2, se trouve le produit qui constitue le risque initial de contamination environnementale, soit les déjections animales comme le fumier (fumure solide) ou le purin ou le lisier (fumures liquides avec au moins 85 % d'humidité). Ces produits ont diverses compositions physiques, chimiques et microbiennes en fonction des variables qui jouent en 1 et 2 (Figure 7). Il existe deux voies habituelles pour l'utilisation de ces matières contaminées. La première est l'entreposage suivi de l'épandage pour fertiliser les parcelles de production végétale. La seconde est la déposition directe des fèces sur les champs par les bovins mis aux pâturages de mai à octobre. Ces étapes sont respectivement identifiées par les numéros 3, 4 et 5 (Figure 7).

2.3.1 – La contamination des intrants du système agricole

Les aliments et l'eau contaminés, consommés par les animaux sont les principales sources de contamination. La grande capacité de survie des agents entéro-pathogènes dans l'eau (tableau VII ci-dessous) fait de la qualité de cet élément, un point critique du contrôle de la contamination de l'homme et de son environnement.

Rice, D.H. *et al.*(1999) rapportent des suivis de qualité des aliments consommés par les bovins aux États-Unis dont les taux de contamination par *Salmonella* spp. et *E. coli* étaient respectivement de 9,8 % et 30,1 %. Selon ces auteurs, cette voie de transmission pourrait expliquer en partie les résultats sur la distribution géographique de *E. coli* O157. En effet, les chercheurs ont remarqué qu'il était possible d'isoler les mêmes sous-types d'agents pathogènes dans certaines agglomération de fermes. Cependant, les fermes étaient parfois séparées par 600 Km de distance. Les auteurs ne donnent pas de détails sur l'origine des moulées et leurs manufacturiers.

Tableau VII - Taux de survie des agents entéro-pathogènes dans l'eau

Agents pathogènes	Température ° C	Temps de survie dans l'eau	Observation	Références
<i>Campylobacter spp.</i>	4	> 4 mois	-	Rollins, D.M. and Colwell, R.R. 1986
	25	28 jours	-	Rollins, D.M. and Colwell, R.R. 1986
	37	10 jours	-	Rollins, D.M. and Colwell, R.R. 1986
<i>Salmonella spp.</i>	8	20 à 120 jours	Dans l'eau de rivière	Gledel, J. 1985
	-	12 jours	Dans l'eau de profondeur	Dowd, S.E. and Pillai, S.D. 1997
VTEC	8	> 3 mois	-	Wang, G. and Doyle, M.P. 1998
	15 et 25	21 à plus que 90 jours	En fonction du type de l'eau (lac, réservoir municipal, etc.)	Wang, G. and Doyle, M.P. 1998
Autres <i>E. coli</i>	4	6 à 11,5 jours	Dans l'eau non stérile de rivière	Flint, K.P. 1987 et Bogosian, G. et al 1996
	4	33 à 120 jours	Dans l'eau de rivière filtrée (avec possible réduction de protozoaires)	Flint, K.P. 1987
	15	4,2 à 8,0 jours	Dans l'eau de rivière	Flint, K.P. 1987

Les études de Hinton, M. *et al.*(1986) et Hinton, M. and Bale, M.J. (1991), ainsi que celles de Hovde, C.J. *et al.*(1999), Kudva, I.T. *et al.*(1997), Weijtens, M.J.B.M. *et al.*(1993), montrent que la nourriture n'est pas seulement un

véhicule de transmission d'agents pathogènes vers les troupeaux mais aussi que des variables alimentaires peuvent augmenter ou réduire la multiplication des bactéries pathogènes entériques chez les animaux, probablement en raison des changements biochimiques dans l'environnement intestinal.

Diez-Gonzalez, F. *et al.*(1998) enregistrent des augmentations importantes des comptages de *E. coli* O157 dans les fèces des bovins après le stress lié à un changement de diète.

Poppe, C. *et al.*(1991) rapportent que 13,4 % des échantillons d'aliments consommés par les troupeaux aviaires commerciaux canadiens ont été contaminés avec *Salmonella* spp. En plus, 12,3 % des prélèvements de l'eau consommée dans ces entreprises se sont révélés positifs pour cet agent. En Hollande, Oosterom, J. (1987) a rapporté des contaminations par *Salmonella* spp. dans 93,8 % des eaux de surface prélevées lors d'un grand projet de suivi national.

Pearson, A. D. *et al.*(1993) ont étudié la contamination d'un troupeau aviaire par *Campylobacter jejuni* via l'eau. L'étude a montré que 55,5 % des prélèvements d'eau de la rivière utilisée comme source d'abreuvement étaient contaminés par l'agent pathogène. En Angleterre, Humphrey, T.J. (1987) a aussi associé la contamination des ruisseaux par *Campylobacter jejuni* à des prévalences d'infection de 10 à 72 % chez les bovins laitiers. Il faut remarquer que les animaux, dans cette dernière étude, ont eu accès aux eaux de surface durant toute la période de pâturage.

Par rapport à *E. coli* O157, Shere, J.A. *et al.*(1998) ont trouvé des sérotypes similaires de l'agent dans l'eau d'abreuvement et dans les déjections des animaux dans des fermes au Wisconsin.

2.3.2 – La contamination chez les animaux de production

Les variables internes à l'entreprise agricole de production animale qui pourraient jouer un rôle sur la contamination produite sont entre autres : l'espèce animale, l'âge des individus, l'état physiologique, l'hygiène et l'entretien des bâtiments, le contact entre animaux d'âges différents, le contact avec d'autres espèces animales et le type de régie adopté selon les objectifs de production (lait, viande, œufs).

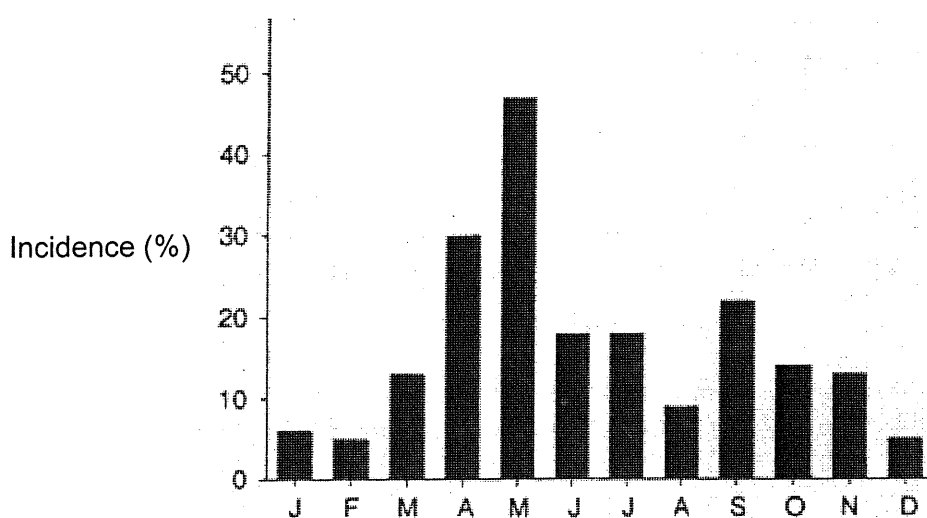
Les travaux de Maldonado-Camargo, S. *et al.*(1998), Mohammed, H.O. *et al.*(1999), Weijtens, M.J.B.M. *et al.*(1993), Wilson, J.B. *et al.*(1993), Berndtson, E. *et al.*(1996a, 1996b) et Wray, C. *et al.*(1987) ont indiqué plusieurs facteurs de risques associés à une plus grande prévalence de *Salmonella* spp., *Campylobacter* spp., *E. coli* O157:H7 et *Cryptosporidium* spp. chez les animaux. Cependant, pour la caractérisation des scénarios de production, leurs prévalences respectives et les taux d'excrétion d'agents pathogènes, plus d'informations sont nécessaires.

Mechie, S.C. *et al.*(1997) ont suivi pendant 15 mois une ferme laitière en Angleterre ayant une prévalence élevée d'animaux excréteurs de *E. coli* O157:H7. Les investigateurs ont remarqué un schéma saisonnier d'excrétion du pathogène. Ainsi, des prévalences plus élevées ont été enregistrées un mois et sept mois après le vêlage, fait probablement associé aux changements et au stress causés par la parturition et le sevrage. De plus, les auteurs ont noté des prévalences plus importantes (14 %) chez les génisses comparativement aux vaches (0.9 %), et chez les veaux sevrés par rapport à ceux qui ne l'étaient pas.

Jones, D.L. (1999) a préparé un aperçu des risques liés à la présence de *E. coli* O157 dans l'environnement agricole. Cet auteur, à l'aide de données recueillies dans la littérature, note le comportement saisonnier de l'excrétion de l'agent pathogène par les bovins, avec deux pics, un au printemps et un autre

tard dans l'été (Figure 8). Cette tendance bimodale est aussi notée dans l'excrétion des *Campylobacter* spp. (Stanley, K.N. *et al.*, 1998a,b) et des *Salmonella* spp. (Linton, A.H. and Hinton, M.H. 1988).

Figure 8 – Incidence de *E. coli* O157 chez les bovins après un suivi entre 1990 et 1994 en Angleterre



Source : Jones, D.L. (1999)

Une association entre les taux d'excrétion de *Salmonella* spp. et les phases reproductives a été aussi rapportée par Martel, J.L. 1985. L'observation des vaches laitières infectées a montré que les valeurs de prévalences passaient de 60 à 90 % durant la période péri-partum.

De façon générale, peu de données ont été publiées sur les prévalences et les taux d'excrétion des agents entéro-pathogènes chez les divers animaux de production. Ces données sont très variables d'une région à l'autre et dépendent de la sensibilité des différentes méthodes d'analyse et des approches d'échantillonnage utilisées (Armstrong, G.L. *et al.*, 1996, Meng, J and Doyle, M.P. 1997). Les tableaux VIII et IX ci-dessous résument quelques valeurs moyennes retrouvées dans la littérature.

Tableau VIII - Prévalences des agents entéro-pathogènes chez les animaux de ferme

Micro-organisme	Espèce animale	Endroit (Prévalence)	Référence	Observation
<i>Campylobacter</i> spp.	Bovin Laitier	Angleterre (44 %)	Easton, J. 1996	
	Bovin Laitier	Québec (? %)		
	Bovin Boucherie	Angleterre (63 %)	Easton, J. 1996	Dans le fumier (ferme)
	Bovin Boucherie	Angleterre (89.4 %)	Stanley, K.N. et al., 1998b	Abattoir
	Bovin Boucherie	Québec (? %)		
	Porc	Angleterre (71 %)	Easton, J. 1996	
	Porc (engraissement)	Pays Bas (85 %)	Weijtens, M.J.B.M. et al., 1996	11 à 22 sem. d'âge
	Porc	Québec (> 90 %)	Rapport du groupe travail santé 1999	Principalement <i>C. coli</i>
	Porc	Allemagne (77 %)	Sticht-Groh, V. 1982	Abattoir
	Porc	Pays Bas (78.6 %)	Oosterom, J. 1987	Abattoir
	Volaille	Angleterre (53 %)	Easton, J. 1996	
	Volaille	Angleterre(> 70 %)	Wallace, J.S. 1996	Dans le petit intestin à l'abattoir
	Volaille	Suisse (89 % des troupeaux)	Berndson, E. et al., 1996a	Parmi les positifs 97 % a été <i>C. jejuni</i>
	Volaille (colonisée 2 à 4 semaines d'âge)	Suisse (31 %)	Berndson, E. et al., 1996b	Échantillon de fèces amalgamé; étude dans une ferme (<i>C. jejuni</i>)
	Volaille	Québec (? %)		

Suite Tableau VIII

Micro-organisme	Espèce animale	Endroit (Prévalence)	Référence	Observation
<i>Salmonella</i> spp.	Bovin Laitier	Danemark (5 %)	Hoorfar, J. <i>et al</i> 1994	<i>S. dublin</i>
	Bovin Laitier	États-Unis (16 % des troupeaux)	Lance, S.E. <i>et al.</i> , 1992	
	Bovin Boucherie	États-Unis (9.7 %)	Clinton, N.A. <i>et al.</i> , 1979	Lot d'engraissement (suivi un an)
	Porc (5 mois)	Canada (5.2 %)	Letellier, A. <i>et al.</i> , 1999	Dans des abattoirs; a été plus grande pendant l'été
	Porc	Québec (5 %)	Rapport du groupe travail santé 1999	-
	Porc	Pays Bas (21 %)	Oosterom, J. 1987	Abattoir
	Porc	Danemark (6.2 %)	Baggesen, D.L. <i>et al.</i> , 1996	Prévalence de <i>S. enterica</i> , parmi les positifs 64.4 % ont été <i>S. Typhimurium</i>
	Volaille	Canada (75.9 % troupeaux)	Poppe, C. 1991	À partir des échantillons de litière (47,4 % étaient positifs)

Suite Tableau VIII

Micro-organisme	Espèce animale	Endroit (Prévalence)	Référence	Observation
E. coli O157:H7	Bovin laitier	Angleterre (4.2 %)	Mechie, S.C. et al., 1997	Un troupeau suivi 15 mois (écouvillon rectal)
	Bovin laitier	Canada (0 à 0.5 %)	Cassin, M.H. 1998	Évalué dans des fermes et à l'abattoir
	Bovin laitier (vaches et veaux)	États-Unis (0.2 à 0.3 %)	Cassin, M.H. 1998	Ferme
	Bovin laitier (génisse)	États-Unis (3.1 %)	Cassin, M.H. 1998	Ferme
	Bovin laitier (veaux)	États-Unis (3.2 %)	Meng et Doyle 1997	Ferme
	Bovin laitier	Québec (? %)		
	Bovin boucherie	États-Unis (0.3 à 1.6 %)	Cassin, M.H. 1998	Lot d'engraissement
	Bovin boucherie	Ontario(1.5%)	Clarke 1988 selon Armstrong, 1996	Abattoir
	Bovin boucherie	Québec (? %)		
	Porc	Québec (? %)		
VTEC non-O157	Bovin laitier	États-Unis (5.3 à 36.8 %)	Griffit, P.M. and Trauxe, R.V. 1991	Fermes
	Bovin laitier	Ontario (19 %)	Griffit, P.M. and Trauxe, R.V. 1991	Abattoir
	Bovin boucherie	Ontario (9 %)	Griffit, P.M. and Trauxe, R.V. 1991	Abattoir
	Bovin	Allemagne (21 %)	Meng, J. et Doyle, M.P. 1997	
	Porc	Allemagne (7.5 %)	Meng, J. et Doyle, M.P. 1997	

Suite Tableau VIII

Micro-organisme	Espèce animale	Endroit (Prévalence)	Référence	Observation
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Porc (5 mois)	Canada(20.9 %)	Letellier, A. et al., 1999	Abattoir, plus grande été
	Bovin	Québec(20 %)	Olson, M.E. et al., 1997	Un échantillon dans une ferme, 15 % parmi les animaux avec < 6 mois et 9 % parmi les animaux avec > 6 mois
<i>Cryptosporidium</i> spp.	Bovin laitier (veaux de < 6 mois)	Québec(88.7 % des troupeaux)	Ruest, N. et al., 1998	Veaux de < 6 mois
	Porc	Ontario (60%)	Stanford, 1987 selon Olson, M.E. et al., 1997	Entre 1 et 6 semaines d'âge
	Porc	Québec(15 %)	Olson, M.E. et al., 1997	Un échantillon dans une ferme, prévalence de 5 % parmi les animaux avec < 6 mois et 100 % parmi les animaux avec > 6 mois

Tableau IX - Taux d'excrétion des agents entéro-pathogènes par les animaux de ferme

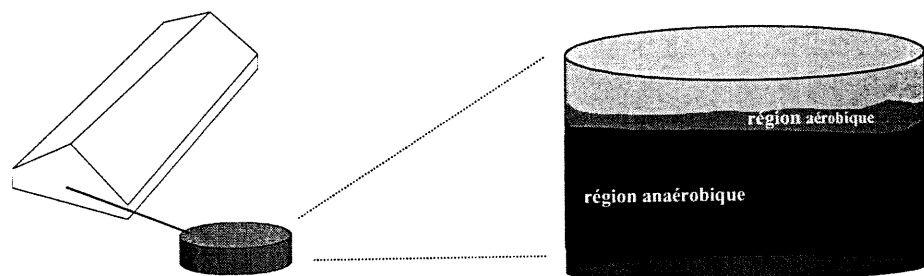
Micro-organisme	Espèce animale	Taux d'excrétion	Pays	Référence	Observation
<i>Campylobacter</i> spp.	Bovin boucherie	6.1 x 10 ² ufc/g fèces	Angleterre	Stanley, K.N. et al., 1998b	Abattoir
	Bovin	3.3 x 10 ⁴ ufc/g fèces	Angleterre	Stanley, K.N. et al., 1998b	Veaux
	Porc engraissement	1.6 x 10 ³ à 10 ⁴ ufc/g fèces	Pays Bas	Weijtens, M.J.B.M. et al., 1996	11 à 22 sem. d'âge
	Volaille	10 ⁷ ufc/g fèces	Pays Bas	osterom, J. 1987	Abattoir
	Volaille	2.9 x 10 ¹¹ ufc/g fèces	Angleterre	Wallace, J.S. et al., 1996	<i>C. jejuni</i> échantillonné dans le caecum à l'abattoir
<i>Salmonella</i> spp.	Bovin laitier	10 ⁵ à 10 ⁶ ufc/g fèces	Angleterre	Sojka, 1974 selon Martel, J.L. 1985	Adultes
	Bovin boucherie	10 ⁵ ufc /g	États-Unis	Cilinton, N.A. et al., 1979	Lot d'engraissement
	Volaille	> 3 x 10 ⁴ ufc/g fèces	-	Sims, J.T. and Wolf, D.C. 1994	
<i>E. coli</i> O157 :H7	Bovin boucherie	10 ² à 10 ⁵ ufc/g fèces	États-Unis	Zhao et al., 1995	

2.3.3 - L'entreposage des fumiers et la survie microbienne

L'entreposage des déjections animales permet la synchronisation entre les capacités d'épandage et la capacité de réception des sols. Comme les épandages ne peuvent avoir lieu à longueur d'année à cause du gel des sols, de la couverture de neige ou encore à cause des besoins périodiques des cultures, les éleveurs sont forcés de stocker les fumiers et lisiers.

Dans la filière porcine, 97% des élevages gèrent les fumures sous la forme liquide (Gilbert, D. *et al.*,1996). Quant à la filière bovine, 80% des producteurs adoptent la gestion solide. Ainsi, dans le système de production animale typique au Québec, on distingue deux structures principales, les fosses et les plates-formes, illustrées respectivement dans les Figures 9 et 10 ci-dessous. Il faut noter que les processus représentés ne considèrent pas le brassage ni le retournement du contenu stocké.

Figure 9 – Fosse, structure typique d'entreposage des fumures liquides



Jones, P.W. (1980) relate les influences de la température, du pH et de la matière solide sur la survie de *Salmonella* Dublin. En général, ces agents pathogènes ont une survie plus longue à des températures plus basses que 10°C et à concentrations de solides plus grandes que 5%. Cet auteur explique aussi que les *Salmonella* spp. ont la capacité de survivre plus de 150 jours. Cependant, 90% de réduction est observée dans les 2 à 4 premières semaines. Cette réduction est associée aux changements naturels du pH du fumier bovin et porcin. En fonction des acides gras produits par la flore naturelle présente dans les déchets, le pH du lisier bovin chute pendant le premier mois d'entreposage, passant en moyenne d'une valeur de pH 7.5 à pH 6.5. Après cette période, le pH remonte environ à 7.0.

Avec l'aération, Jones, P.W. (1980) a réussi à réduire de 90% en deux jours la population des *Salmonella* spp. dans le lisier entreposé. Sans l'aération, cette réduction a été observée seulement après deux ou quatre semaines plus tard.

La survie varie grandement d'une bactérie pathogènes à l'autre. Certaines souches sont thermophiles (optimum de survie proche 45°C), comme le *Campylobacter jejuni* par exemple. D'autres sont résistantes à des conditions acides, comme c'est le cas de *E. coli* O157:H7 (Conner, D.E. and Kotrola, J.S.1995).

Tableau X – Facteurs qui déterminent la survie microbienne dans les structures d'entreposage de fumier et lisier

Facteurs	Relation avec la survie à l'entreposage
• % de matière sèche du produit	• Quand diminue, survie augmente (sauf pour <i>Salmonella</i> spp.)
• aération	• Quand diminue, survie augmente
• température	• Quand augmente, survie diminue (sauf pour <i>Campylobacter</i> spp. et autres thermophiles)
• Quantité et type de micro-organismes	• Quand augmente, survie diminue
• pH	• Quand acide ou alcaline, survie diminue (sauf <i>E. coli</i> O157:H7 qui tolère bien le milieu acide)

Sources : Lin, Y.1999, Strauch, D. (1991) et Crane, S.R. and Moore, J.A. (1986)

Persson, L. (1976) a suivi les schémas de survie de certains parasites dans les fumures solides et liquides en Suède. Il a remarqué qu'entre octobre et mai, principale période d'entreposage, les températures dans les fosses ne dépassent jamais 8°C. Les températures dans cette région favorisent une survie plus longue des parasites dans les fosses, principalement si le processus reste anaérobie (Munch, B. *et al.*, 1987, Strauch, D. 1991).

Gagnon, M. et Elustondo, J. (1994), lors d'évaluation des processus de compostage, ont mesuré les variations de température dans des amas de fumier de bovins laitiers avec et sans retournement. Cette étude permet d'observer que même l'été, avec des températures extérieures de 20°C, la température à l'intérieur des couches de fumier (30-60 cm et 90 cm), varie entre 35°C et 55°C. Cet intervalle est favorable à la survie des micro-organismes thermophiles (Merkel, J.A. 1981 et Persson, L. 1976).

Vuorinen, A.H. and Saharinen, M.H. (1997) ont aussi évalué l'évolution des populations microbiennes pendant le processus de compostage des amas

de fumier bovin. Après environ trois mois, les populations de micro-organismes mésophiles avaient subi une réduction de 90 % (1 log) mais le nombre de micro-organismes thermophiles était resté stable ou avait augmenté. Les comptages de coliformes fécaux à la fin de l'étude étaient négligeables.

Kudva, I.T. *et al.*(1998) a suivi les comptages de sérotypes précis de *E. coli* O157:H7 dans les déjections bovins et ovins. Ces déjections ont été gérées solides ou liquides, dans différentes conditions de compostage et d'entreposage. Les auteurs ont enregistré des survies de plus d'un an dans les amas de fumier ovin non aérés et les ont associées à des changements dans les processus de compostage et d'entreposage liquide qui empêchent l'action efficace de la température, soit l'augmentation des volumes de déchets et la réduction de temps de traitement.

Himathongkham, S. and Riemann, H. (1999) ont vérifié que les populations de *E. coli* O157:H7 inoculées dans le fumier de volaille pourraient augmenter de 1 à 2 log dans les premiers deux jours lorsque incubées à 20°C.

Quant au *Cryptosporidium* spp., Walker, M.J. *et al.*(1998) ont fait référence à l'inactivation des ookystes par l'ammoniac dans des conditions d'entreposage anaérobie (\cong 2000 mg /L) d'une durée de 5 à 6 jours. Les températures proches de 0°C et au-dessus de 38°C ont produit de nettes réductions de viabilité des ookystes.

2.3.3.1 - Modèle de survie microbienne à l'entreposage

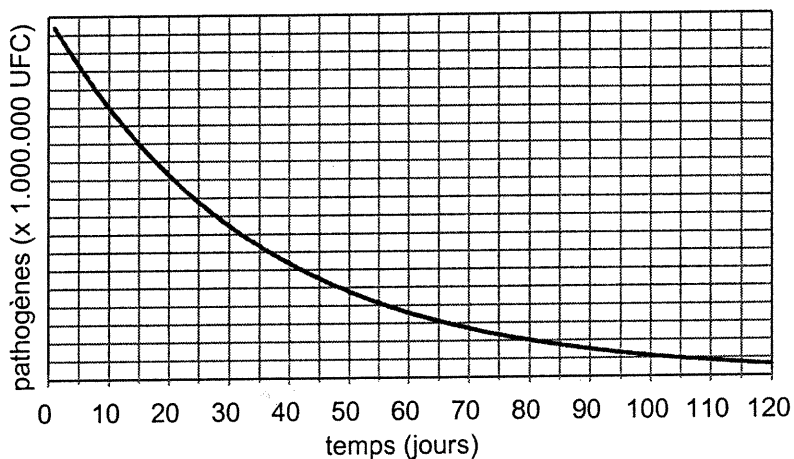
La courbe exponentielle décroissante (Figure 11) décrit la survie microbienne dans les structures d'entreposage ainsi que dans l'environnement (soit, dans le sol et dans l'eau). Comme expliqués ci haut, ces milieux présentent des facteurs adverses à la survie microbienne, soit la limitation de nutriments, la compétition avec divers autres organismes et des conditions physico-chimiques extrêmes.

Le modèle mathématique lié à ce graphique présente l'équation (1) proposée par Chick en 1908 (Crane, S.R. and Moore, J.A. 1986) et, jusqu'à maintenant, rend compte de façon cohérente des données empiriques :

$$C_t = C_o \times e^{(-k \times t)} \quad (1)$$

Dans l'équation, C_t est la concentration microbienne au temps t , C_o est la concentration initiale des agents, soit au temps t zéro et k est le coefficient qui détermine la forme de la courbe.

Figure 11 – Courbe de survie des agents pathogènes introduits dans les structures d'entreposage et dans l'environnement agricole



Quelques travaux ont été réalisés dans des conditions de laboratoire et de champs pour observer la relation entre la survie microbienne et des variations de température, de pH, d'humidité et d'aération (Crane, S.R. and Moore, J.A. 1986, Kumar, R. *et al.*, 1999). À partir de ces travaux, les valeurs de « k » sont établies. Pourtant, la transposition des résultats de recherches aux conditions d'entreposage et aux bactéries entéro-pathogènes est limitée, principalement parce que les conditions d'expérimentation varient d'une étude à l'autre.

Olsen, E. and Larsen, H.E. (1987) ont démontré dans leur étude que le pH, le type de fumier (d'origine bovine ou porcine) et la quantité de matière sèche sont moins importantes pour la survie bactérienne que la température et le type de bactérie dans l'entreposage anaérobique sous forme liquide. À partir de ces constatations et des informations produites par les travaux de Kearney, T.E. *et al.*(1993), Kumar, R. *et al.*(1999), Wang, G. *et al.*(1996), Kudva, I.T. *et al.*(1998), les valeurs du coefficient «k» ont été calculées et sont présentées dans le Tableau XI.

D'autres facteurs, probablement importants quant à la survie des agents pathogènes, n'ont pas été pris en considération dans les travaux déjà réalisés. Ces facteurs sont : la compétition entre les agents pathogènes et la population microbienne normale des fumures et du sol, la présence d'antibiotiques et d'autres produits toxiques et le processus d'addition de fumures en continu (Abu-Ashour J., *et al.*,1994).

Strauch, D. *et al.*(1991) remarquent l'importance de la période d'entreposage des rejets animaux par rapport à l'inactivation des agents pathogènes présents. La majorité des populations de micro-organismes seront réduites de 90 % (T_{90}) entre 2 et 6 semaines après l'entreposage, en fonction des conditions de celui-ci. Pourtant, de petites quantités peuvent être détectées plusieurs mois plus tard, particulièrement pour les organismes plus aux conditions environnementales défavorables. C'est le cas des salmonelles qu'on a retrouvées une année après le début de l'étude.

En raison des longues survies des agents pathogènes pendant l'entreposage rapportées dans des études faites dans les années 70, Strauch, D. and Ballarini, G. (1994) suggèrent, pour la Communauté Européenne, un entreposage minimal de 60 jours pour les fumiers et les lisiers aux fins de

fertilisation, et un intervalle de 30 jours entre l'épandage sur les surfaces de pâturage et l'accès des animaux.

Selon le règlement environnemental du Québec relatif aux conditions d'entreposage, les entreprises de production animale doivent posséder des structures d'entreposage capables de stocker le fumier produit pendant un minimum de 200 jours. Cette période correspond à l'intervalle automne-hiver, période de l'année où les sols sont gelés. Cependant, aucun règlement n'existe quant à la durée obligatoire d'entreposage.

Tableau XI - Coefficients de détermination (k) de la survie théorique des agents pathogènes entériques dans des structures d'entreposage

Agents pathogènes	Température °C	Coefficient de survie (k)	Observation	Références
<i>Campylobacter</i> spp.	8	0.096	T_{90} 24 jours	Easton, J. 1996
	15	0.164	T_{90} 14 jours	
	22	0.37	T_{90} 6,2 jours	
	28	0.0052	T_{90} 438,6 jours ^a	Kearney, T.E. <i>et al.</i> , 1993a
<i>Salmonella</i> spp.	4	0.11	T_{90} 21,3 jours	Kearney, T.E. <i>et al.</i> , 1993b
	8	0.32	T_{90} 7,3 jours	Easton, J. 1996
	15	0.115	T_{90} 20 jours	
	17	0.13	T_{90} 17,5 jours	Kearney, T.E. <i>et al.</i> , 1993b
	22	0.262	T_{90} 8,8 jours	Easton, J. 1996
	28	0.067	T_{90} 34,5 jours ^a	Kearney, T.E. <i>et al.</i> , 1993a
	35	0.96		Olsen, E and Larsen, H.E. 1987
VTEC	-20	2.3		Kudva, I.T. <i>et al.</i> , 1998
	5	0.185		Wang, G. <i>et al.</i> , 1996
	8	0.055	T_{90} 42 jours	Easton, J. 1996
	15	0.177	T_{90} 13 jours	
	22	0.35	T_{90} 6,6 jours	
	22	0.37		Wang, G. <i>et al.</i> , 1996
	37	0.49		
Autres <i>E. coli</i>	< 10	0.109	Fumier solide	Rankin and Taylor 1969 selon Crane, S.R. and Moore, J.A. 1986
	< 10	0.018 à 0.035	Lisier bovin et porcin	Munch, B. <i>et al.</i> , 1987
	18-25	0.015		Kumar, R. <i>et al.</i> , 1999
	28	0.030	T_{90} 76,9 jours	Kearney, T.E. <i>et al.</i> , 1993b
	35	0.64		Kumar, R. <i>et al.</i> , 1999
	35	1,28		Olsen, E. and Larsen, H.E. 1987
<i>Yersinia enterocolitica</i>	4	0.11	T_{90} 20.8 jours	Kearney, T.E. <i>et al.</i> , 1993b
	8	0.064	T_{90} 36 jours	Easton, J. 1996
	15	0.21	T_{90} 11 jours	
	17	0.18	T_{90} 12,8 jours	Kearney, T.E. <i>et al.</i> , 1993b
	22	0.397	T_{90} 5.8 jours	Easton, J. 1996
	28		T_{90} 18,2 jours	Kearney, T.E. <i>et al.</i> , 1993b

a – étude réalisée dans un biodigester

Un point fondamental lié à la problématique de la survie des agents pathogènes dans les structures d'entreposage est la gestion en continu, c'est à dire l'addition journalière ou hebdomadaire de nouvelles quantités de matières fécales. Au Québec, la majorité des élevages possède une structure ayant une grande capacité d'entreposage. Dans la filière porcine, environ 74 % des producteurs utilisent des pré-fosses (Gilbert, D. *et al.*, 1996), c'est-à-dire une structure de stockage intermédiaire évacuée vers la fosse normalement avant 7 jours.

Dans les études de Strauch, D. (1991), Strauch, D. and Ballarini, G. (1994), Olsen, J.E. and Larsen, H.E. (1987), Kearney, T.E. *et al.* (1993b), Himathongkhan, S. and Riemann, H. (1999), Himathongkhan, S. *et al.* (1999), Findlay, C.R. (1972), Atkinson, C.F. *et al.* (1995) et Aulicino, F.A. *et al.* (1998), plusieurs points importants sur le contexte d'entreposage sont évalués. Des alternatives pour réduire la charge des micro-organismes pathogènes à travers des processus physiques et chimiques avant les épandages sur les champs sont aussi discutées.

2.3.4 - L'épandage des fumiers et la survie microbienne au sol

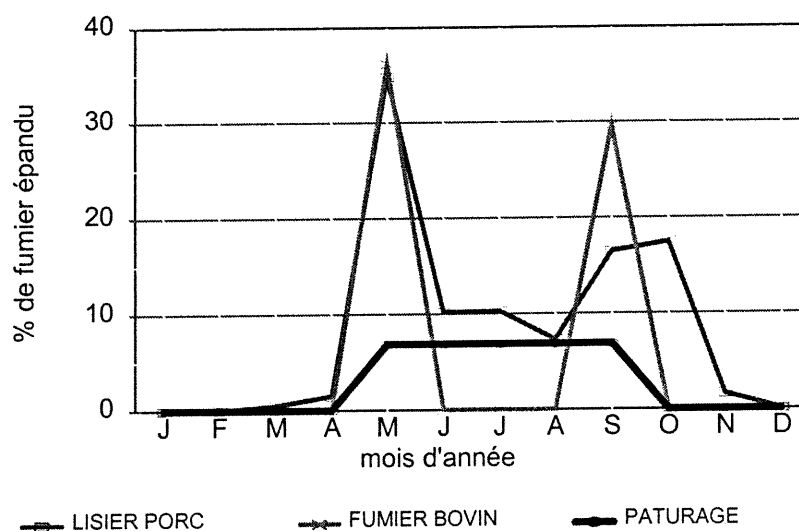
Les surfaces épandues au Québec sont normalement utilisées pour la production des prairies et des céréales. Parmi les différentes céréales, la maïs a vu sa surface de production augmentée de 30,000 hectares en 1966 à 330,000 en 1996 (Statistique Canada 1996). Il faut noter que les champs de maïs sont plus susceptibles à l'érosion hydrique et peuvent contaminer plus facilement les eaux environnantes (Ministère de l'Environnement du Québec 1988 et Baxter-Potter, W.R. and Gilliland, M.W. 1988).

Les porcs demeurent dans les bâtiments toute l'année. Leurs déjections sont gérées à 97 % sous forme liquide, comme lisier, avec un contenu d'humidité de 85 % et entreposées dans des fosses. Parmi les entreprises porcines, environ 27 % n'ont pas de surface pour épandre les déjections.

Les bovins vont à l'extérieur entre les mois de mai et octobre, période où sont fréquentés les parcs d'engraissement et les pâturages (Fédération des producteurs de bovins du Québec, 1999). Environ 80 % des déjections des bovins sont gérées sous forme solide, entreposées sur des plates-formes. Pendant la période d'accès aux pâturages, la majorité des fèces sont dispersées naturellement sur ceux-ci. Les déjections journalières d'un bovin adulte couvrent une superficie de 0.5 à 1.5 m² (Barnett, G.M. 1991). Dans le cas des bovins de boucherie, plusieurs éleveurs entreposent le fumier directement sur les champs.

Les épandages sont faits généralement deux fois par année, soit au printemps et à l'automne. La charge la plus importante est concentrée au mois de mai. La Figure 12 présente la régie typique des fumures sur les surfaces fertilisées et les pâturages.

Figure 12 – Distribution typique des fumures sur les champs durant l'année



Adapté de : Gilbert, D. (1996), Caouette, P. *et al.*(1992) et Fédération des producteurs de bovins du Québec, (1999).

Lors de l'épandage, la contamination prend alors une autre dimension car les micro-organismes sont dispersés dans un environnement fort différent, le sol. Ce nouveau paramètre ajoute plusieurs variables à considérer lors de l'étude de la contamination par les micro-organismes, soient la texture, le pH, l'humidité, la teneur en matière organique, la perméabilité du sol et sa flore microbienne. Dans cet environnement, des éléments du climat autres que la température vont jouer. La pluie, par exemple, aura un rôle primordial dans les phénomènes de transport des agents pathogènes placés sur le sol, soit horizontalement (ruissellement) ou verticalement (percolation).

Plusieurs caractéristiques physico-chimiques et biologiques du sol ont été associées à des variations dans l'activité, l'écologie et la dynamique de la population des micro-organismes retrouvés au sol. Le Tableau XII présente les principaux facteurs qui jouent sur la survie et la croissance microbienne au sol.

Le sol est un substrat différent des autres habitats microbiens, dans lequel il y a prédominance d'une phase solide constituée de particules de diverses tailles entourées d'éléments en phase aqueuses et gazeuse. L'importance et la composition de chacune de ces phases sont variables dans l'espace et dans le temps. Dans la phase aqueuse, plusieurs substances organiques et inorganiques dissoutes peuvent être des nutriments ou des inhibiteurs de croissance pour la population microbienne. Cette phase est normalement discontinue, excepté lorsque le sol est saturé (par exemple juste après des orages, la fonte des neiges ou l'irrigation excessive).

La phase solide est un système composé où il est possible d'observer des particules minérales, des résidus de plantes, d'animaux et de micro-organismes à différentes stades de décomposition ainsi qu'une flore microbienne vivante. La composante solide du sol est stratifiée de sorte qu'il est possible d'identifier des couches avec des caractéristiques d'activité chimique,

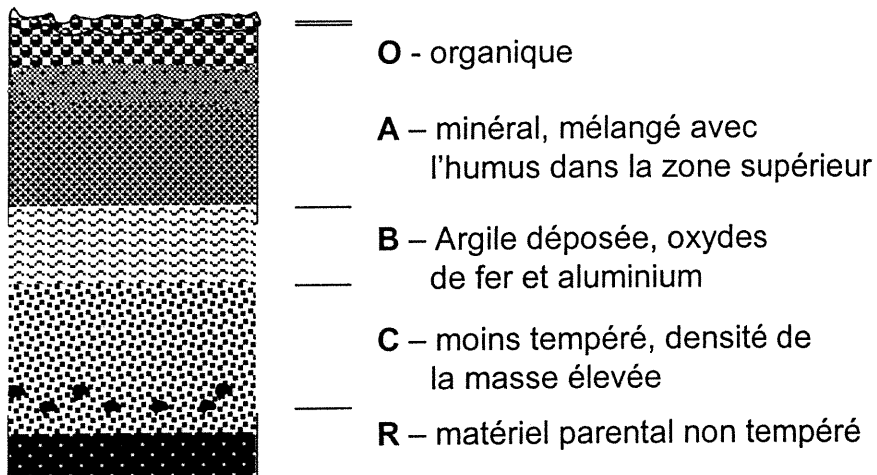
physique et biologique différentes. Ces couches sont appelées horizons O, A, B, C et R (Figure 13) et cet ensemble définit le profil d'un sol donné.

Tableau XII – Facteurs qui affectent l'activité, l'écologie et la dynamique de la population des micro-organismes placés sur le sol

Facteur	Commentaires
État physiologique des micro-organismes	
Nature physico-chimique du sol	
pH	Survie plus petite en sols acides (pH plus petit que 5)
Disponibilité d'eau	Longue survie en sols humides et durant les périodes pluvieuses
Contenu en matière organique	Plus grande survie et possible multiplication lorsque de grandes quantités de matière organique sont présentes
Texture et distribution de la taille des particules	Sols fins comme les argileux promeuvent la rétention de l'eau et la survie microbienne en conséquence
Température	Les températures basses favorisent la survie
Disponibilité des nutriments	Favorisent la survie
Propriétés d'adsorption	Les microbes survivent plus en état dissolu qu'attachés (adsorbés) à des particules
Conditions Atmosphériques	
Irradiation solaire	Courte survie sur la surface du sol irradié
Précipitation et humidité de l'air	Longue survie durant périodes pluvieuses
Température	Les températures basses favorisent la survie
Interactions biologiques	
Relation avec la flore native du sol	La survie augmente en sols stériles (Compétition et prédation plus petites)
Présence d'antibiotique	Inhibe les micro-organismes sensibles
Présence de substances toxiques	Inhibe les micro-organismes sensibles
Influence de la méthode d'épandage	
Technique	Aéroperseur peut tuer des micro-organismes avec la pression, sur la surface la survie est plus petite en comparaison du fumier/lisier incorporé
Densité des organismes dans le matériel appliqué	Charges initiales élevées produisent survies plus petites

Adapté de : Abu-Ashour, J. *et al.* (1994), Yates, M.V. and Yates, S.R. (1988) et Dean, D.M. and Foran, M.E. (1991).

Figure 13 – Les horizons du sol



L'horizon organique « O » est le plus riche en matière organique et en activité biologique. Dans les espaces agricoles, cet horizon est très réduit ou absent. Dans l'horizon « A », il existe une zone superficielle de mélange entre minéraux et humus. La largeur et la composition spécifique des horizons varient de région en région en fonction du climat, de l'origine géologique et des activités humaines à la surface.

La texture du sol est la proportion de sa composition répartie selon les différentes classes de taille de particules (Tableau XIII). Normalement, les sols sont un mélange de particules de diverses tailles et le sol sera classé en fonction de la taille des particules qui le compose majoritairement. Les sols avec un contenu égal de sable, de limon et d'argile sont classés comme étant loameux et sont considérés comme très bons pour des fins d'agriculture (Gliessman, S.R. ,1997).

Tableau XIII – Classes de texture des particules du sol

Catégorie	Étendu de diamètre (mm)
Sable très grossier	2.00 – 1.00
Sable grossier	1.00 – 0.50
Sable moyen	0.50 – 0.25
Sable fin	0.25 – 0.10
Sable très fin	0.10 – 0.05
Limon	0.05 – 0.002
Argile	<0.002

Source : Bitton, G. and Gerba, C.P. (1984)

Les types de sol qui possèdent de grandes quantités d'argile, à cause de leur densité élevée, retiennent beaucoup plus d'eau et de nutriments. Cette condition semble être l'explication de la plus grande activité microbienne dans les sols argileux. Bitton, G. et Gerba, C.P. (1984) ont observé ce comportement en comparant les temps de survie bactérienne en sol sableux et limon argileux dans une période sèche. Dans le premier, la période de survie était de 4 et 7 jours et dans le seconde, les organismes ont survécu plus de 42 jours.

En plus de la texture, une autre caractéristique physique des sols est la structure. Ceci se traduit par la façon dont les particules du sol s'agrègent. Cette agrégation dépend de la taille des particules mais principalement de la quantité présente de matière organique. Les sols peuvent avoir des structures plates, en bloc, granulaire ou en miette. Ces deux dernières sont souhaitables dans les surfaces de production végétale.

La porosité d'un sol est le volume total de pores, de fentes, de fissures et de canaux par unité de volume en conditions naturelles. Environ 50 % de la structure de l'argile et du limon est composée de pores tandis que pour le sable grossier et la gravelle, ceux-ci représentent 30 %. Cette caractéristique est utile dans la compréhension des mécanismes de transport d'eau dans le sol.

Parce que le coefficient de diffusion des gaz dans le sol est bas, il peut y avoir une accumulation dans certaines zones et une absence en d'autres. Ce comportement, dans la phase gazeuse, va aussi influencer la composition et l'activité de la population microbienne. Par exemple, en privilégiant les bactéries anaérobies strictes par rapport aux bactéries anaérobies facultatives ou aérobies strictes et les organismes micro-aérophiles.

La survie microbienne au sol, comme dans les structures d'entreposage, est décrite par le même modèle exponentiel de premier ordre proposé par Chick (Crane, S.R. and Moore, J.A. 1986, présenté précédemment dans l'équation 1). Dans ce cas, les variables les plus critiques pour la survie et souvent les plus étudiées dans la détermination des coefficients « k » sont le type de micro-organisme, la température ambiante, le type, le pH et l'humidité du sol. Cependant, la variabilité entre les conditions expérimentales limite l'intégration des résultats des travaux déjà publiés. L'agrégation de certaines variables liées au climat et aux caractéristiques physiques du sol permet d'obtenir des valeurs de « k » pour la survie des agents pathogènes (ou indicateurs) dans le sol. Ces valeurs sont présentées dans le Tableau XIV ci-dessous.

Zhai, Q. *et al.* (1995) ont suivi la survie des coliformes au sol et au sous-sol après les épandages de fumier de volailles au Kentucky. Ces chercheurs ont observé des temps de survie similaires à ceux déjà publiés. Cependant, ils ont ajouté une nouvelle perspective au modèle de survie exponentiel classique. Selon eux, la survie des coliformes et streptocoques fécaux serait mieux décrite par leur modèle de premier ordre, mais en deux stades. Le premier représenterait les deux premières semaines, où les coefficients de détermination (k) sont plus élevés et qui correspondrait à une mortalité plus élevée. Le second stade couvrirait les semaines suivantes. Les auteurs ont aussi remarqué que les mortalités étaient plus importantes dans le sous-sol (15-30 cm) que dans la couche de surface (0 à 15 cm) et, qu'après 2 mois, les

bactéries ne sont plus détectables au sol. Il faut noter que les tests ont été réalisés à l'abri de l'irradiation solaire, facteur généralement considéré fatal pour les micro-organismes de la surface.

Tableau XIV - Coefficients «k» pour les agents entéro-pathogènes dans le sol

Agent Pathogène	climat	Texture du sol	Coefficients (k)	Références	
<i>Campylobacter</i> spp.	hiver	-	0.63	Stanley, K. N. <i>et al.</i> , 1998	
	humide	-	0.34		
<i>Salmonella</i> spp.	15 % humide 22 °C	Loam sableux	0.35	Turpin, K. A. <i>et al.</i> , 1993	
	automne	Argile	0.26	Smallbeck, D.R. and Bromel, M.C. 1975 selon Reddy, K.R. <i>et al.</i> , 1981	
	5°C	Argile	0.07 à 0.92 (en fonction de l'humidité)	Zibilske, L.M. and Weaver, R.W. 1978	
	22°C	Argile	0.07 à 0.11		
	39°C	Argile	1.13 à 1.83		
	5°C	Loam sableux fine	0.05 à 1.47		
	22°C	Loam sableux fine	0.03 à 0.78		
	39°C	Loam sableux fine	0.71 à 1.30		
	<i>E. coli</i>	4°C	Limoneux		0.16
20°C		Limoneux	0.25		
37°C		Limoneux	1.24		
13°C (Moyenne de la région)		Loam argileux	0.15	Bouffard, J. <i>et al.</i> , 1997	
28°C		Loam sableux fine	0.29 à 0.44 (en fonction de l'humidité du sol)	Boyd, J. <i>et al.</i> , 1969 selon Reddy, K.R. <i>et al.</i> , 1981	
Moyenne d'année		Limon	0.23	Joy, D.M. <i>et al.</i> , 1998	

Sjogren, R.E. (1995) a suivi pendant 13 ans la survie de *E. coli* (sérotype O128:B12) résistante à l'ampicilline, la cloxicilline, l'érythromycine, la kanamycine et la tétracycline, dans un sol de type loam sableux et dans l'eau souterraine à 1,60 m de profondeur. En 1978, *E. coli* sérotype O128:B12 multi-résistante s'était additionnée à une des surfaces. En 1986, 62 % des bactéries isolées étaient du même sérotype initial, tandis qu'en 1991, 43 % étaient identifiées comme du sérotype O128:B12 multi-résistant. Les charges initiales de 10^{10} ufc ont été réduites à 10^2 ufc et ces charges ont peu varié pendant 9 mois, jusqu'à la fin de l'étude. De plus, les charges de la surface se sont distribuées dans le profil du sol et sont arrivées aux eaux de profondeur avant la fin du premier mois du suivi. Dans une autre phase de la recherche, l'auteur a vérifié la survie des *E. coli* multi-résistantes aux antibiotiques aux pâturages et elle se limitait à 41 jours.

2.3.5 - *Mouvement des micro-organismes dans le sol*

L'application de fumiers et lisiers sur les champs est basée sur l'idée que le sol va fonctionner comme un filtre de façon à empêcher la contamination des eaux de surface et de profondeur. Gerba, C. P. *et al.*(1975) affirment que 92 à 97 % des bactéries sont retenues dans le premier centimètre de sol et que 3 à 5 % restent entre 1 et 5 cm plus bas. Cependant, cette hypothèse est de plus en plus mise en doute. Des travaux en laboratoire et sur le terrain ont enregistré des incréments importants des comptages de micro-organismes dans la structure du sol et dans les eaux de surface et de profondeur après l'addition de microbes à la surface du sol (Dean, D.M. and Foran, M.E. 1991; Abu-Ashour, J. *et al.*,1994). Des migrations importantes (de plus de 830 m) chez les bactéries ont été soulignées par Gerba, C. P. *et al.*(1975) et Yates, M.V. and Yates, S.R. (1988).

Il est important d'observer que plusieurs travaux font référence aux grandes distances de récupération des bactéries mais, dans bien des cas,

l'affirmation selon laquelle les bactéries retrouvées sont dérivées de celles déposées au début peut être mise en doute. Seuls les travaux où les bactéries ont été « marquées » par une caractéristique génétique (antibiorésistance, etc.) offrent plus de certitude quant aux résultats sur la survie et le mouvement.

Le danger lié au mouvement des agents pathogènes dans le sol dépend du temps de survie de ces micro-organismes. Divers travaux portent sur la survie des agents pathogènes après leur déposition sur le sol (Strauch, D. 1976, Findlay, C.R. 1972), mais seuls quelques auteurs commentent le rapport entre la population finale et la population initiale selon une évolution temporelle.

Chadler, D.S. *et al.*(1981) ont étudié la survie des coliformes et des streptocoques fécaux dans les premiers 30 mm du sol après l'application du lisier de porc et ont conclu que 90 % de ces bactéries ont été éliminées entre 7 et 20 jours.

Divers facteurs sont associés au mouvement des micro-organismes dans le sol. Ces facteurs sont reliés aux interactions entre le sol, l'eau, les micro-organismes et l'environnement proche (Crane, S.R. *et al.*,1983 et Bitton, G. Gerba, C.P. 1984). Les principaux facteurs qui affectent les mouvements microbiens dans le sol sont présentés dans le Tableau XV ci-dessous.

Le mouvement des micro-organismes dans le sol et le sous-sol est fonction des caractéristiques physico-chimiques de ses couches, mais aussi des phénomènes de transport d'eau dans ces sites. Les micro-organismes introduits dans l'environnement agricole sont déplacés majoritairement par l'eau (Abu-Ashour, J. *et al.*,1994). Une petite quantité peut être déplacée par le vent.

Les principaux processus physiques responsables du mouvement des microbes dans les milieux poreux comme le sol sont la convection ou l'advection et la dispersion hydrodynamique (Abu-Ashour, J. *et al.*,1994). Dans

l'advection, les micro-organismes sont déplacés par le flot d'eau et la vitesse de mouvement dépend de la vitesse de l'eau. La dispersion hydrodynamique est contrôlée par effets macro et microscopiques et dépend de gradients de concentration. Cette dernière classe de phénomène joue un rôle important dans le transport des petites particules ($< 1\mu\text{m}$). Ces derniers processus sont utilisés couramment dans les modèles de transport des virus (Yates, M.V. and Ouyang, Y. 1992 et Yates, M.V. and Yates, S.R. 1988).

Le mouvement des micro-organismes dans le sol est intimement lié au cycle hydrologique, c'est-à-dire au flux de l'eau dans une région donnée. Fondamentalement, cette dynamique dépend du patron de précipitation, du comportement de l'eau à la surface et dans le sous-sol.

Barbé, D. E. *et al.*(1999) ont fait des corrélations mathématiques entre les coliformes fécaux et les précipitations dans le bassin de la rivière Tchefuncte aux États-Unis. Plusieurs autres chercheurs ont également fait des associations majeures entre les charges microbiennes dans les eaux de surface et de profondeur, principalement dans des bassins agricoles (Van Donsel, D.J. *et al.*, 1967, Stephenson, G.R. and Street, L.V. 1978).

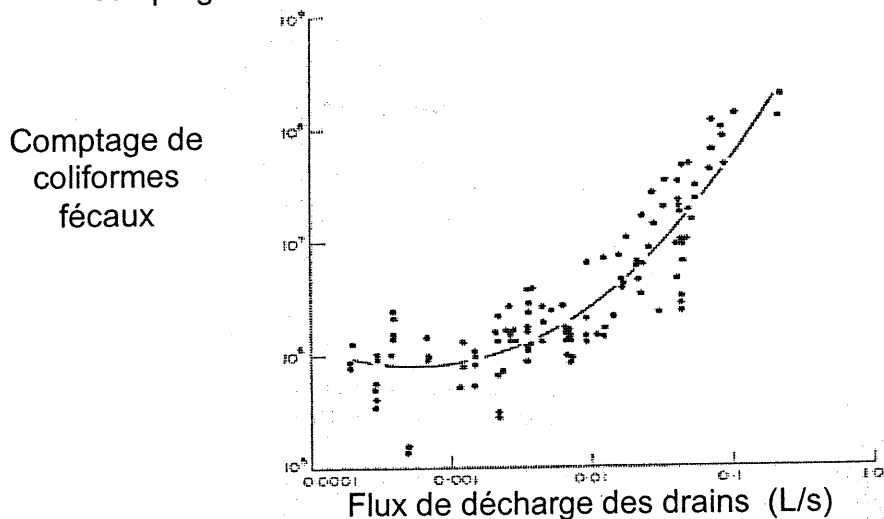
La Figure 14 illustre la relation entre le flux de décharge des drains et le comptage bactérien réalisé.

Tableau XV - Facteurs associés aux mouvements des micro-organismes dans le sol

Facteurs	Commentaires
Caractéristiques physiques du sol	
• Texture (type de sol)	• Mouvement des microbes est facilité lorsque le sol est plus limoneux ou sableux (pores plus grands)
• Distribution de taille des particules	• Sols plus compactés et mixés diminuent le mouvement
• Contenu et type d'argile	• L'argile retient plus les micro-organismes, principalement ceux chargés positivement à la surface
• Contenu et type de matière organique	• Contribue aussi à la filtration
• pH	• Participe à la fixation électrique des anions, aussi aux mécanismes d'absorption
• Distribution de taille des pores	• Favorisent la filtration
• Densité du sol	• Reliée à la présence plus ou moins grande de pores et fissures
• Drainage (naturel ou artificiel)	• Permet mouvements plus rapides des eaux de pluie et charges microbiennes (voies préférentielles) et protège les eaux de surface
Facteurs chimiques et environnement du sol	
• Température	• Dans les températures plus élevées les mécanismes sont plus actifs
• Contenu d'eau du sol	• Servira de solution de transport
• Flux d'eau du sol	• Orientera le mouvement dans le sol et le sous-sol
Facteurs chimiques et microbiens	
• « Charge » ionique de la solution dans le sol	• La composition chimique de la solution va interférer sur le mouvement
• pH de l'eau infiltrante	• Idem antérieur
• Nature de la matière organique dans le matériel épandu (concentration et taille)	• Interfère avec la filtration
• Type de micro-organisme	•
• Hydrophobicité de la surface du micro-organisme	• Interférera sur l'adsorption par des particules du sol
• Densité et dimensions des micro-organismes	• Contribuera aux obstructions de pores
Caractéristiques de l'épandage	
• Choix du moment d'application	• Humidité du sol plus grande (flou plus grand) ou sol sec (possibilité de fentes et fissures)
• Labour du sol avant épandage	• Permet de briser les voies préférentielles
• Humidité de la fumure	• Lisier infiltre plus, fumier solide ruisselle plus
• Incorporation	• Limite ruissellement

Adapté de: Abu-Ashour, J. *et al.* (1994) et Yates, M.V. and Yates, S.R. (1988), Huysman, F. and Verstraete, W (1993), Côté, D. (1994)

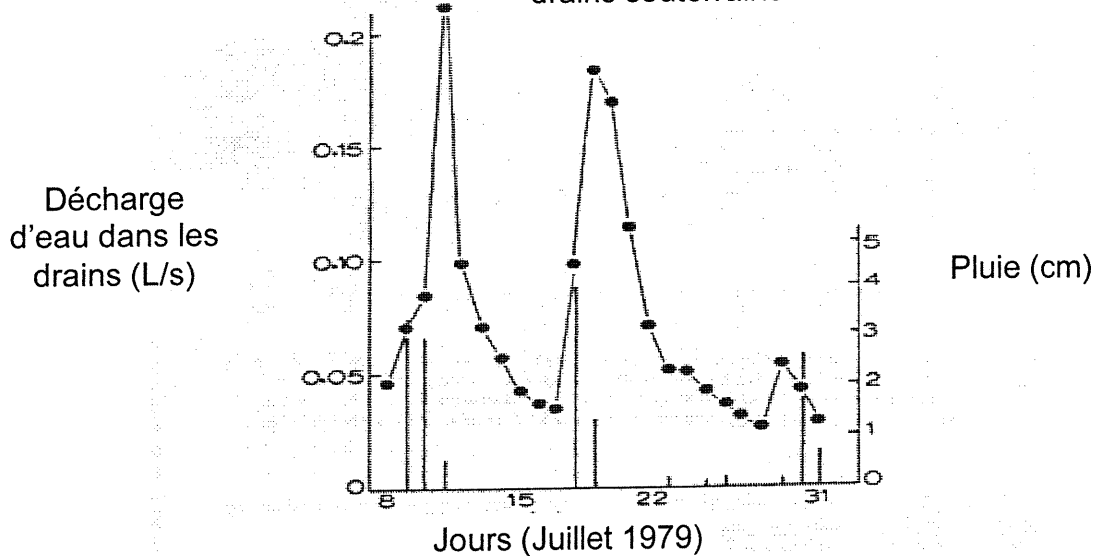
Figure 14 - Relation entre les décharges dans les drains souterrains et le comptage de coliformes fécaux dans l'eau



Source : Evans, M.R. and Owens, J.D. (1973)

Comme le flux de décharge des drains est directement proportionnel à la pluviosité (Figure 15) on observe l'importance du régime des pluies dans le processus de déplacement des agents pathogènes déchargés sur l'environnement.

Figure 15 - Relation entre les épisodes de pluie et des décharges dans les drains souterrains

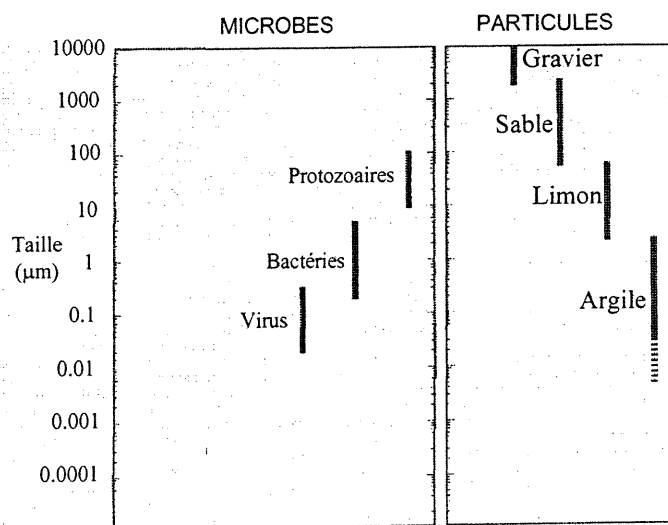


Source : Thomas, G.W. and Phillips, R.E. (1979)

Le mouvement des micro-organismes pathogènes est influencé par les types de mouvement dominants dans le sol, soit de l'eau ou des particules de sédiment. Gerba, C.P. *et al.*(1999) considèrent que la composante de déplacement du sédiment est importante particulièrement dans le cas des agents pathogènes très petits ($< 0,1 \mu\text{m}$), comme les virus (Figure 16). Pour ces petits agents, le phénomène d'adsorption, c'est-à-dire l'établissement de liaisons entre les particules du sol et les micro-organismes, est très présent dans les sols avec une capacité d'échange cationique (CEC) élevée. Ainsi, dans les scénarios où les virus ou petites bactéries sont présents, la participation de l'érosion hydrique devient importante, car une fraction des micro-organismes sera déplacée en association avec les particules du sol.

L'adsorption est contrôlée par les caractéristiques du sol (CEC, pH, etc.), mais dépend beaucoup aussi des propriétés de surface des micro-organismes. Huysman, F. and Verstraete, W. (1993) ont comparé l'adhésion des souches hydrophobiques et hydrophiliques dans des colonnes de sol sableux et argileux. Leurs résultats indiquent de forts taux d'adhésion de bactéries hydrophobiques et cette adhésion est toujours supérieure dans les sols argileux par rapport à ceux sableux.

Figure 16 – Taille des particules du sol et des microbes

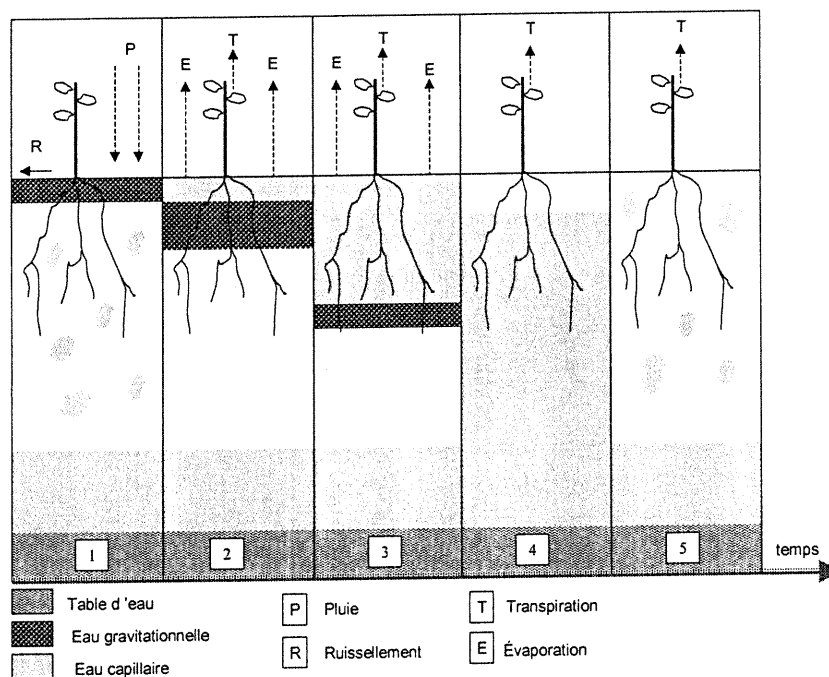


Adapté de Chrysikopoulos, C.V. and Sim, Y. (1996)

Plus les particules de sol sont petites, plus les pores y seront petits. Si les micro-organismes sont plus grands que les pores, on est en présence d'un phénomène de filtration. Cela semble être le processus principal lorsqu'on se réfère au mouvement vertical des protozoaires et des bactéries. Les sols limoneux et argileux sont très efficaces dans la protection des eaux de profondeur, parce qu'ils permettent un petit flux d'eau. Cependant, les fissures provoquées par les périodes de sécheresse et la présence de vers de terre produisent des voies qui mesurent jusqu'à 7 mm de diamètre et 2 m d'extension (Joergensen, R.G. *et al.*, 1998), fait qui annule l'effet filtrant de ces sols.

L'eau entre dans le système agricole principalement par la pluie. À partir de la surface du sol, l'eau peut se déplacer latéralement par un mouvement de ruissellement mais aussi s'infiltrer verticalement par un processus de percolation (Figure 17). Des facteurs topographiques, géologiques et les caractéristiques d'utilisation de la surface (végétation, drainage, etc.) vont influencer les proportions d'eau qui ruissellent et celles qui percolent.

Figure 17 – Mouvements d'eau dans le sol



Adapté de : Gliessman, S. R. (1997).

Pour les agents pathogènes de plus grande dimension, le mouvement prédominant dans le sol qui influence le transport des micro-organismes est probablement le ruissellement. Cette sorte de mouvement est caractérisée par le déplacement latéral de l'eau dans le sol. De façon générale, ce type de mouvement est régulé par les précipitations liquides et la fonte des neiges.

Faust, M.A.(1982) a étudié le déplacement des coliformes fécaux dans des régions agricoles. Il a estimé qu'entre 1 et 6 % des bactéries déposées sur les surfaces sont arrivées dans les eaux de surface.

De forts comptages de bactéries (coliformes fécaux en général) ont été associés à des épandages et à la présence des bovins dans les pâturages par Howel, J.M. *et al.*(1995), Gilliland, M.W. and Baxter-Potter, W. (1987), Doran, J.W. and Linn, D.M. (1979), Baxter-Potter, W. and Gilliland, M.W. (1988), Stephenson, G.R. and Street, L.V. (1978), entre autres. Dans l'eau ayant ruisselé, ces auteurs ont mesuré, dans la majorité des cas, des comptages de 10^4 à 10^6 ufc/100 ml à partir des surfaces épandues et des pâturages. Cependant, à partir des lots d'engraissement de bovins de boucherie les valeurs sont plus hautes, soit 10^7 ufc/100 ml ou plus. Les pics de bactéries, durant toute l'année, sont remarquablement liés aux périodes plus chaudes et pluvieuses.

Faust, M.A. (1976) a évalué les charges de coliformes sorties de sous-bassins avec différentes utilisations agricoles. À partir de ces résultats, il est possible de vérifier que les régions avec de plus grandes surfaces de pâturage présentent aussi des comptages microbiens plus élevés.

Edwards, D.R. *et al.*(1997) ont étudié en Arkansas des associations entre les charges animales (pâturages) et la fertilisation organique (litière de volaille) avec les comptages de coliformes fécaux dans les eaux ayant ruisselé. Malgré le fait que 70 % des événements suivis présentaient des comptages supérieurs à 10^3 ufc/100 ml, les associations avec les pratiques agricoles n'ont pas été

claires. Pourtant, des différences significatives entre les comptages ont été trouvées entre les mois chauds (du printemps et d'été) et le reste de l'année.

Il faut noter que les mesures préventives comme les filtres végétaux ou les bandes riveraines ne sont pas toujours efficaces, car les expérimentations récentes de Coyne, M.S. *et al.*(1998) ont démontré que la majorité des bactéries comptées à l'entrée de filtres végétaux de 45 mètres les avaient traversés avec l'eau de ruissellement.

La percolation est contrôlée par la structure, la texture et la porosité du sol. Cependant, la quantité d'eau et la vitesse à laquelle elle parvient au sous-sol peuvent être modifiées par les voies préférentielles (Cluis, D. 1994), c'est-à-dire les racines, les pores produites par les vers de terre et les fissures. Ce phénomène prend une grande importance dans la problématique des pollutions diffuses, principalement microbiennes, parce qu'il réduit l'effet de filtre du profil du sol et permet que des charges élevées d'agents pathogènes arrivent aux eaux souterraines (Dean, D.M. and Foran, M.E. 1991, Abu-Ashour, J. *et al.*,1998).

Le mouvement vertical des micro-organismes et de l'eau est dépendant des caractéristiques physiques et chimiques normales du sol. Pourtant, le travail de Smith, M.S. *et al.*(1985) a montré que d'autres éléments pouvaient avoir un rôle déterminant dans la percolation. Lorsque le sol est intact, de 22 à 79 % des *E. coli* K12 résistants à la streptomycine ont traversé les 28 cm de colonnes de différentes textures de sol. Dans les colonnes mélangées, préparées avec les mêmes types de sol, la percolation a réduit les charges initiales à 0.2 et 7 % respectivement. Ces résultats ont mis en lumière l'importance des voies préférentielles de flux, comme les macropores, fractures et canaux formés par des vers de terre, les racines de plantes et autres organismes présents dans le sol. Ces éléments sont caractéristiques des sols intacts ou non retournés par le labour agricole.

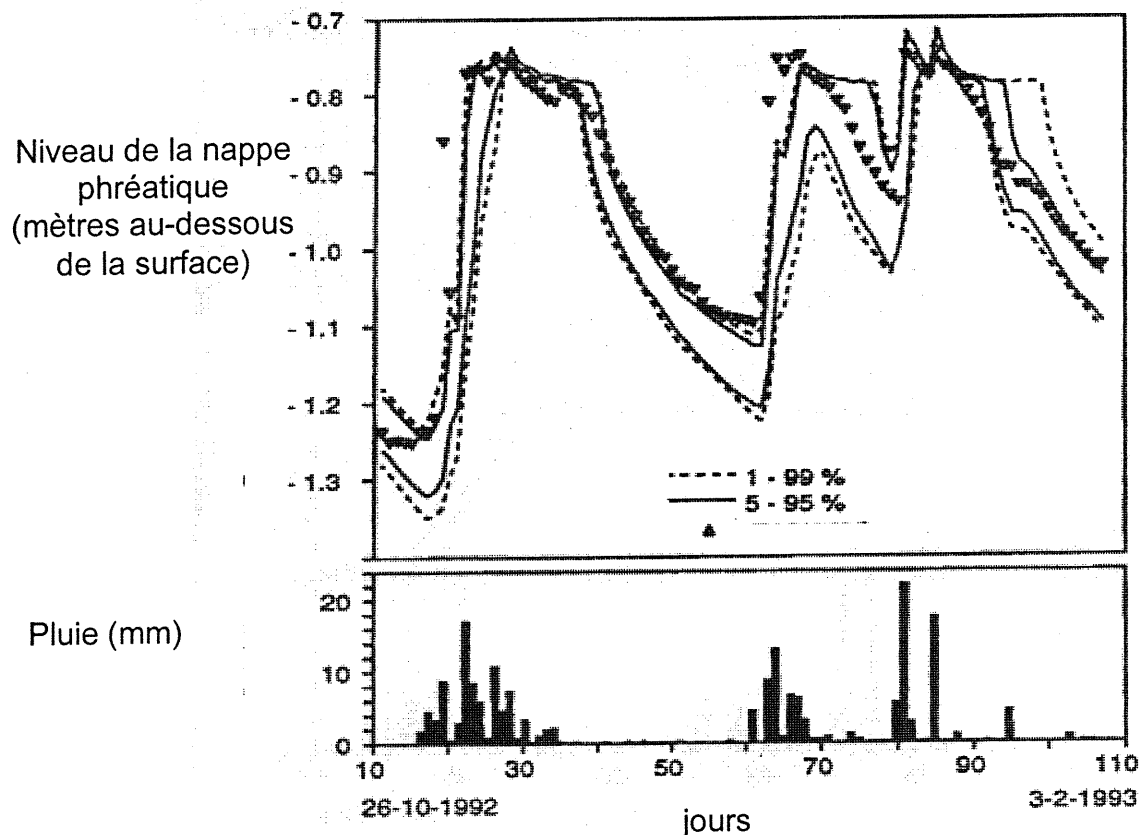
Addiscott, T.M. and Whitmore, A.P. (1991) ont fait une simulation de percolation des solutés en différentes perméabilités de sol. Leurs conclusions montrent l'influence des caractéristiques du sol sur la profondeur que peut atteindre des contaminants solubilisés, affectant ainsi l'effet filtrant du sol.

Les travaux de Van Elsas, J.D. *et al.*(1991), Kemp, J.S. *et al.*(1992); Paterson, E. *et al* (1993) ont confirmé l'importance des facteurs identifiés par Smith, M.S. *et al* (1985). De plus, ils ont mesuré certaines des variables qui ont augmenté la percolation dans les sols non retournés, comme le pH neutre, la basse température, une plus petite densité du sol, la texture du sol et la présence de végétation.

La Figure 18, ci-dessous, indique la relation entre la régie des pluies et la recharge des eaux de profondeur. La vitesse à laquelle ce processus s'effectue dépend, en partie, des voies préférentielles, c'est-à-dire des macropores, biopores, fentes, fissures, etc. Ce processus a une grande importance dans le risque de contamination des nappes phréatiques.

La recharge des eaux de profondeur (Figures 17 et 18) se fait relativement vite après l'événement pluvieux. Avec la présence de voies préférentielles, les charges microbiennes épandues sur la surface suivront probablement un profil similaire. D'ailleurs, plusieurs auteurs ont déjà associé la plus haute contamination au premier événement volumineux de pluie après l'épandage (Dean, D.M. and Foran, M.E. 1992 et Stoddard, C.S. *et al.*,1998).

Figure 18 – Relation entre pluvié et recharge des eaux de profondeur



Source : Booctink, H.W.G. (1994)

Evans, M. R. and Owens, J. B. (1972) avaient remarqué des contaminations importantes dans les drains des surfaces épandues avec du lisier porcin. Des augmentations de 30 à 900 fois le nombre de bactéries comptées dans les drains ont été notées après 2 heures. Les comptages sont revenus aux valeurs de base après 2 à 3 jours. Les auteurs ont comparé les charges déposées et les comptages dans les drains et ont ainsi remarqué une récupération de 0.03 à 0.05 % des charges initiales. Il faut noter que les comptages finaux de *E. coli* ont été de l'ordre de 10^8 à 10^9 ufc/ 100 ml.

Dean, D.M. and Foran, M.E. (1991) ont fait des travaux détaillés sur l'impact des épandages de lisier et de fumier solides sur les eaux souterraines en Ontario. Les résultats de ces études montrent que dans 8 surfaces sur 12,

les eaux de drainage étaient contaminées entre 20 minutes et six heures après l'épandage. L'accroissement de la concentration des bactéries dans les drains (à 90 cm de profondeur) variait de 30 fois après 20 minutes à 725,000 fois après 2 heures, puis à 1,000 fois après 6 heures à partir du moment des décharges. Selon Côté, D. (1994), l'humidité et les voies préférentielles semblent expliquer la grande vitesse avec laquelle les bactéries sont arrivées aux drains souterrains.

En Ontario, Taylor, H.E. and Foran, M.E. (1993) ont comparé les comptages du biotraceur *E. coli* résistant à l'acide nalidixique (NAR) produits par trois différents types de fumures sur les eaux de drainage et les nappes phréatiques suite aux épandages automnaux sur des sols d'argile loameuse. Le lisier de porc a produit une contamination des eaux de drainage 1 heure après et les comptages demeuraient élevés (10^5 *E. coli*/100 ml) pendant 40 heures pour redescendre à 10^2 *E. coli*/100 ml après 7 jours. Pour le purin de bovin, les contaminations notées après 2 heures, montaient à 10^5 *E. coli*/100 ml et redescendaient à 10^2 *E. coli*/100 ml après 4 jours. Quant au fumier bovin solide, aucune contamination n'a été enregistrée avant le septième jour lorsqu'une pluie de 25 mm qui était tombée la veille a provoqué des percolations et une contamination de 10^2 *E. coli*/100 ml. Dans un deuxième épandage, observé par les mêmes chercheurs dans des conditions de sol plus humides, les charges bactériennes générées ont été plus élevées (Côté, D. 1994).

Au Québec, l'unique travail ayant porté sur la contamination microbienne liée aux pratiques de fertilisation a également révélé des comptages élevés (10^7 ufc/g de sol) après les épandages de lisier porcin sur des sols loam argileux de la région de Saint-Hyacinthe (Bouffard, J. et al., 1997). Après dix jours de fertilisation, les comptages de *E. coli* dans des drains souterrains atteignaient 10^4 ufc/100 ml. Dans les eaux ayant ruisselé des surfaces fertilisées, les comptages de coliformes fécaux étaient de l'ordre de 10^7 ufc/100 ml.

Cependant, dû aux conditions de sol et à la survie des agents pathogènes, la contamination de la nappe peut être tardive. Rothmaier, R. *et al.*(1997) ont suivi les impacts des épandages des fumures porcines sur une nappe aquifère en Allemagne. En utilisant des *E. coli* marqués génétiquement, les auteurs ont récupéré, à 20 et 25 cm de la surface, des souches identiques à celles épandues plus de 2 mois auparavant. Des comptages très faibles au niveau de la nappe phréatique, à 4 m de profondeur, ont été rapportés environ 5 mois après l'épandage. Ceci montre le faible risque de contamination souterraine dans des conditions similaires. Il faut toutefois noter le délai qui peut exister entre la contamination initiale de la surface et les conséquences sur la qualité de l'eau environnante.

Stoddard, C.S. *et al.*(1998) ont étudié pendant deux ans la survie et le transport vertical des coliformes et streptocoques fécaux en sols fertilisés et non fertilisés avec du fumier bovin au centre du Kentucky. Leurs résultats ont montré des élévations des comptages de coliformes dans les eaux recueillies à l'aide d'un lysimètre à 90 cm de profondeur après des pluies suffisantes pour produire des flux. Des contaminations élevées ont été enregistrées au moins durant 60 jours après l'épandage du fumier. Des contaminations importantes ont été notées aux limites inférieures de la zone vadose, c'est-à-dire la région saturée à la profondeur moyenne des nappes phréatiques. Ceci illustre le danger relatif des épandages. McMurry, S.W. *et al.*(1998) ont adopté la même approche dans des conditions d'épandage de fumier de volaille au Kentucky et ont abouti à des conclusions semblables.

Les ookystes de *Cryptosporidium* spp. ont aussi la capacité de se déplacer verticalement. Mawdsley, J.B. *et al.*(1996a) ont étudié quelques conditions de contrôle pour ce processus. La texture du sol semble être un élément majeur. Mawdsley, J.B. *et al.*(1996b) ont aussi vérifié que dans des conditions expérimentales contrôlées de sol et de pluie, le niveau de

récupération des ookystes était de 0.01 % par ruissellement et de 1% à partir du processus de percolation, le reste des ookystes étant retenus ou détruits.

Les tableaux XVI et XVII ci-dessous résument certains pourcentages de récupération par percolation et par ruissellement des micro-organismes déposés à la surface du sol trouvés dans la littérature consultée.

Tableau XVI - Pourcentages de récupération par percolation de micro-organismes épanchés au sol

Texture du sol	Pourcentages	Observations	Références
Sable loameux	0.001 %	<i>Pseudomonas</i> spp.	Paterson, E. et al.(1993)
Loam sableux	0,01 %	<i>Pseudomonas</i> spp.	Paterson, E. et al.(1993)
Limon	0.01 à 1 % (à 90 cm)	CF	Joy, D.M. et al.(1998)
Loam limoneux	3 %	Enterocoques	Korkman, 1971 selon Crane, S.R. et al.(1983)
Loam limoneux	0.1 %	<i>Cryptosporidium</i> spp.	Mawdsley, J.B. et al.(1996a)
Loam limoneux	0.6 %	CF	McMurry, S.W. et al.(1998)
Loam limoneux	0.13 %	<i>E. coli</i> résistante à l'acide nalidixique (NAR)	Dean, D.M. and Foran, M.E. (1991)
Argile limoneuse	0.37 % (à 90 cm)	Sol bien drainé	Dean, D.M. and Foran, M.E. (1991)
Argile limoneuse	0.01 à 3.3% (à 90 cm)	Sol imparfaitement drainé	Taylor, H.E. and Foran, M.E. (1993) et Dean, D.M. and Foran, M.E. (1991)
Argile limoneuse	5 %	<i>Pseudomonas</i> spp.	Paterson, E. et al.(1993)
Argile limoneuse	0.1 %	<i>Pseudomonas</i> spp.	Paterson, E. et al.(1993)
--	0.03 à 0.05 %	<i>E. coli</i>	Evans, M.R. and Owens, J.D. (1972)

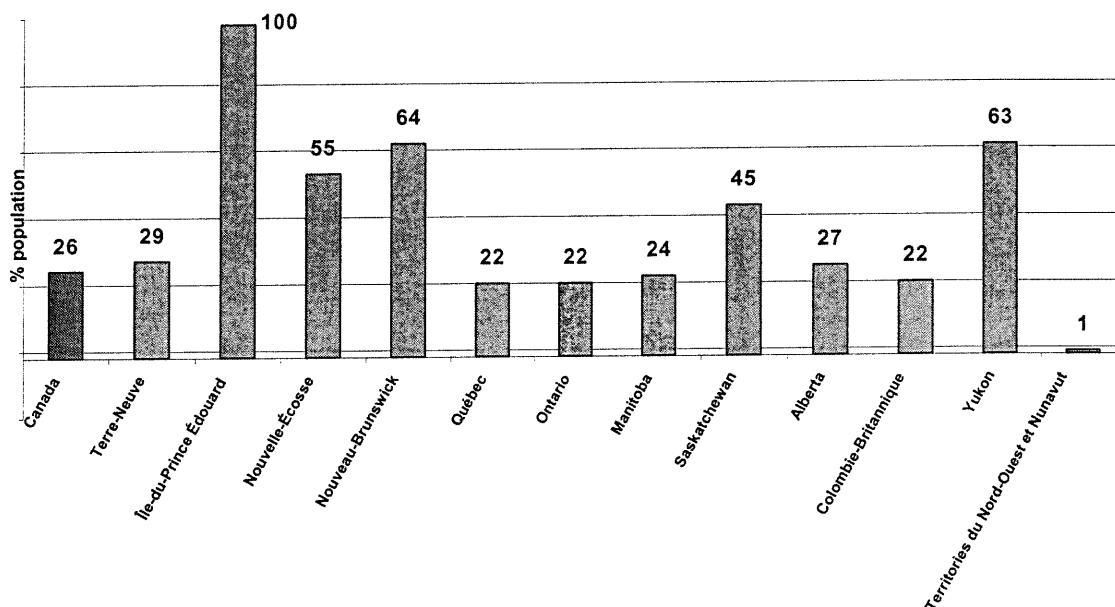
Tableau XVII - Pourcentages de récupération par ruissellement de micro-organismes déposés au sol

Texture du sol	Pourcentages	Observations	Références
Loam limoneux	6.7 %	CF récupéré après première pluie sur un pâturage épandu pendant l'été	Kunkle 1979 selon Crane, S.R. <i>et al.</i> (1983)
Loam limoneux	0.061 %	CF récupéré d'un pâturage épandu pendant l'été (événement pluvieux suivants)	Kunkle 1979 selon Crane, S.R. <i>et al.</i> (1983)
Loam limoneux et Argile limoneuse	1 %	CF	Faust, M.A.(1976)
--	0.007 %	CF (fumier solide)	McCaskey <i>et al.</i> (1971) selon Crane, S.R. <i>et al.</i> (1983)
--	58 à 90 %	CF, avec pluie au même jour de l'application	Crane, S.R. <i>et al.</i> (1978) selon Crane, S.R. <i>et al.</i> (1983)
--	0.1 à 0.22 %	CF, après 3 jours de l'application	Crane, S.R. <i>et al.</i> (1978) selon Crane, S.R. <i>et al.</i> (1983)
--	1 à 6 %	CF	Faust, M.A.(1982)

2.4 Liens entre les zoonoses entériques et la pollution de l'environnement agricole

Dans le milieu rural, le risque de zoonoses liées aux agents pathogènes entériques passe par trois voies principales : le contact direct avec l'animal ou ses fumures contaminées; la consommation de nourriture contaminée et l'ingestion d'eau contaminée. Cette dernière voie prend une très grande importance lorsqu'on considère qu'au Québec 66 % des localités, totalisant 20 % de la population, utilise de l'eau souterraine comme eau potable. Aux États-Unis, cette situation touche la moitié de la population (McCormack, R. 1990). La Figure 19 présente les données de la consommation d'eau de profondeur à travers le Canada.

Figure 19 – Pourcentage de la population canadienne tributaire de l'eau souterraine



Source : Environnement Canada (1999)

Les travaux de Dean, D.M. and Foran, M.E. (1991), Taylor, H.E. and Foran, M.E. (1993), Mawdsley, J.L. *et al.*(1996) et Paterson, E. *et al.*(1998) ont montré qu'en fonction des caractéristiques du sol, des pratiques agricoles et du

climat, la contamination de l'eau souterraine n'est pas négligeable. Dans des observations à profondeurs variables, ces chercheurs ont récupéré entre 0.0001 et 3.3 % des charges microbiennes déposées sur la surface. C'est-à-dire des comptages entre 10^2 et 10^6 bactéries ou ookystes/100 ml d'eau. Comme des doses infectieuses plus petites que 10^3 peuvent causer des entérites à *Campylobacter* spp., *Salmonella* spp. et *E. coli* O157:H7, ainsi qu'à *Cryptosporidium* spp. (Doyle, M.P. and Cliver, D.O. 1990, Tauxe, R.V. 1992, Meinhardt, P.L. et al., 1996 et Griffin, P.M. and Tauxe, R.V. 1991) cette réalité peut être associée à des cas de maladies entériques dans le milieu rural.

En Ontario, Jackson, S.G. et al. (1998) ont conclu, à partir d'une enquête épidémiologique approfondie, que l'eau contaminée dans une ferme était la voie de transmission impliquée dans un foyer d'entérites hémorragiques. D'autres auteurs ont également démontré, en Ontario, que des familles en milieu rural ont plus d'anticorps contre *E. coli* O157:H7 que les familles en milieu urbain. Ceci suggère que le premier groupe semble être plus souvent exposé à cet agent entéro-pathogénique.

Wilson, J.B. et al. (1996) ont étudié le bétail et les familles résidentes dans 80 fermes laitières positives à *E. coli* Shiga-toxinogénique. Dans ces populations, 20 familles et 6.3 % des individus étaient positifs à l'agent. Dans les troupeaux, 36 % des vaches et 57 % des veaux étaient positifs. En plus, dans les 4 fermes, le sérotype retrouvé chez les personnes et les animaux était le même.

Michel, P et al. (1999) ont trouvé au sud de l'Ontario des corrélations spatiales significatives entre les cas de maladies entériques dues à *E. coli* verotoxinogène (VTEC) et la densité animale. Les indicateurs de densité bovine utilisés étaient le nombre de têtes et les unités animales (UA). Malgré ces corrélations, les liens causaux n'ont pu être démontrés.

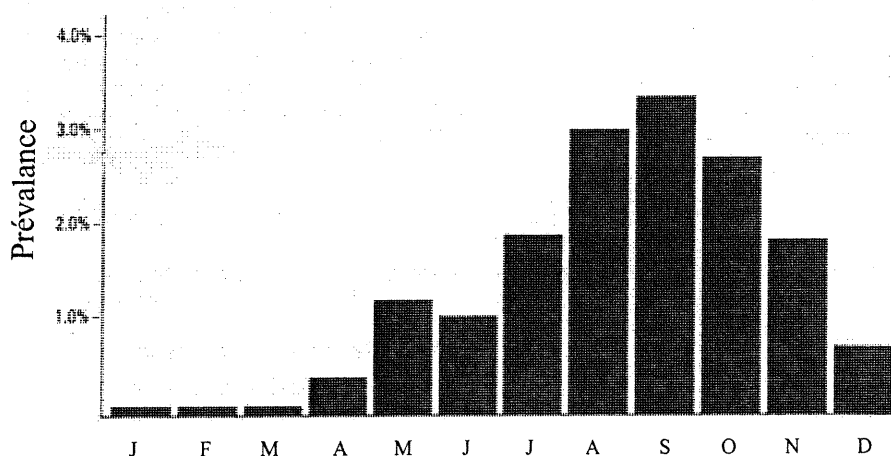
L'association possible avec les densités animales élevées est aussi rapportée par Spika, J.S. *et al.*(1998) comme une des explications des taux d'incidence de VTEC élevés (10.2 par 100,000 hab entre 1992 et 1995) dans l'Île du Prince Edouard. Les densités de 0.2 bovins/ha enregistrées dans cette province sont proches de celles rapportées par Michel, P. *et al.*(1999) en Ontario (0.17/ha). Ces derniers ajoutent un nouveau point à la compréhension des maladies entériques à caractère zoonotique. L'hypothèse émise est que, dans l'épidémiologie des maladies entériques, il peut y avoir un processus de transmission différent entre les cas en milieu urbain et ceux en milieu rural. Dans ce dernier, la participation de l'environnement dans le processus de transmission aux humains et le maintien des agents pathogènes dans les troupeaux seraient majeurs.

Les processus de contamination et re-contamination font en sorte que les animaux fonctionnent comme des multiplicateurs. Après l'ingestion de faibles doses trouvées dans l'eau, dans les aliments et dans d'autres véhicules, les conditions propices sont remplies pour que les intestins deviennent des réservoirs, conduisant à la multiplication des agents pathogènes qui seront à nouveau excrétés dans l'environnement (Weaver, D.E. *et al.*,1976). Le phénomène décrit précédemment a été associé par Hess and Breer (1975) (selon Strauch, D., 1978) aux augmentations de prévalence de *Salmonella* spp. dans les fèces des bovins en Suisse (Figure 20). Selon ces auteurs, ces hautes prévalences sont la conséquence des épandages de boues d'épuration sur les pâturages pendant l'automne.

Dans un autre scénario, Christensen, N.H. and Cullinane, L.C. (1993) ont vérifié que les veaux gardés sur des pâturages contaminés précédemment par *Salmonella* Hadar, ont excrété de façon plus importante ce micro-organisme dans les fèces par rapport à des veaux gardés sur des pâturages non contaminés.

Des explications similaires ont été proposées par Palmacher, E.A.M. (1973) (selon Strauch, D. 1978) pour rendre compte des différences entre les prévalences de *Salmonella* spp. chez les bovins soumis à des pâturages épandus avec les boues (4,7 % positifs) et chez ceux qui ont fréquenté des pâturages sans ces types de fertilisants (0.3 à 0.5 % positifs).

Figure 20 – Évolution temporelle moyenne de la prévalence de *Salmonella* spp. chez les bovins en Suisse entre 1964 et 1974



Source : Strauch, D. (1976)

La contamination des eaux de surface par les activités agricoles est associée à des épisodes de maladies entériques en Europe et en Amérique du Nord. Cette voie est plus grave aujourd'hui en raison de la présence d'agents résistants aux méthodes de traitement de l'eau comme la chloration. Grimason, A.M. *et al.* (1990) ont rapporté une importante épidémie de maladies entériques causée par le *Cryptosporidium* spp. en milieu rural en Angleterre et liée à la contamination agricole.

La plus grande épidémie urbaine de maladies entériques liées à l'eau a été décrite par Mac Kenzie, W.R. *et al.*(1994) et est survenue au Milwaukee aux États-Unis. Estimée à plus de 400,000 cas, cette épidémie causée par le *Cryptosporidium* spp. a causé la mort de quelques centaines d'individus et l'origine de la contamination des eaux n'a pas été clairement identifiée.

2.5 - Modèles appliqués à la problématique de la contamination microbienne d'origine agricole

Quelques travaux ont été réalisés dans le but de modéliser les charges microbiennes apportées par les activités de production animale. La modélisation de la contamination des eaux de surface a été approchée d'une façon distincte de celle des eaux souterraines.

Une caractéristique générale des publications existantes est que, dans les enquêtes sur la contamination des eaux souterraines, les agents pathogènes modélisés étaient majoritairement des virus tandis que pour les eaux de surface les micro-organismes choisis étaient en grande partie des coliformes fécaux. Cette différence peut s'expliquer par le fait que le principal danger microbien dans les conditions hydrogéologiques des nappes aquifères sont les virus, à cause de leur faible taille et de leur résistance élevée. En effet, certains virus sont résistants à la chloration et à l'ozonisation (Updegraff, D.M.1991)

Yates, M.V. and Ouyang, Y. (1992) ont proposé un modèle (VIRTUS) de survie et de transport pour les virus dans les zones vadoses, c'est-à-dire l'espace entre la surface du sol et la nappe phréatique. Les équations mathématiques produites, basées sur la loi de conservation de masse et les flux d'eau dans l'environnement poreux du sol, ont été solutionnées par la méthode des différences finies. L'inactivation des virus a été considérée en fonction de la température du sol.

Sim, Y. and Chrysikopoulos, C.V. (1996), dans une approche basée sur l'équation d'advection et de dispersion et les flux transitaires, ont aussi modélisé les charges possibles de virus qui peuvent traverser la zone vadose et ainsi arriver aux eaux souterraines (modèle VIROTRANS). Dans ce cas, la résolution des équations différentielles partielles produites a été faite selon la méthode des éléments finis de Galerkin.

Les modèles cités précédemment ont été calibrés dans des conditions de laboratoire et ont eu des capacités prédictives importantes. Cependant, l'application de ces modèles sur le terrain exige un nombre considérable de mesures des paramètres hydrauliques et de transport nécessaires aux équations de base (Dickinson, R.A. 1991). Ceci limite l'utilisation de ces modèles dans les cas de sources de pollution diffuse d'origine microbienne.

Moore, J.A. *et al.*(1988), à l'aide d'un modèle déterministe (MWASTE), a essayé de prédire les charges de bactéries dans les eaux de ruissellement. L'algorithme du modèle (Figure 21) intègre des informations relatives à la production de fumures dans les fermes, à la survie à l'entreposage et au sol ainsi qu'aux pratiques d'épandage. Les informations produites par le logiciel hydrologique CREAMS (Knisel, W.G. 1980, selon Walker, S.E. 1988) et des données météorologiques sont utilisées pour les calculs de volume de ruissellement. À la fin, le modèle incorpore des données empiriques sur l'utilisation des filtres végétaux pour déterminer enfin la quantité de bactéries qui sortent du territoire modélisé.

L'équation de survie utilisée dans le modèle MWASTE a été la même équation exponentielle que celle proposée par Chick (Crane, S.R. and Moore, J.A. 1986). Le coefficient de décroissance (k) à l'entreposage a été fixé à 0.3 mais, pour la survie au sol, l'auteur a appliqué les corrections relatives au pH du sol, à la température ambiante et à la méthode d'application des fumures telles que proposées par Reedy, K.R. *et al.*(1981). Ces corrections sont présentées

dans l'équation (2) ci-dessous. Le Tableau XVIII énumère les équations utilisées pour le facteur pH.

$$k = k_1 \times Ft \times Fap \times FpH \quad (2)$$

où

k_1 = k de base, considéré comme égal à 0.5

Ft = facteur de correction de la température, $1.0675^{(température - 20^\circ)}$

Fap = facteur méthode d'application, 0.5 pour épandage de surface

FpH = facteur pH du sol, appliqué selon les équations suivantes :

Tableau XVIII - Équations utilisées pour le facteur pH

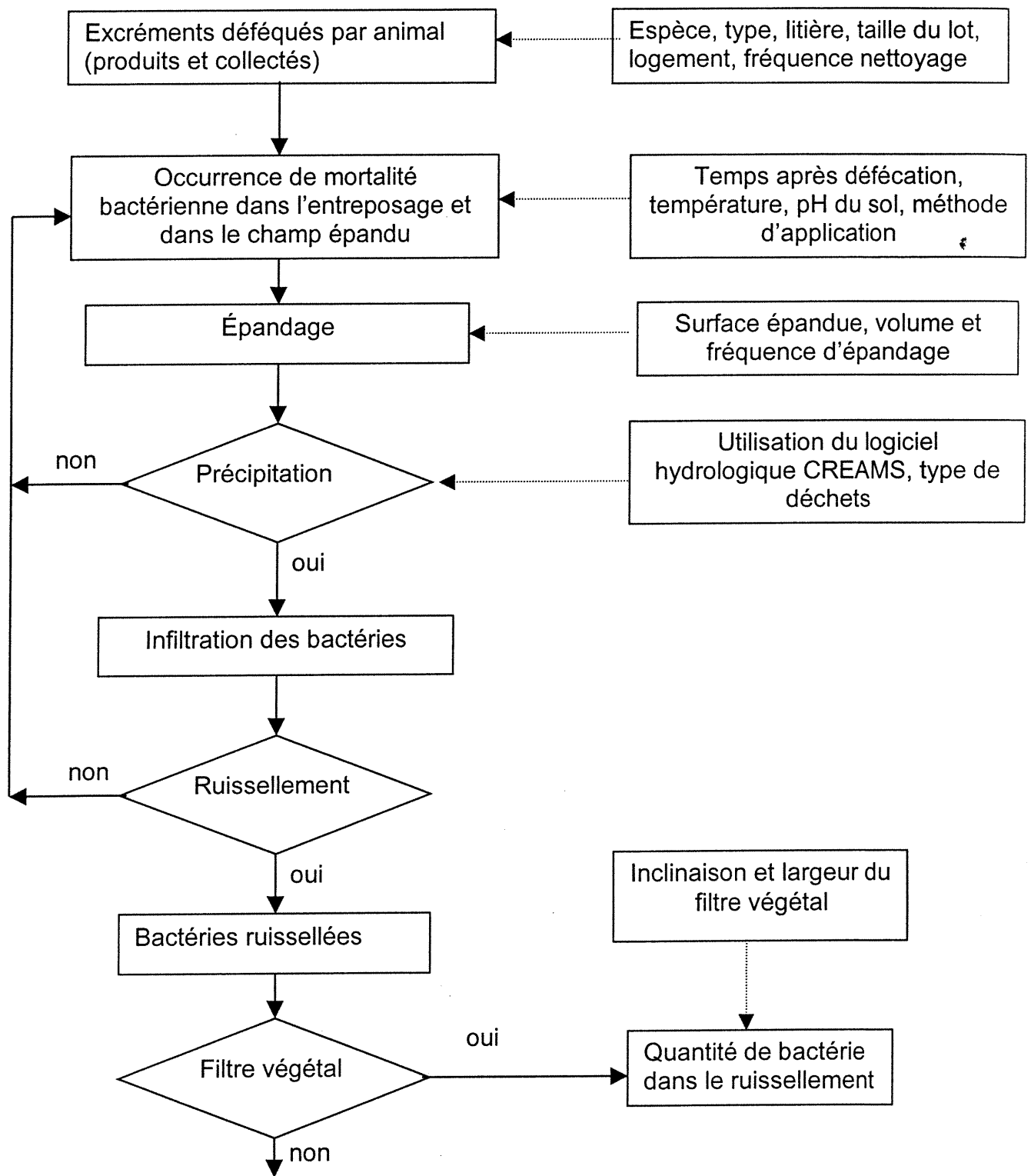
pH	équations pour FpH
3 à 6	$1.69 - (0.26 \times \text{pH})$
6 à 7	0.25
7 à 8	$(0.21 \times \text{pH}) - 1.22$

Source : Moore, J.A. *et al.*(1988)

Il est à noter que ces facteurs de correction sont empiriques, basés sur quelques travaux précédents réalisés sous différentes conditions, soit en laboratoire, soit sur le terrain. L'application aux conditions de la production animale et à la problématique des maladies entériques est donc limitée.

Le calcul du nombre de bactéries transportées par les événements hydrologiques (infiltration et ruissellement) dans le modèle MWASTE a été fait à partir de la méthode des pourcentages de réduction, selon l'équation (3) ci-dessous. Le Tableau XIX présente les pourcentages de réduction des bactéries déposées au sol par infiltration et ruissellement proposés par Moore, J.A. *et al.*(1988).

Figure 21 – Algorithme général du modèle MWASTE
Étapes Entrées



Quantité de bactéries ruissellées

Source : Moore, J. A. *et al.*(1989)

$$F = F_o \times (1 - p)^r \quad (3)$$

Où,

F = Nombre de bactéries qui restent sur le sol

F_o = Nombre original de bactéries déposées au sol

r = Hauteur du ruissellement ou infiltration (calculée par CREAMS)

p = Facteur pourcentage de réduction de l'infiltration ou du ruissellement

Tableau XIX - Pourcentages de réduction des bactéries déposées au sol par infiltration et ruissellement

Type de fumure	Intervalle entre épandage et pluie	Infiltration	ruissellement
Solide	-	0.05	0.40
Liquide	1 jour	0.20	1.00
Liquide	Plus grand que 1 jour	0.05	0.40

Source : Moore, J.A. *et al.*(1988)

Walker, S.E. (1988) a utilisé une combinaison d'approches déterministe et stochastique pour simuler la contribution parcellaire au comptage des coliformes fécaux dans l'eau de drainage pour une région de Virginie aux États-Unis. Dans l'équation finale du modèle COLI, le chercheur a intégré les informations relatives à la survie bactérienne à l'entreposage ainsi qu'au ruissellement. Le calcul est fait séparément pour quatre classes de surface : les surfaces de pâturage, celles épandues avec incorporation, celles épandues sans incorporation et celles non fertilisées. À la fin, les quatre classes sont additionnées.

Les composantes simulées par l'approche Monte Carlo à l'aide des informations climatiques étaient la survie à l'entreposage (définie comme fonction de la température des 15 derniers jours), le ruissellement (calculé par la méthode des nombres de courbes du Service de Conservation des Sols - SCS) et l'érosion (obtenue par l'équation universelle des pertes des sols modifiée).

Les équations partielles proposées par Walker, S.E. *et al.*(1990) font le calcul de la température dans l'entreposage, du ruissellement-érosion et de la densité de bactéries dans le sol. L'équation (4) présente la forme finale du modèle COLI.

$$LBC = \log_{10} \left\{ \frac{\sum_{i=1}^4 \left[1.8 (10 Q_d A F_i q_p)^{.56} K_1 L S_i C_i P_i D_i e^{-k_{20}\theta^{(T-20)t}} \right] 10^{-5}}{Q_d A} \right\} \quad (4)$$

Où,

LBC = logarithme à la base 10 du nombre de bactéries déchargées par 100 ml de ruissellement

Q_d = hauteur de ruissellement (mm)

A = surface du bassin (ha)

F_i = Fraction du bassin dans les classes de surface

q_p = pic de ruissellement (m³/s)

$K_1 L S_i C_i P_i$ = paramètres employés dans l'équation universelle des pertes de sols modifiée (érodabilité du sol, topographie, couverture de la surface et mesures préventives)

D_i = densité de bactéries dans le mélange sol-fumier (cellules /Mg)

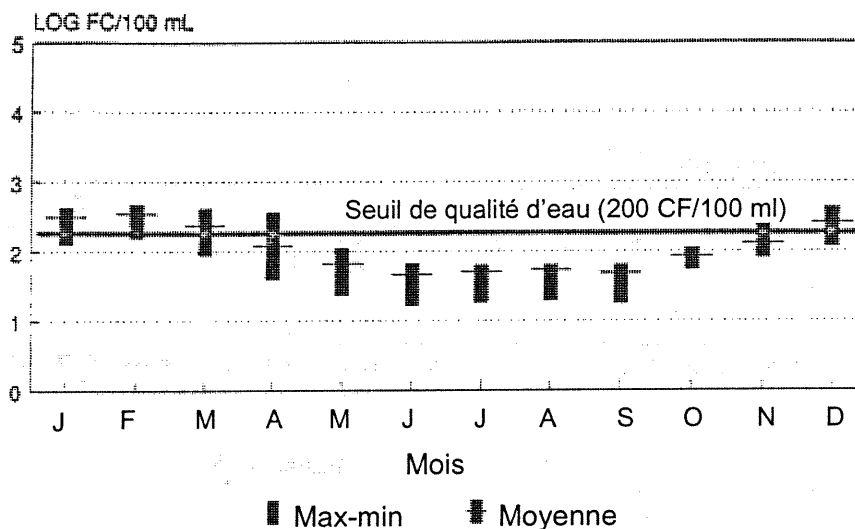
$e^{-k_{20}\theta^{(T-20)t}}$ = fonction de survie modulée par la température (Où, $\theta = 1.07$ et $k = 0.3$)

i = quatre classes de surface

Le modèle COLI a été appliqué à un sous-bassin agricole et différents scénarios d'épandage, d'entreposage et d'utilisation des mesures de prévention (filtres végétaux) ont été testés. Les résultats ont été comparés aux limites de qualité microbiologique de l'eau établies par l'Agence de Protection Environnementale des États-Unis en 1976 (200 CF/100 ml d'eau). Ces résultats ont indiqué des contaminations plus élevées lorsque la période d'entreposage est courte (Figure 22). De plus, les charges finales produites par un

entreposage plus long et avec l'incorporation du fumier sont semblables. Cette dernière information a poussé l'auteur à ne pas recommander l'incorporation comme mesure préventive utile. Cependant, plusieurs autres publications contredisent cette affirmation (Côté, D. 1994).

Figure 22 – Charge bactérienne (coliformes fécaux) apportée aux eaux de surface selon le modèle COLI dans un scénario de 10 jours d'entreposage



Source : Walker, S.E. (1988)

L'analyse de la sensibilité a montré que certaines variables, comme la densité de bactéries établie dans le mélange sol-fumier, peut générer une variation de 40 % dans les résultats finaux. Le facteur K, érodabilité du sol, peut aussi produire une grande variation, soit 30-34 %. Les charges épandues pouvant faire varier de 21-25 % les valeurs à la sortie.

Le logiciel CHEPTEL a été développé au Québec pour permettre l'évaluation de la contribution polluante des élevages intensifs (Cluis, D. *et al.*, 1994). Comme dans les modèles vus précédemment, l'équation universelle des pertes du sol (EUPS) et la méthode des coefficients de ruissellement ou numéros de courbe (CN) du Service de Conservation des Sols (SCS) ont été appliquées pour calculer les charges de coliformes et de streptocoques fécaux

transportées vers les eaux de surface. Les principales sources de contamination considérées dans les modules du logiciel sont : les amas de fumier solide, les cours d'exercice, les eaux de lavage de ferme laitière, l'accès direct aux cours d'eau, l'entreposage du lisier de porc, l'épandage et l'érosion hydrique (Cluis, D. *et al.*, 1992). Dans CHEPTEL, les charges de contaminants chimiques (azote et phosphore) sont également estimées.

L'exportation saisonnière des coliformes fécaux par ruissellement dans les cours d'exercice a été calculée selon l'équation (5) ci-dessous.

$$FCBASE = 1.0 \times 10^7 \times K_I \times K_T \times K_M \times K_L \times K_P \times AMP \quad (5)$$

Où,

$FCBASE$ = Concentration de CF dans le ruissellement de la saison

1.0×10^7 = concentration initiale de base considérée par les CF

K_I = facteur d'intensité de pluie saisonnière

K_T = facteur saisonnier de température

K_M = facteur humidité de la cour d'exercice

K_L = facteur de type de sol de la cour d'exercice

K_P = facteur source de ruissellement

AMP = facteurs moyens saisonniers de couche de fumier

L'approche pour l'évaluation des charges exportées à partir des tas de fumier a été similaire. Cependant, comme il existe un délai entre le nettoyage dans les fermes, un module de survie a été ajouté pour prendre cet intervalle en considération. L'équation exponentielle de Chick (Crane, S.R. *et al.*, 1983) a été utilisée. Les différents scénarios de survie utilisés ont été : le délai dans l'étable (coefficient de décroissance exponentielle $k = 0.027$), le délai pendant le stockage à l'extérieur avec une exposition à la lumière ($k = 0.066$), le délai dans les fermes laitières (intervalle entre nettoyage ou période de décroissance, $t = 0.5$ jour), dans les fermes de boucherie ($t = 15$ jours) et dans les porcheries ($t =$

3.5 jours). De plus, les auteurs ont établi que la limite d'exportation des tas de fumier était de 20 % du contenu total.

Pour toutes les sources de contamination, un bilan de charge est calculé et présenté à la sortie. Dans le modèle bactérien, les auteurs ont fait appel à de nombreuses hypothèses simplificatrices et utilisent des valeurs moyennes trouvées dans la littérature. Ainsi, les résultats numériques obtenus par le logiciel CHEPTEL sont considérés comme des ordres de grandeur (Cluis, D. *et al.*, 1994).

Fraser, R.H. *et al.* (1998) ont appliqué le modèle de transport de sédiment, appelé SEDMOD, à la problématique de la pollution microbienne des eaux de surface. Malgré les simplifications relatives à la survie des agents pathogènes et à l'influence des diverses variables environnementales, les auteurs ont traité le problème dans le cadre d'un système d'information géographique (SIG), outil vraisemblablement puissant dans l'analyse et la gestion du problème sur l'ensemble d'un territoire.

Walker Jr, F.R. and Stedinger, J.R. (1999) ont modélisé les charges de *Cryptosporidium* spp. qui arrivent aux réservoirs d'eau qui servent la ville de New York. Leur modèle agrège des éléments liés à l'origine des ookystes (fermes laitières et égouts urbains), la survie dans l'environnement, le transport vers le réseau hydrologique et le déplacement jusqu'aux réservoirs. La survie a été aussi traitée selon le modèle de Chick (Crane, S.R. and Moore, J.A. 1986), avec un coefficient cinétique k qui est ajusté à la température selon des facteurs de correction produits expérimentalement.

Il est important de souligner que les divers facteurs qui jouent dans les processus de mortalité et de mouvement des micro-organismes dans le sol et le sous-sol ont probablement des interactions diverses entre eux ; par contre, la mesure efficace de ces interactions est complexe. En conséquence, les

Après la réunion internationalé Rio-92 pour la proposition d'un agenda de défense de l'environnement, plusieurs initiatives ont été prises pour évaluer la «santé» de l'environnement. Dans ce contexte, des experts ont proposé quelques méthodes pour construire des indicateurs agro-écologiques.

Ces indicateurs sont le résultat d'une agrégation d'informations liées au sujet ciblé, réalisée de façon qualitative et souvent basée en multi-critères. La construction de ces indicateurs est fonction de la complexité du problème étudié, des multiples interactions impliquées, de l'absence de modèles mathématiques satisfaisants et principalement de la difficulté opérationnelle et économique à mesurer toutes les variables impliquées.

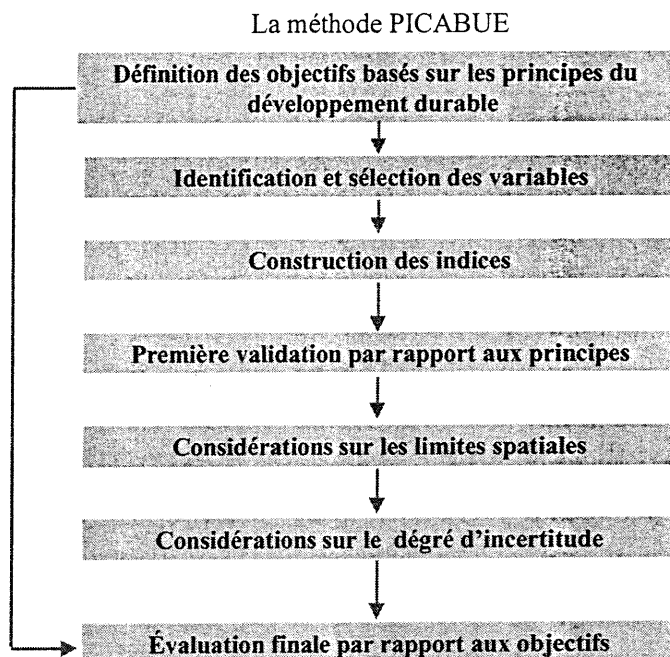
Les indicateurs représentent un compromis entre la connaissance scientifique du moment, la nécessité d'être concis, la facilité d'utilisation et la disponibilité des données (Girardin, Ph. *et al.*, 1999).

Les objectifs généraux des indicateurs ou indices agro-écologiques sont : traduire sous forme simple une réalité complexe, permettre d'évaluer l'évolution de cette réalité et permettre de présenter un état des lieux à l'utilisateur en vue d'une prise de décision (Mitchell, G. *et al.*, 1995).

2.6.1 La méthode PICABUE modifiée

La méthode PICABUE a été structurée par Mitchell, G. *et al.*(1995) en Angleterre, de façon à orienter la construction d'indices de développement durable, particulièrement dans les réalités liées à la pollution de l'environnement et ses conséquences sur la qualité de vie. Les étapes principales de cette démarche de construction d'indicateurs sont montrés à la Figure 23.

Figure 23 – Étapes principales de la démarche PICABUE pour la construction d'indicateurs agro-écologiques



Source : Mitchell, G. *et al.*(1995)

Girardin, Ph. and Bockstaller, C. (1997) et Girardin, Ph. *et al.*(1999) ont effectué des changements dans la méthode PICABUE et ont ainsi construit des outils d'aide à la gestion des pesticides en France. Les 7 étapes de cette méthode sont présentées dans le Tableau XX ci-dessous. Dans le cadre du présent travail, les étapes 1 à 3 de la démarche ont été appliquées et les étapes 4 et 5 ont été initiées dans le but de construire des indices agro-écologiques pour évaluer la pression hygiénique de la production animale dans les régions rurales au Québec. L'étape 7, vérification de l'utilité des indices, dépend des applications et des évaluations postérieures.

Tableau XX - Étapes de la construction d'indices agro-écologiques

Étapes
1 - Définition des objectifs
2 - Choix des hypothèses de base (et variables directrices)
3 - Création de l'indicateur (agrégation des variables)
4 - Détermination de valeurs normales (ou de référence)
5 - Test de sensibilité
6 - Test de probabilité (relation entre les variables d'entrée et les indicateurs)
7 - Test d'utilité

Source: Girardin, Ph. *et al.*(1999)

La définition des objectifs est faite en fonction de la problématique et des utilisations possibles de l'indicateur. La détermination du public cible comme utilisateur final aidera aussi à déterminer la complexité souhaitable ou tolérable de l'indicateur.

Le degré de complexité des hypothèses formulées sera aussi fonction du principe de base de la construction, c'est-à-dire le compromis entre l'information scientifique disponible dans les domaines touchés (en qualité et quantité) au moment de la construction et les demandes de simplicité des utilisateurs.

L'agrégation des variables, dans l'étape de création proprement dite, peut se faire à l'aide de modèles qui les intègrent. Ces groupes de variables, appelées aussi attributs, peuvent être composés via un processus additif ou multiplicatif, selon le choix de la construction. Des approches comme les règles de décision et les systèmes de logique floue peuvent aussi être employés, principalement si le degré d'incertitude des données est élevé (Bockstaller, C. *et al.*,1997, Vaillant, M. *et al.*,1995). Des pondérations peuvent être incluses afin de corriger les relations entre les variables et entre les attributs.

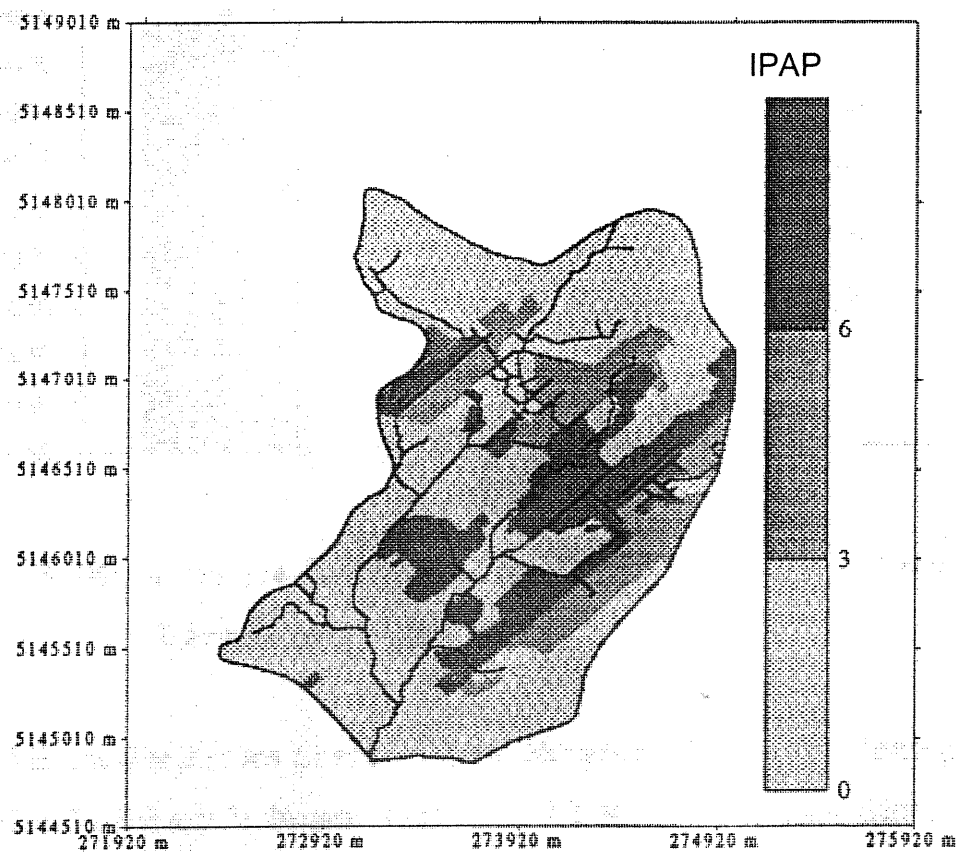
L'ajustement de l'échelle de l'indicateur pour la rendre simple est un important facteur de compréhensibilité et de clarté pour les applications de l'outil. Établir des valeurs normales est une autre étape importante pour faciliter une utilisation aisée.

Les tests de sensibilité servent à vérifier l'impact des entrants sur les résultats finaux. Quant au test de probabilité, il évalue la capacité de l'indicateur à représenter la problématique en question. Cependant, en raison de la nature complexe des relations représentées par un indicateur agro-écologique, le dernier test ne permet pas sa validation. En bref, seule la dernière étape, c'est-à-dire le test d'utilité pour les utilisateurs, fait *a posteriori*, pourra attester de la valeur diagnostique des indicateurs (Girardin, Ph. et Bockstaller, C. 1997).

Certains indicateurs ont été produits pour la gestion de la pollution par des sources diffuses dans l'environnement agricole. Hamlett, *et al.*(1992) en Pennsylvanie aux États-Unis et Chokmani, K. (1996) au Québec ont établi, pour les territoires étudiés, une carte d'indices de pollution potentielle agricole (IPAP), comme illustrée à la Figure 24 ci-dessous.

Les IPAP sont produits dans un environnement de Système d'Information Géographique (SIG) et expriment la susceptibilité des terres agricoles à produire des nutriments (azote et phosphore) et des sédiments qui pourraient atteindre les eaux de surface. Les attributs qui composent l'indice final sont calculés à l'aide de l'équation universelle de perte des sols (pour le sédiment), de la méthode des numéros de courbe du Service de Conservation des Sols (SCS pour le ruissellement) et du bilan des nutriments produits par animal et par jour. Les valeurs obtenues sont pondérées par des limites considérées acceptables (i.e., sans causer de dommages à l'environnement).

Figure 24 – Carte d'indices de pollution potentielle agricole (IPAP) appliqués au bassin du ruisseau Binet au Québec



Source : Chokmani, K. (1996)

3. Matériel et Méthode

3.1 - Développement d'indices agro-écologiques pour évaluer la pression hygiénique de la production animale au Québec

Pour la construction des indices qui synthétisent la problématique complexe de la contamination environnementale causée par la production animale, le point de départ est la compréhension des différentes composantes qui constituent le modèle descriptif du système agricole (Figure 7, section 2.3).

Dans la démarche de compréhension, le point de départ a été l'analyse globale de la problématique des maladies entériques, c'est-à-dire des divers éléments de l'environnement et de la structure de production qui jouent un rôle déterminant dans la survie et le transport des divers agents pathogéniques responsables de ces maladies. La synthèse des points saillants de cette première étape du travail est présentée dans la section 2 de ce mémoire, revue de la littérature.

La méthode de construction utilisée est celle proposée par Girardin, Ph. et Bockstaller, C. (1997), soit la méthode PICABUE modifiée et telle que présentée à la section 2.6.1. Elle prend en considération les possibles utilisateurs des indices produits ici, les gestionnaires de la santé publique (Ministère de la Santé et Services Sociaux du Québec et Santé Canada), des chercheurs en épidémiologie vétérinaire et des gestionnaires de l'environnement et de l'agriculture.

3.2 - Définition des objectifs

L'objectif des Indices de Pression Hygiénique Animale (IPHA) est de synthétiser l'information relative à la densité animale régionale en se basant sur les risques liés aux maladies entériques à caractère zoonotique.

Les principales sources de risques considérées sont les fumiers et les lisiers, parce que ces déjections sont chargées de micro-organismes pathogéniques et sont couramment épandues sur les champs agricoles pendant l'été et le printemps. Sont également importants les facteurs qui contribuent à la survie et au transport des micro-organismes dans les structures de stockage et au sol.

La voie de transmission des maladies entériques ciblée dans un environnement agricole a été l'eau. Ceci parce que, comme nous l'avons vu à la section 2.4, les principaux liens entre les déjections liées à la production animale et les populations urbaine et rurale sont respectivement les eaux de surface et celles de profondeur.

L'unité de travail utilisée a été l'entreprise agricole. Pour ces entreprises, les indices seront agrégés par espèce d'agents pathogènes et par espèce animale. Dans la séquence, avec l'addition des indices par entreprise, les indices régionaux pourront être calculés. Ces derniers se limiteront aux sous-régions de recensement en fonction des objectifs cartographiques postérieurs (dans les environnement des Systèmes d'Information Géographique).

L'aspect temps sera fonction des données disponibles. Le calcul final permettra au moins une représentation annuelle moyenne, de la période d'entreposage et du pic d'épandage. Ce dernier est basé sur la réalité d'une seule période, pendant laquelle il y a un plus grand apport de fumier à l'environnement, soit le printemps.

En raison des différences de comportement de survie des principaux agents entéro-pathogènes dans les structures d'entreposage et au sol, sera proposé le calcul d'un indice pour chaque micro-organisme, soit *Campylobacter* spp., *Salmonella* spp. et *E. coli* O157.

Également, en raison des différences de comportement de survie et de mouvement des micro-organismes et des différences entre les populations humaines à risque, un indice relatif aux eaux de surface et un second lié aux eaux souterraines seront calculés pour chaque agent entéro-pathogène évalué dans ce travail.

Dans les objectifs spécifiques, les Indices de Pression Hygiénique Animale (IPHA) doivent tenir compte:

- Des caractéristiques liées aux animaux et leur régie (attributs animaux).
- Des caractéristiques liées aux surfaces de pâturage et à celles réceptrices des fumures et de leur gestion (attributs surface).
- Des variables sur lesquelles les données sont déjà existantes ou en développement.
- De la situation géographique (permettant l'intégration future dans un environnement SIG).

3.3 - Sélection des variables directrices et hypothèses de base

Dans le contexte de la problématique de la présente étude, les informations et la réflexion ont été basées sur la littérature disponible. D'après ces informations et en accord avec les objectifs de construction, cinq attributs (regroupement d'informations ou variables) ont été identifiés et sur lesquels a été faite la recherche de variables, soit : la charge initiale d'agents pathogènes à la ferme, la survie à l'entreposage, la survie au sol, le mouvement sur le sol (ruissellement) et le mouvement vers le sous-sol (percolation).

La sélection est orientée selon deux directives : l'importance de la variable dans le contexte étudié et la disponibilité, c'est-à-dire la possibilité réelle d'avoir accès à des données relatives à cette variable. Dans ce dernier cas, les informations pouvaient être collectées à partir des bases de données disponibles via des recherches de terrain ou à partir de la littérature scientifique.

Après l'analyse des facteurs qui déterminent la mortalité et le transport des agents entéro-pathogènes dans le système agricole typique en Amérique du Nord (présenté à la section 2.3), 29 variables ont été sélectionnées. Quelques-unes participent à la composition de plus d'un attribut.

Les variables sont des informations fragmentées de diverses parties du système agro-écologique et parfois des mesures directes. Plusieurs autres variables ont été jugées importantes, dans la réflexion initiale, pour la composition d'un Indice de Pression Hygiénique Animale. Cependant, l'absence de données disponibles a conduit à leur exclusion. Quelques exemples : le niveau de colonisation microbienne des aliments (moulées) et des eaux utilisées dans les fermes, le type de diète, le niveau de colonisation microbienne des animaux qui arrivent à l'entreprise (achetés), la fréquence d'hygiène des bâtiments où les animaux demeurent, la densité d'animaux dans les bâtiments, la température ambiante dans les bâtiments, l'état physiologique des animaux (gestation, lactation, etc.), les mesures prophylactiques (vaccinations, usage de vermifuges et d'antibiotiques, etc.), l'humidité et la température des sols des surfaces épandues, la topographie des sols, le type de couverture des surfaces, la distance des cours d'eau, la profondeur des nappes phréatiques, les taux d'érosion par surface, etc.

Les Tableaux XXI et XXII présentent, respectivement, les présomptions de base choisies à partir de la littérature consultée et sélectionnées pour l'application des IPHA au Québec. Le Tableau XXIII met en perspective les attributs et les variables sélectionnées.

Les sondages initiaux auprès des sources d'informations du gouvernement du Québec, les observations à partir d'enquêtes agro-environnementales réalisées dans la province ainsi que les travaux déjà réalisés en Ontario et aux États-Unis, indiquent que les variables choisies ici ont déjà été mesurées ou estimées. Cependant, l'accès aux bases de données et aux modèles appliqués

impliquent, dans plusieurs cas, des coûts et/ou des restrictions liées à la confidentialité (la difficulté d'accéder à des informations n'a pas été prise en considération dans le processus de sélection des variables).

Tableau XXI – Présomptions de base utilisées dans la construction des IPHA

Attributs	Présomptions
Charge initiale d'agents pathogènes à la ferme	<ul style="list-style-type: none"> • Est uniforme dans les troupeaux colonisés • Est uniforme durant l'année
Survie à l'entreposage	<ul style="list-style-type: none"> • Est uniforme dans la période octobre-mai • Dépend principalement de la saison, du type de structure et du type d'agents pathogènes • Est plus longue lors de l'entrée de fumier en continu, dans l'anaérobie et dans les températures octobre-mai
Survie au sol	<ul style="list-style-type: none"> • Dépend principalement de la saison, du type de sol et du type d'agents pathogènes • Est plus grande dans des conditions humides et moins chaudes
Mouvement sur le sol	<ul style="list-style-type: none"> • Est fonction du volume de pluie qui ruisselle • Le ruissellement est fonction des caractéristiques du sol • Est minime lorsque le fumier est incorporé au sol
Mouvement vers le sous-sol	<ul style="list-style-type: none"> • Est fonction du volume de pluie qui s'infiltré • La percolation est fonction des caractéristiques du sol • Le labour du sol et le drainage souterrain éliminent la percolation microbienne • Est minime pour les fumiers solides

Tableau XXII – Variables sélectionnées pour la construction des IPHA

N°	Variabes	Commentaires
1	Espèce animale	Chaque espèce animale a une charge différente d'agents pathogènes, ceci en raison des différences physiologiques et de régie. Certaines espèces sont des réservoirs préférentiels pour certains agents
2	Nombre d'animaux	Dans une entreprise, le nombre d'animaux détermine le volume de déchets produit et ainsi la charge finale de micro-organismes pathogènes.
3	Âge des animaux (quantité par strate d'âge)	En raison des différences physiologiques, immunologiques et de régie, il existe des différences de colonisation microbienne du tractus digestif entre les classes d'âge. Cette variable est particulièrement importante pour le protozoaire <i>Cryptosporidium</i> spp. qui, pour l'instant, ne sera pas inclus dans les exemples d'application des IPHA.
4	Type d'entreprise (boucherie, lait, naisseur-finisser, etc.)	Le type d'entreprise, soit le type de régie, détermine les caractéristiques de colonisation microbienne du tractus digestif
5	Prévalence des agents entéro-pathogènes chez les animaux de production (par espèce)	La mesure du pourcentage d'animaux positifs par agent pathogène et par espèce animale, obtenue à partir de quelques publications, est nécessaire à l'estimation de la charge initiale produite dans l'entreprise (tableau VIII)
6	Taux d'excrétion des agents pathogènes dans les fèces	La mesure de la colonisation microbienne du tractus digestif, obtenue à partir de quelques publications, est nécessaire à l'estimation de la charge initiale produite dans l'entreprise (tableau IX)
7	Volume individuel quotidien de déjections	C'est la quantité moyenne de déchets produite par chaque espèce animale (tableau I) et est nécessaire à l'estimation de la charge initiale produite dans l'entreprise
8	Quantité d'animaux dans les pâturages	Dans un pâturage, le nombre d'animaux est nécessaire pour déterminer le volume de déchets produit et ainsi la charge finale de micro-organismes pathogènes déposée dans l'environnement
9	Période de permanence dans le pâturage	Additionnée au nombre d'animaux la durée sera nécessaire pour déterminer le volume de déchets produit et ainsi la charge finale de micro-organismes pathogènes déposés dans l'environnement
10	Dose épanchée par application	Ce volume, la connaissance de l'origine des déchets animaliers et la durée de stockage seront nécessaires pour déterminer la charge finale de micro-organismes pathogènes déposés dans l'environnement
11	Type d'entreposage (liquide, solide)	Il est utilisé pour estimer la survie des agents pathogènes présents dans les déchets stockés à partir du choix des coefficients de survie « k » dans l'équation de Chick (tableau XI)

Suite Tableau XXII

12	Température (entreposage)	C'est la température moyenne pendant la période d'entreposage et c'est la variable la plus importante utilisée pour estimer la survie des agents pathogènes présents dans les déchets stockés à partir du choix des coefficients de survie « k » dans l'équation de Chick (tableau XI)
13	Temps d'entreposage	Est utilisé pour estimer la survie des agents pathogènes présents dans les déchets stockés à partir de l'équation (7)
14	Type de structure et régie (fosse, amas, sans ou avec brassage, détournement)	Est utilisé pour estimer la survie des agents pathogènes présents dans les déchets stockés à partir du choix des coefficients de survie « k » dans l'équation de Chick (tableau XI)
15	Coefficient de décroissance exponentielle	Ce sont les coefficients de détermination dans l'équation de Chick pris dans la littérature et croisés avec les variables antérieures du tableau XI
16	Texture du sol	Est utilisée pour estimer la survie et le mouvement des agents pathogènes déposés au sol à partir du choix des coefficients de survie « k » dans l'équation de Chick (tableau XIV) et des pourcentages de percolation et de ruissellement au sol (tableaux XVII et XVIII)
17	Surface de pâturage ou d'épandage	C'est la taille de la surface réceptrice des déchets, donc des charges d'agents pathogènes, et sera le dénominateur dans le calcul des IPHA
18	Période d'épandage (mois)	Cette variable sert de référence dans la recherche des autres variables utilisées dans les calculs (température et précipitation moyennes du mois d'épandage)
19	Température (épandage)	C'est la température moyenne pendant la période d'entreposage, utilisée dans le choix des coefficients de survie au sol (tableau XIV)
20	Intervalle entre les pluies	Ceci est l'intervalle moyen entre les événements de pluie dans une région et dans les mois spécifiques des épandages et il est nécessaire pour établir le temps de survie au sol après l'épandage, car après la première pluie suivant l'épandage les charges microbiennes sont déplacées, diffusées sur le territoire
21	Coefficient de décroissance exponentielle au sol	C'est le coefficient de détermination dans l'équation de Chick tiré de la littérature et croisé avec les variables antérieures au tableau XIV
22	Coefficient de ruissellement	Coefficient qui indique la fraction de pluie qui tombe sur une région et qui se déplace horizontalement sur le sol, soit sur la surface

Suite Tableau XXII

23	Type d'application (surface ou incorporée)	Cette variable qualitative indique le type d'application des déchets sur les surfaces et sert à l'évaluation de la mesure de protection des eaux
24	Précipitations (mois d'épandage)	C'est la précipitation moyenne pendant la période d'entreposage, utilisée dans le calcul des volumes d'eau qui ruissellent et percolent
25	Charge de micro-organismes ruisselés	À partir des données de la littérature (tableau XVII) les charges microbiennes déplacées par ruissellement sont estimées
26	Coefficient d'infiltration d'eau	Coefficient qui indique la fraction de pluie qui tombe sur une région et qui infiltre le sol
27	Préparation du sol (labour, qui brise les voies préférentielles)	Cette variable qualitative indique la préparation du sol et sert à l'évaluation de la mesure de protection des eaux de profondeur
28	Présence de drainage souterrain artificiel	Cette variable qualitative sert à l'évaluation de la mesure de protection des eaux de profondeur
29	Charge de micro-organismes percolés	À partir des données de la littérature (tableau XVI), sont estimées les charges microbiennes déplacées par percolation

Tableau XXIII – Attributs et variables sélectionnées

Attributs	Variables
Charge initiale d'agents pathogènes à la ferme	Espèce animale
	Nombre d'animaux
	Âge des animaux (quantité par strate d'âge)
	Type d'entreprise (boucherie, lait, naisseur-finisserieur, etc)
	Prévalence des agents entéro-pathogènes chez les animaux de production (par espèce)
	Taux d'excrétion des agents pathogènes dans les fèces
	Volume individuel quotidien de déjections
	Quantité d'animaux dans les pâturages
	Période de permanence dans le pâturage
	Dose épandue par application
Survie à l'entreposage	Type d'entreposage (liquide, solide)
	Température (saison)
	Temps d'entreposage
	Type de structure et régie (fosse, amas, sans ou avec brassage, détournement)
	Coefficient de décroissance exponentielle
Survie au sol	Type de sol
	Surface de pâturage ou d'épandage
	Période d'épandage (mois)
	Température (saison)
	Intervalle entre les pluies
	Coefficient de décroissance exponentielle au sol
Mouvement sur le sol	Type de sol
	Coefficient de ruissellement
	Type d'application (surface ou incorporée)
	Précipitations (mois d'épandage)
	Charge de micro-organismes ruisselés
Mouvement vers le sous-sol	Type de sol
	Coefficient d'infiltration d'eau
	Préparation du sol (labour qui brise les voies préférentielles)
	Présence de drainage souterrain artificiel
	Charge de micro-organismes percolés

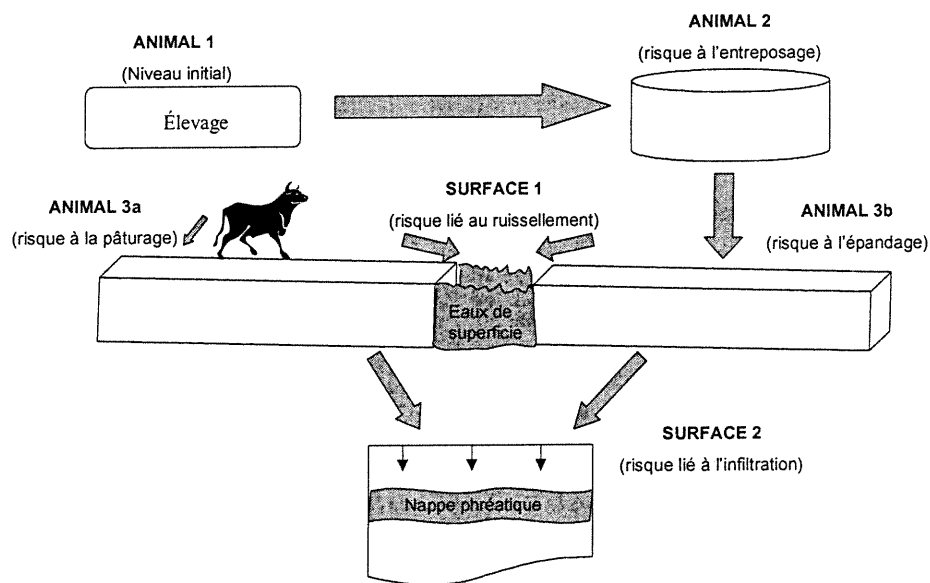
3.4. Construction et agrégation des attributs

Les attributs sont l'agrégation des informations relatives à un groupe de variables. Dans la même logique, les indicateurs sont la synthèse d'un ensemble d'attributs.

L'agrégation des variables en attributs et celle en indices a été faite de façon multiplicative. Les attributs animaux, c'est-à-dire : charge initiale d'agents pathogènes à la ferme, survie à l'entreposage et survie au sol font partie du numérateur de l'équation finale d'agrégation. Tandis que les attributs liés à la surface, soit : mouvement sur le sol et mouvement vers le sous-sol sont seulement agrégés dans l'équation finale et au dénominateur.

La Figure 25 ci-dessous illustre la position des attributs dans le système agricole typique.

Figure 25 – Attributs qui composent les IPHA

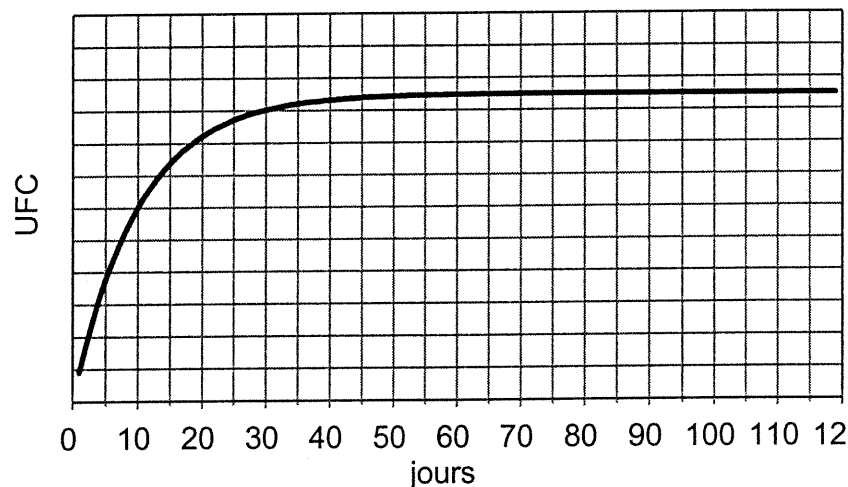


Par rapport à la survie des agents pathogènes pendant l'entreposage, on considère que les structures de pré-fosse et de fosse se comportent comme un tout, le dépôt de fumier étant continu et le changement produit par l'intervalle d'addition ne semblant pas être majeur. Ainsi, la survie microbienne dans les structures d'entreposage qui fonctionnent en continu peut être décrite par la formule (6) ci-dessous.

$$C_t = \int_0^t C_o \times e^{(-k \times t)} dt \quad (6)$$

La représentation graphique de cette nouvelle réalité des processus de survie à l'entreposage peut être visualisée dans la Figure 26. Si le coefficient « k » est égal à 0.7, les charges finales de micro-organismes seront semblables à celles déposées. Par contre, s'il est plus grand que 0.7, les populations finales seront réduites. Cependant, si « k » est plus petit que 0.7, les valeurs finales de la charge seront plus grandes que celles déposées initialement et ceci en raison des accumulations. On considère qu'au temps initial (0) la structure est vide.

Figure 26 – Courbe de survie des pathogènes introduits dans les structures d'entreposage en continu



L'intégration des informations à été faite selon la même organisation que celle présentée au Tableau XXIII. Ainsi, les équations (7), (8), (9), (10), (12) et (13) présentées sont proposées pour le calcul des attributs Animal 1, Animal 2, Animal 3a, 3b, Surface 1 et Surface 2, respectivement. Enfin, les équations finales (11), (14) et (15) intègrent les attributs listés précédemment.

Les calculs proposés peuvent être faits selon la catégorie d'animal (bovin laitier, bovin de boucherie, porcs et volailles), par agent pathogène et par catégorie de surface (culture ou en pâturage). Lorsque les IPHA sont calculés pour les surfaces épandues, le temps d'entreposage établi est de 240 jours et la proportion de fumure utilisée au printemps, moment représenté par l'IPHA épandage, dépend de la catégorie animale. Basé sur le portrait environnemental de la production porcine (Gilbert, D., *et al.*, 1996), 53 % des fumures entreposées entre l'automne et le printemps sont épandues en mai. Pour les bovins, la charge épandue pendant ce même mois est de 55 %.

Les pâturages sont considérés comme des surfaces en constant épandage entre mi-mai et mi-octobre. Ainsi, les charges sont distribuées sur 150 jours et le volume de pluie estimé pour la période sera la moyenne des mois impliqués.

L'intervalle entre les pluies est une information importante mais pas très disponible. Ainsi, dans les exemples donnés, l'intervalle a été standardisé à 3 jours. Cependant, l'intervalle de 1 ou zéro jour peut aussi servir à l'analyse d'une région. Dans ces cas, les pires possibilités sont évaluées, c'est-à-dire une pluie importante le jour même ou le lendemain de l'épandage.

Dans les situations où il existe un drainage souterrain, un labour de la surface avant épandage ou un épandage uniquement avec du fumier solide, l'unique IPHA calculé sera celui de surface. Mais, pour les cas des surfaces

drainées et/ou d'utilisation de fumier solide, les volumes ruisselés et percolés seront additionnés dans l'équation (13) présentée plus loin.

La transformation logarithmique a été appliquée aux équations finales pour faciliter la compréhension des valeurs finales sur une l'échelle plus étroite.

$$\text{Animal } 1_i(e, m) = V_{I_{i,e}} \times \text{Pr}_{e,m} \times \text{An}_{i,e} \times C_{e,m} \quad (7)$$

V_I = Volume journalier de fumier produit par chacune des 4 catégories principales d'animaux, soit bovin laitier, bovin de boucherie, porcs et volailles (en ml)

Pr = Prévalence d'animaux excréteurs des agents pathogènes

An = Nombre d'animaux-année de chaque catégorie

C = Charge des agents pathogènes excrétés par ml de fèces

$$\text{Animal } 2_i(e, m) = \int_0^{30} e^{-k_m \times t} dt \quad (8)$$

k = coefficient de survie à l'entreposage, défini selon l'espèce d'agent entéro-pathogène, le type d'entreposage (liquide, solide), la température (de la saison d'entreposage) et le type de structure et de régie (fosse, amas, sans ou avec brassage, détournement)

30 = temps d'entreposage (jours)

autres paramètres identiques à Animal 1

$$\text{Animal } 3a_i(e, m) = e^{-p_m \times ips} \quad (9)$$

p = coefficient de survie au sol, défini selon l'espèce d'agent entéro-pathogène, le type de sol et la saison (température et humidité)

t = temps de permanence au pâturage

ips = Intervalle entre les pluies dans la saison de pâturage (jours)

autres paramètres identiques à Animal 1

$$\text{Animal } 3b_i(e, m) = Fr_i \times e^{-s_m \times ip} \quad (10)$$

Fr = Fraction du fumier épandu sur la surface donnée (i)

s = coefficient de survie au sol, défini selon l'espèce d'agent entéro-pathogène, le type de sol et la saison (température et humidité)

ip = Intervalle entre les épisodes de pluie (jours)

$$Animal3_i = Animal3a + Animal3b \quad (11)$$

$$Surface1_i = \left(\frac{\frac{Mr_m}{Sr_i}}{Pl \times Cr_i} \right) \times In_i \quad \text{ou} \quad \left(\frac{\frac{Mr_m}{Sr_i}}{Pls \times Cr_i} \right) \times In_i \quad (12)$$

Mr = proportion des micro-organismes qui pourront atteindre les eaux de surface par ruissellement (%)

Sr = Surface réceptrice de l'épandage ou pâturage (ha)

Pl = précipitation moyenne régionale dans le mois de l'épandage (mm)

Pls = précipitation moyenne régionale dans la période de pâturage (mm)

Cr = coefficient de ruissellement selon le type de sol de la surface

In = présence ou absence d'incorporation

Les variables Pl et Cr sont mises au dénominateur pour caractériser la fragilité de la surface Sr , évidemment pas pour des raisons mathématiques.

$$Surface2_i = \left(\frac{\frac{Mi_m}{Sr_i}}{Pl \times Ci_i} \right) \times D_i \times L_i \quad \text{ou} \quad \left(\frac{\frac{Mi_m}{Sr_i}}{Pls \times Ci_i} \right) \times D_i \times L_i \quad (13)$$

Ci = coefficient d'infiltration d'eau selon le type de sol de la surface

Mi = proportion de micro-organismes qui pourront atteindre la profondeur de la table d'eau

D = présence ou absence de drainage souterrain

L = présence ou absence de labour du sol antérieur à l'épandage
autres paramètres identiques à Surface 1

Équations finales pour les Indices de Pression Hygiénique Animale (IPHA)

$$IPHA_{surface}(m) = \sum_i \sum_e Animal1_i(e, m) \times Animal2_i(e, m) \times Animal3_i(e, m) \times Surface1_i(m) \quad (14)$$

$$IPHA_{percole}(m) = \sum_i \sum_e Animal1_i(e, m) \times Animal2_i(e, m) \times Animal3_i(e, m) \times Surface2_i(m) \quad (15)$$

indices: i = entreprise
e = espèce animale
m = espèce microbienne

4. Résultats

4.1. Exemples d'application des IPHA

Deux séries d'exemples d'application des IPHA sont présentées et serviront à illustrer l'étendue des valeurs assumées par l'indice ainsi qu'à montrer de façon préliminaire la sensibilité aux attributs qui entrent dans l'équation finale. La première série compare diverses options de scénario de production animale, c'est-à-dire différents profils de charge microbienne produit par l'élevage et de fragilité de la surface agricole.

La seconde série fait la comparaison entre les valeurs calculées pour les indices synthétiques de densité animale et les mesures de contamination microbienne après épandage réalisées en Ontario par Dean, D.M. and Foran, M.E. (1991).

4.1.1 Démarche d'application des indices développés

L'application des indices de pression hygiénique animale (IPHA) est présentée dans l'exemple 1 en annexe. Cette application a été réalisée avec le logiciel Mathcad Plus 5.0[®]. Une des équations finales, vues au début de cette section, a été utilisée. Les paramètres d'entrée sont également présentés en annexe.

Au Québec, il existe certaines banques de données qui pourraient faire partie des informations nécessaires au calcul des indices de pression hygiénique animale (IPHA). Ces banques sont, par exemple : GIRMA (projet de Gestion Intégrée des Ressources en Milieu Agricole du Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec) ; Normales climatologiques (Ministère de l'environnement), Études pédologiques (Agriculture Canada), Enquêtes environnementales de la production animale (1996 pour la production porcine et 1999 pour toutes les productions), Censuses agricoles (Statistique Canada).

Les informations par rapport au volume journalier de déjections, le statut sanitaire des élevages ainsi que les taux d'excrétion, survie et mouvement des micro-organismes sont basés sur la revue de la littérature (section 2) et sont utilisés dans les exemples.

Les coefficients d'infiltration et de ruissellement (Ci et Cr) utilisés dans les exemples qui suivent sont basés sur les classifications qualitatives des sols analysés dans les études pédologiques réalisées au Québec (Lamontagne, L., 1991 et Lamontagne, L. et Nolin, M.C., 1990). Les valeurs adoptées sont présentées dans le Tableau XXIV ci-dessous. Les données de pluie moyenne pour les régions de Saint-Hyacinthe et de Verchères sont aussi tirées de ces études. Les intervalles entre les pluies ont été basés sur des normales climatiques pour la région.

Tableau XXIV – Valeurs des Coefficients d'infiltration (Ci) et de ruissellement (Cr) utilisés dans l'application des IPHA au Québec

Caractéristique du sol selon l'étude pédologique	Ci	Cr
Ruissellement nul	0	0
Ruissellement faible	0.9	0.1
Ruissellement moyen	0.7	0.3
Ruissellement élevé	0.3	0.7
Ruissellement très élevé	0.1	0.9

Le Tableau XXV présente le scénario d'une ferme porcine fictive (FP) qui épand le lisier sur des champs de maïs à des doses de 50 m³/ha. On considère que le sol de la surface est du type argile limoneuse et que l'indice simulé serait relatif à la pression hygiénique en *Campylobacter* spp. pour les eaux souterraines.

Tableau XXV - Paramètres de calcul des IPHAp pour *Campylobacter* spp. dans une ferme porcine (FP) fictive

Abréviation	Paramètres de calcul des IPHAp	Valeurs du paramètre
Vi	Volume journalier de lisier (total de la ferme)	45.204.000 ml
f	Temps d'entreposage	240 jours
Fr	Fraction épandue	.53
Pr	Prévalence des agents pathogènes	.90
C	Charge initiale des agents pathogènes	10 ⁴ / ml
Sr	Surface réceptrice	115 ha
k	Coefficient de survie à l'entreposage (fosse)	0.096
s	Coefficient de survie au sol (moins favorable, température élevée)	0.63
Mi	Taux de percolation (sol type argile loameuse)	0.001
PI	Volume moyen de pluie pour mai	79,7 mm
Ci	Coefficient d'infiltration d'eau au sol	0.7
ip	Intervalle entre les pluies	3 jours
IPHAp	Indice de pression hygiénique animale du aux <i>Campylobacter</i> spp. sur les eaux de profondeur	10.597

À partir du scénario présenté au Tableau XXV, nous avons varié les paramètres d'entrée, un à la fois, pour vérifier de façon préliminaire la sensibilité des IPHA aux variations. Les résultats de cette analyse sont présentés au Tableau XXVI ci-dessous.

Tableau XXVI – Exemple de IPHA

Paramètres d'entrée	Valeurs de base	Nouvelle valeur ^a	Valeur de IPHAp à la sortie	% de variation à la sortie
Vi	45.204 x 10 ⁶ ml	45.204 x 10 ⁵ ml	9.597	- 9.44
f	240 jours	7 jours	10.286	- 2.93
Fr	.53	.25	10.27	- 3.09
Pr	.90	.45	10.296	- 2.84
C	10 ⁴ / ml	10 ³ / ml	9.597	- 9.44
Sr	115 ha	57.5 ha	10.898	+ 2.84
k	0.096	0.96	9.597	- 9.44
s	0.63	0.34	10.975	+ 3.6
Mi	0.001	0.0001	9.597	- 9.44
PI	79,7 mm	39.85	10.296	- 2.84
Ci	0.7	0.3	10.229	- 3.47
ip	3 jours	1 jour	11.144	+ 5.16

^a - Avec toutes les autres maintenues selon les valeurs de base

D'après ces résultats et ceux d'autres simulations qui sont présentés dans les Annexes, on note que, de façon générale, l'équation finale des IPHA ne semble pas être très sensible aux paramètres d'entrée. Cependant, le volume de fumier épandu, calculé à partir du paramètre Vi et le taux d'excrétion par g ou ml de fèces (C), a eu des impacts plus importants sur les valeurs de IPHA à la sortie.

Le Tableau XXVII présente un autre exemple d'application des IPHA pour une ferme bovine fictive (FB) qui utilise le fumier bovin pour fertiliser des surfaces de prairies à des doses de 20 m³/ha. L'agent pathogène représenté est le *E. coli* O157:H7 et la surface est considérée comme un sol du type loam sableux et les conditions de survie au sol et à l'entreposage sont défavorables (température élevée entre autres). L'intervalle entre les événements de pluie est de 7 jours et la pression évaluée est sur l'eau de profondeur.

Tableau XXVII - Paramètres de calcul de IPHAp pour *E. coli* O157 :H7 pour une surface de production de foin fertilisée avec le purin bovin (situation fictive)

Paramètres	Valeurs des paramètres
Vi	17.424. x 10 ⁶ ml
f	240 jours
Fr	.55
Pr	.02
C	10 ² / ml
Sr	115 ha
k	0.37
s	1.24
Mi	0.00001
PI	79,7 mm
Ci	0.1
ip	7 jours
IPHAp	0.166

Si le coefficient de survie au sol (s) est changé pour 0.25, qui correspond à un sol loam limoneux et des températures de 20°C, le taux de percolation (Mi) augmente à 0.001 et la valeur des IPHAp pour *E. coli* monte à 5.175. La variation de deux des paramètres d'entrée génère une variation de 3017.5 % à la sortie. Ceci est fonction de la caractéristique exponentielle, du modèle touché.

Dans les conditions édapho-climatiques de Saint-Hyacinthe, avec des surfaces du type loam argileux, le coefficient de survie au sol (s) se situe à 0.15. Avec le changement de sol de la surface réceptrice, la survie augmente et l'Indice de Pression Hygiénique Animal pour *E. coli* O157 assume la valeur de 5.479, soit de 9.6 % plus grande que dans la situation précédente avec le sol loam limoneux et 20°C de température.

Cassin, M.H. *et al* (1998) considèrent que les charges de *E. coli* O157:H7 dans le fumier bovin peuvent varier entre 10² et 10⁴/ g. Dans les exemples antérieurs, on a assumé la charge la plus petite. Cependant, sans plus faire varier la fragilité de la surface, on assume cette charge plus élevée et le IPHAp assume une valeur de 7.479.

Selon les données de survie et de déplacement des agents pathogènes présentés à la section 2.3, on a composé un autre scénario d'application des IPHA, cette fois pour *Salmonella* spp. à partir d'épandage de lisier porcin sur des cultures d'orge (dose de 26 m³/ha). La pression observée a lieu sur l'eau de surface, par ruissellement. Le Tableau XXVIII ci-dessous liste les paramètres utilisés et la valeur de l'IPHAS pour la *Salmonella* spp.

Tableau XXVIII - Paramètres de calcul de l'IPHAS pour *Salmonella* spp. sur une surface d'orge épandue avec du lisier porcin (situation fictive)

Paramètres	Valeurs des paramètres
Vi	23.52. x 10 ⁶ ml
f	240 jours
Fr	.53
Pr	.05
C	10 ⁶ / ml
Sr	115 ha
k	0.11
s	0.26
Mr (taux de micro-organismes ruisselés)	0.01
PI	79,7 mm
Cr (coefficient de ruissellement d'eau au sol)	0.3
ip	3 jours
IPHAS	12.112

On observe ici les mêmes paramètres sur une surface loam sableuse, donc avec des survies et des transports plus petits ($s = 0.35$ et $Mr = 0.00001$), que dans le scénario du Tableau XXVIII, et les valeurs d'IPHA diminuent à 8.995. Ceci sert à illustrer l'importance de la fragilité de la surface par rapport à la contamination finale par des agents entéro-pathogènes.

Il faut noter que, dans les exemples présentés précédemment, les charges en unités animales par hectare (UA/ha) sont toujours restées constantes, indépendantes des changements entre espèces, agents pathogènes ou caractéristiques de surface. Pour les fertilisations des champs

de maïs (doses de 50 m³ de lisier/ha), la charge équivaut à 4.6 ua/ha, tandis que pour l'orge et le blé ces charges ne dépassent pas les 3 ua / ha. La fertilisation des prairies (doses de 20 m³ de lisier/ha) se limite à des charges de 1.89 ua/ha.

4.1.2. Comparaison entre les mesures de contaminations produites suite aux épandages et les IPHA

Dean, D.M. and Foran, M.E. (1991) ont mesuré les comptages de *Escherichia coli* résistant à l'acide nalidixique et des coliformes fécaux dans les drains souterrains après 12 événements d'épandage en Ontario. Ce travail se révèle complet parce que, en plus des comptages, les auteurs donnent diverses informations agro-environnementales liées aux scénarios étudiés. Ainsi, les caractéristiques du sol, le climat, la charge initiale de micro-organismes dans les fumures et les doses épandues sont utilisés ici pour le calcul des IPHA. À la fin, ces valeurs sont comparées aux comptages obtenus et les différences sont discutées.

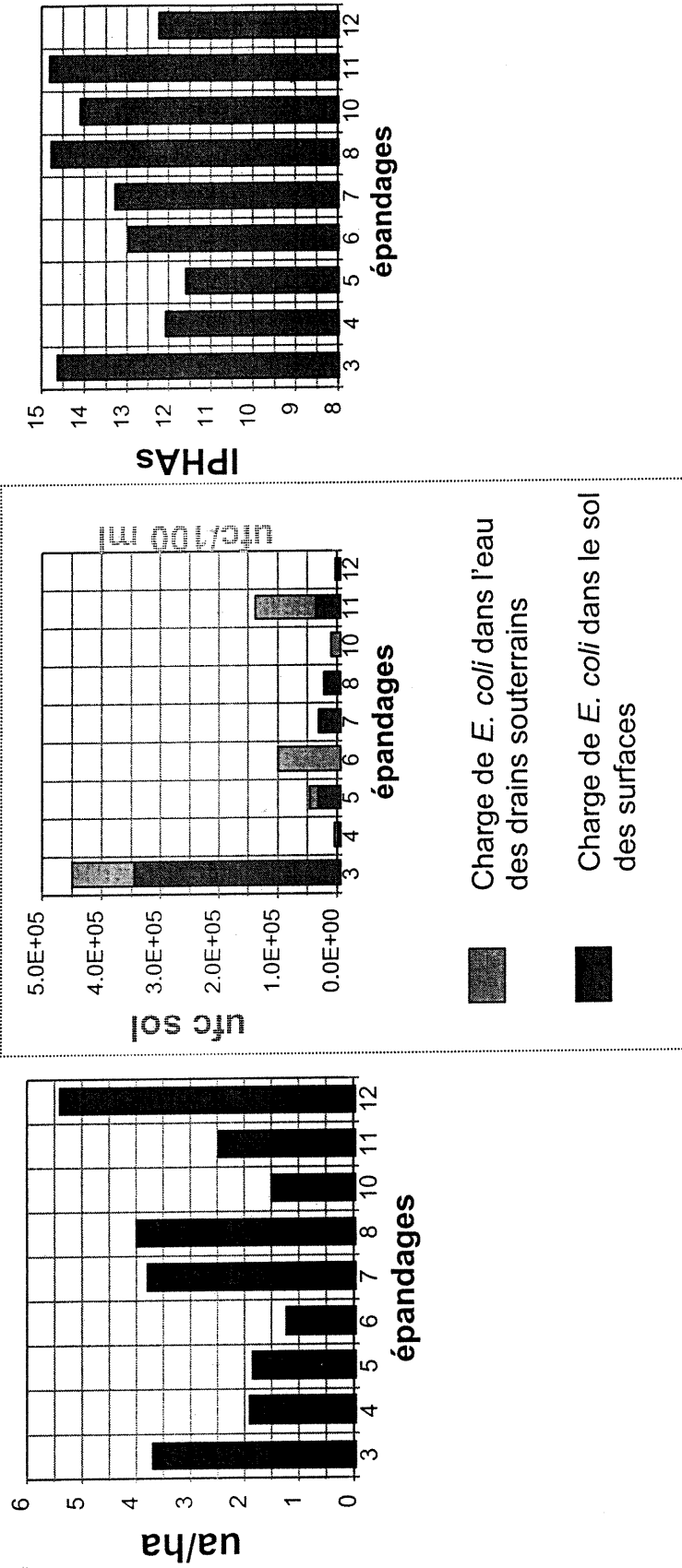
Le Tableau XXIX résume les informations relatives aux événements choisis et qui ont été utilisées comme variables dans le calcul des IPHA. Il faut remarquer que, en fonction de la présence des drains, les charges de ruissellement et de percolation sont additionnées dans le calcul final. La Figure 27 présente les résultats de charge en unités animales, comptage microbien dans les drains souterrains et les IPHAs calculés pour *E. coli*.

Tableau XXIX – Variables agro-environnementales et microbiologiques de 8 événements d'épandage suivis en Ontario

Événement	Data	Type sol (texture)	Pluie	Intervalle	Pr + Pi	Cr	Charge initiale	Charge apliée 100 mL/ha	UA/ha	Charge surface	Charge drain max	IPHAS
3	27 sep 89	Arg loam	105	3.2	1.1	1	6.58×10^6	93×10^4	3.7	3.3×10^5	10^6	14.63
4	26 oct 89	Arg loam	32	3.5	1.1	1	1.47×10^5	56×10^4	1.9	4×10^3	-	12.08
5	14 nov 89	Sab loam	74	3	1.001	1	2.1×10^4	54×10^4	1.85	3.6×10^4	10^4	11.6
6	15 mai 90	Limon loam	86	1.8	1.13	1	4×10^5	36×10^4	1.23	-	10^5	12.95
7	11 juin 90	Arg loam	83	2.5	1.1	1	3.54×10^5	111×10^4	3.8	3×10^4	10^3	13.28
8	9 juillet 90	Arg loam	177	3.1	1.1	1	6.51×10^6	100×10^4	4.0	2.2×10^4	-	14.77
10	18 sep 90	Limon loam	133	2.17	1.13	1	2.64×10^6	44.3×10^4	1.5	-	10^4	14.09
11	18 sep 90	Arg loam	133	2.17	1.1	1	8.72×10^6	72×10^4	2.47	3.8×10^4	10^6	14.81
12	26 nov 90	Arg loam	89	1.5	1.1	1	1.41×10^4	159×10^4	5.4	3×10^3	10^2	12.24

Source : Dean, D.M. and Foran, M.E. (1991)

Figure 27 – Comparaison entre les charges animales, les comptages microbiens dans les drains souterrains et IPHAs pour *E. coli* produits à partir des épandages en Ontario



5. Discussion

La destination des fumiers dans la nouvelle réalité agricole peut générer des dommages environnementaux importants, principalement si les fumures sont versées dans les rivières et dans les boisés. La valeur économique et agronomique des fertilisants organiques et les pressions pour la protection de l'environnement ont poussé la pratique d'une fertilisation raisonnée. Ainsi, les déjections sont aujourd'hui épandues sur les surfaces de la production végétale.

Le concept classique d'unité animale, basé sur l'excrétion d'azote, est très limité. Cet indicateur de la contamination sur l'environnement reflète uniquement des informations relatives aux animaux et de façon grossière. Aujourd'hui, il est clair que l'impact chimique, physique ou microbiologique d'une entreprise de production animale sur l'environnement dépend d'une multitude de facteurs, tels que : la régie des animaux, le climat, le sol qui reçoit le fumier, l'hydrologie locale, etc., comme le montre Côté, D. (1994). Cette nouvelle façon d'envisager le système agricole d'un point de vue global exige un nouvel indicateur, basé sur les diverses composantes et interrelations d'un système complexe.

La caractérisation du fonctionnement d'un système complexe à travers des mesures directes n'est pas évidente et cela vaut pour les systèmes agro-écologiques. La dimension du système et la complexité des interactions en jeu ainsi que la difficulté et les coûts des mesures nécessaires sont des points critiques. L'approche de la simulation de ces systèmes dépend de l'existence de modèles et de l'accès aux données nécessaires pour ces modèles. Cependant, les modèles globaux ou de diverses parties d'une ferme ne sont actuellement pas disponibles ou sont très ponctuels. C'est pour aider les gestionnaires de problèmes de santé publique, d'environnement et d'agriculture que les indicateurs agro-écologiques sont développés (Girardin, Ph. *et al* 1999).

Les Indicateurs de Pression Hyg nrique Animale, développés dans ce travail, font la réduction d'une série de phénomènes et permettent donc de simplifier l'information scientifique disponible sous une forme plus compréhensible. Cette simplification peut ne pas caractériser parfaitement les relations causales entre les activités agricoles et les maladies entériques, mais elle peut aider à comprendre ainsi qu'à interpréter les diverses interactions.

La simplification représente une difficulté dans l'acceptation des indicateurs agro-écologiques. Une seconde difficulté est la justification de la valeur scientifique de ces constructions, essentiellement parce qu'il n'y a pas génération de nouvelles connaissances *stricto sensu*. La robustesse scientifique des indicateurs dépend donc de la rigueur de la méthode choisie et de son applicabilité ainsi que d'un consensus entre les chercheurs liés à leur construction (Girardin, Ph. *et al.*, 1999).

Le développement d'indicateurs agro-écologiques dans le milieu vétérinaire est une expérience récente. Ainsi, dans le processus de construction des Indicateurs de Pression Hyg nrique Animale une première difficulté a été l'adaptation de la méthode et d'informations originaires d'autres domaines scientifiques (agronomie, géologie, hydrologie, pédologie, etc.). Dans le domaine de l'épidémiologie vétérinaire, les indicateurs agro-écologiques pourraient être des outils pratiques, mais la construction à l'intérieur d'une équipe multidisciplinaire est souhaitable pour apporter différents points de vue à la construction.

Dans le développement des Indicateurs de Pression Hyg nrique Animale, la sélection des variables qui composent les 5 attributs liés aux animaux et aux surfaces a été faite en fonction de la disponibilité des données et des informations pour juger de leur importance. D'autres variables importantes peuvent exister et jouer un rôle dans le contexte étudié cependant, à la lumière

des publications consultées au cours du présent travail, il n'a pas été possible de les identifier.

Les relations identifiées entre les variables introduites dans l'équation finale sont vraisemblablement cohérentes avec le comportement naturel. Cependant, dans le cadre de ce travail, nous n'avons pas pu évaluer la nécessité de mettre des facteurs de correction ou de pondération.

Les charges initiales d'agents pathogènes semblent beaucoup varier durant l'année mais les données sur le comportement sont limitées. La charge initiale dans les calculs des IPHA a été considérée de façon moyenne. La représentation dynamique, avec la participation des variations mensuelles, est souhaitable dans le perfectionnement de ces indices, mais ceci n'a pas été possible en raison du manque d'informations locales.

Les agents pathogènes ont été traités de façon individuelle dans les calculs finaux parce que leurs comportements de survie à l'entreposage et au sol ainsi que les charges initiales sont assez variables d'une espèce à l'autre.

Le traitement distinct de la pression sur les eaux de surface et de celle sur les eaux souterraines a été aussi un choix de construction basé sur l'existence de deux populations cibles (urbaine et rurale) et de la gestion différentielle de ces deux voies de transmission environnementale.

Les taux d'infiltration et de ruissellement des agents pathogènes (M_i et M_r) ont été adoptés de façon déterministe parce que les phénomènes de transport des agents pathogènes dans le sol sont très complexes et encore très peu décrits. Cette simplification est supportée par les publications les plus récentes dans lesquelles sont décrits les scénarios les plus proches du système agricole actuel. Pourtant, les types de sol et les micro-organismes utilisés comme indicateurs peuvent avoir des comportements différents des agents

entéro-pathogènes dans l'environnement agricole. Le fait que l'équation de calcul des IPHA soit ouverte permet d'utiliser des paramètres plus appropriés lorsqu'ils seront disponibles dans le futur.

Les coefficients de ruissellement et d'infiltration d'eau au sol (C_r et C_i) ont été choisis comme indicateurs du volume d'eau qui peut véhiculer les agents pathogènes dans un sol donné. Ces coefficients sont basés sur les études pédologiques faites au Québec et nous semblent plus représentatifs de l'état des sols nus au printemps que la méthode classique des numéros de courbe du SCS (Soil Conservation Service des États-Unis).

L'analyse préliminaire de la sensibilité (vue au Tableau XXVI) a été réalisée à partir de quelques scénarios théoriques qui ont permis l'identification de trois variables plus influentes : le volume de fumier produit (V_f), le taux d'agents pathogènes excrétés (C) et le taux de transport dans le sol (M_i). D'autres analyses de sensibilité plus approfondies en fonction d'une multitude de scénarios sont nécessaires.

La comparaison des résultats du calcul des IPHA avec les unités animales classiques à partir des données empiriques de Dean, D.M. and Foran, M.E. (1991) a montré une bonne correspondance entre les événements d'épandage qui ont généré plus de contamination du sol et de l'eau des drains et les valeurs les plus hautes des IPHA (Figure 27). Lorsqu'ils sont également comparés aux unités animales classiques, on constate la limitation de ces dernières à indiquer les scénarios les plus contaminés.

Les exemples de la section 4 (Tableau XXIX) indiquent que les IPHA se comportent de façon différente des unités animales classiques. Aussi, les variations des valeurs à la sortie respectent les hypothèses définies dans la démarche de construction. Cependant, la capacité des IPHA à représenter les

risques de maladies entériques n'est pas démontrée dans notre démarche.

Les IPHA semblent aussi représenter plus correctement la réalité des contaminations microbiennes d'origine agricole que d'autres indicateurs tel que l'Indicateur de pollution agricole potentielle (IPAP) utilisé par Chokmani, K. (1996) au Québec. Ceci s'explique par le fait que ce dernier intègre uniquement les informations relatives au ruissellement, à l'érosion et aux charges animales en nutriments (azote et phosphore). Les raffinements relatifs aux charges microbiennes, leur survie et mouvements particuliers ne sont pas considérés. Pourtant, l'application des IPAP dans une référence spatiale dans des SIG (Systèmes d'Information Géographique) révèle une voie importante d'analyse des problèmes de pollution diffuse sur un territoire et permet une gestion plus efficace des sites plus à risque.

Girardin, Ph. *et al.*(1999) avaient déjà mentionné l'aspect qualitatif et la difficulté de valider un outil multi-critères, tels que les indicateurs développés, pour évaluer la conservation de l'environnement agricole. Ces auteurs ont travaillé à la construction d'indices de contamination par des pesticides utilisés dans l'agriculture. Ces outils sont souvent appliqués dans le cadre de politiques agricoles durables.

La validation classique des IPHA ne peut pas être réalisée. Les applications futures, ajoutées aux simulations par rapport au nombre de cas de maladies entériques, indiqueront la valeur effective de cet outil. Cette étape correspond à la dernière de la construction des indicateurs.

La construction des Indices de Pression Hygiénique Animale proposés ici fait suite à une réflexion globale sur la problématique des maladies entériques à caractère zoonotique et à leur lien avec la production animale. À la différence des approches décrites précédemment, le but n'était pas de modéliser les

quantités de micro-organismes qui arrivent vivants aux cours d'eau ou aux nappes phréatiques. Il était d'intégrer les informations fragmentées en rapport avec les animaux et les surfaces réceptrices des fumures et qui sont liées aux risques de maladies entériques chez l'homme.

En tout temps, la disponibilité des données et des informations peut permettre la substitution de certaines parties de l'équation de calcul des IPHA. En réalité, le processus de construction des indices agro-écologiques doit être compris comme un flux continu où des ajustements sont faits au fur et à mesure que des nouvelles connaissances sont disponibles.

Les IPHA ont le potentiel d'être employés dans des études prospectives ou exploratoires de façon à comprendre les interrelations qui caractérisent le système complexe de transmission des maladies entériques à caractère zoonotique (Figure 6). Ils peuvent également servir d'outil d'aide à la décision dans le cadre des programmes de santé publique qui visent à contrôler les maladies entériques.

Les IPHA pourront être appliqués au Québec à partir des bases de données déjà existantes, comme : GIRMA (MAPAQ), Censur Agricole (Statistique Canada), Portrait environnemental (UPAQ, FPPQ), Études Pédologiques (Agriculture Canada), Climat (Environnement Canada).

L'incorporation des IPHA à des SIG est aussi une possibilité qui pourrait faciliter l'intégration des informations et l'agrégation des indices au niveau régional.

Avec des nouvelles données et des ajustements dans le calcul, l'application dynamique des IPHA, c'est-à-dire à longueur d'année, pourrait mieux représenter la réalité évaluée.

6. Conclusions

Les points mis en avant dans l'analyse de la problématique indiquent le besoin de nouvelles recherches multidisciplinaires qui la prendraient en compte, de façon globale, afin de produire des données particulièrement représentatives de la réalité québécoise.

Il est nécessaire de connaître l'importance du risque que représente, pour la santé publique, la production animale au Québec ainsi que sa distribution spatiale. Les Indices de Pression Hygiénique Animale (IPHA) sont un outil potentiel d'évaluation des risques de maladies entériques qui relie l'homme au milieu rural et aux élevages. Cependant, des procédures d'ajustement et de « validation » par rapport aux données agro-environnementales locales sont nécessaires pour la suite.

7. Bibliographie

Abu-Ashour, J., Joy, D. M., Lee, H., Whiteley, H.R. and Zelin, S.(1994), Transport of microorganisms through soil Water, air and soil pollution, 75, p 141-158.

Abu-Ashour, J., Joy, D.M., Lee, H., Whiteley, H.R. and Zelin, S. (1998), Movement of bacteria in unsaturated soil columns with macropores, Transactions of the ASAE, 41 (4): 1043-1050.

Addiscott, T.M. and Whitmore, A.P. (1991), Simulation of solute leaching in soils of differing permeabilities, Soil use and management, 7 (2), p 94-102.

Armstrong, G.L., Hollingsworth, J. and Moris Jr., J.G. (1996), Emerging foodborne pathogens: Escherichia coli O157:H7 as a model of entry of a new pathogen into the food supply of the developed world, Epidemiologic reviews, 18 (1), p 29-51.

Atkinson, C.F., Jones, D.D. and Gauthier, J.J. (1995), Biodegradability and microbial activities during composting of poultry litter, Poultry Science, 75, 608-617.

Aulicino, F.A., Colombi, A., Calcaterra, E., Carere, M., Mastrantonio, A. and Orsini, P. (1998), Microbiological and chemical quality of sludges from domestic wastewater plants, International Journal of Environmental Health Research, 8, 137-144.

Baggesen, D.L., Wegener, H.C., Bager, F., Stege, H. and Christensen, J. (1996), Herd prevalence of Salmonella enterica infections in Danish slaughter pigs determined by microbiological testing, Preventive Veterinary Medicine, 26, p 201-213.

Barbé, D.E., Francis, J.C. and Gunta, M. (1999) Modeling microbial levels using precipitation data and seasonal analysis, J. Environ. Sci. Health, A34 (3): 507-527.

Barnett, G.M. (1991) Deleterious effects of animal manure, in: *Proceedings of the National Workshop on land application of animal manure*, Le Conseil de recherches agricoles du Canada, p. 55-84, Ottawa, Ontario, Canada.

Baxter-Potter, W.R. and Gilliland, M.W. (1988) Bacterial pollution in runoff from agricultural lands, J. Environ. Quality, 17 (1): 27-34.

Berndtson, E., Emanuelson, U., Engvall, A., Danielsson-Tham, M.-L. (1996a) A 1-year epidemiological study of campylobacters in 18 Swedish chicken farms, Preventive Veterinary Medicine, 26, 167-185.

Berndtson, E., Danielsson-Tham, M.-L. and Engvall, A. (1996b) Campylobacter incidence on a chicken farm and the spread of Campylobacter during the slaughter process, *International Journal of Food Microbiology*, 32, 35-47.

Bertrand, R.A. (1991) Methods and times of manure application, in: *Proceedings of the National Workshop on land application of animal manure*, Ottawa, Ontario, Canada, p. 49-54.

Bigras-Poulin, M. (1993) L'épidémiologie vétérinaire, une nouvelle science ?, *Ann. Méd. Vét.*, 137, 401-405.

Bitton, G. and Gerba, C.P. (1984) *Groundwater pollution microbiology*, John Wiley & Sons, USA.

Bockstaller, C., Girardin, P. and van der Werf, H.M.G. (1997) Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems, *European Journal of Agronomy*, 7, 261-270.

Bogosian, G., Sammons, L.E., Morris, P.J.L., O'neil, J.P., Heitkamp, M.A. and Weber, D.B. (1996) Death of the Escherichia coli K-12 strain W3110 in soil and water, *Applied and Environmental Microbiology*, 61 (11): 4114-4120.

Booctink, H.W.G. (1994) Field-scale distributed modelling of bypass flow in a heavily textured clay soil, *Journal of Hydrology*, 163, 65-84.

Bouffard, J., Bélanger, D. et Quessy, S. (1997) *Microbiological risk associated with swine slurry distribution*, Laboratoire d'hygiène vétérinaire et alimentaire, Agriculture Canada, St-Hyacinthe, 11p.

Caouette, P., Dutil, C., Dutil, J.-P., Lord, D. and Gagné, G. (1992) Fumigestion, un logiciel d'aide à la gestion des effluents d'élevage des bovins laitiers, in: *Symposium sur la recherche et le développement en gestion environnementale des effluents d'élevage au Québec*, Ministère de l'Environnement du Québec, p. 213-227, Sainte-Foy, Québec, Canada.

Cassin, M.H., Lammerding, A.M., Todd, E.C.D., Ross, W. and McColl, R.S. (1998) Quantitative risk assessment for Escherichia coli O157:H7 in ground beef hamburgers, *International Journal of Food Microbiology*, 41, 21-44.

Chandler, D.S., Farran, I. and Craven, J.A. (1981) Persistence and distribution of pollution indicator bacteria on land used for disposal of piggery effluent, *Applied and Environmental Microbiology*, 42 (3): 453-460.

Chokmani, K. (1996) *Caractérisation de la qualité de l'eau de surface de deux bassins versants en production animale*, mémoire de maîtrise. Département de Génie Rural, Université Laval, Québec, 87 p.

Chokmani, K. and Gallichand, J. (1997) Utilisation d'indices pour évaluer le potentiel de pollution diffuse sur deux bassins versants agricoles, *Canadian Agricultural Engineering*, 39 (2) 113-122.

Christensen, N.H. and Cullinane, L.C. (1993) Faecal excretion of *Salmonella* hadar from calves grazed on pastures fertilised with *S. hadar*-contaminated broiler litter, *New Zealand Veterinary Journal*, 41, 157-160.

Chrysikopoulos, C.V. and Sim, Y. (1996) One-dimensional virus transport in homogeneous porous media with time-dependent distribution coefficient, *Journal of Hydrology*, 185, 199-219.

Clinton, N.A., Weaver, R.W., Zibilske, L.M. and Hidalgo, R.J. (1979) Incidence of *Salmonellae* in feedlot manure, *J. Environ. Quality*, 8 (4): 480-481.

Cluis, D., Gangbazo, G. and Mamouny, K. (1992) Cheptel, un logiciel de comparaison des contributions des élevages intensifs à la contamination des eaux de surface, *Symposium sur la recherche et le développement en gestion environnementale des effluents d'élevage au Québec*, p. 381-393, Ministère de l'Environnement du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada.

Cluis, D., Harvey, M. et Mamouny, K. (1994) *CHEPTEL, un logiciel de planification destiné à évaluer le potentiel de pollution des eaux par les élevages intensifs au Québec: rapport final*. Institute national de la recherche scientifique (INRS-Eau). Québec: Ministère de l'Environnement et de la Faune, Sainte-Foy, Québec, Canada, 62 p.

Cluis, D. et Quentin, E. (1995) *Évaluation régionale et locale de la contribution des activités agricoles en matières fertilisantes provenant des lisiers et fumiers (géomatique). Rapport final*, Institute national de la recherche scientifique (INRS-Eau). Québec : Ministère de l'Environnement et de la Faune, Sainte-Foy, Québec, Canada, 84p.

Coia, J.E. (1998) Clinical, microbiological and epidemiological aspects of *Escherichia coli* O157 infection, *FEMS Immunology and Medical Microbiology*, 20 (1): 1-9.

Comité ad hoc sur l'environnement (1998). *Estimation des rejets d'azote et de phosphore par les animaux d'élevage*, Conseil des Productions animales du Québec, 31 p.

Conner, D.E. and Kotrola, J.S. (1995) Growth and survival of *Escherichia coli* O157:H7 under acidic conditions, *Applied and Environmental Microbiology*, 61 (1): 382-385.

Côté, D. (1994) Problématique de la contamination de la nappe phréatique par lessivage de l'ammonium et des bactéries fécales des engrais de ferme, *Agrosol*, VII (1): 20-25.

Coyne, M.S., Gilfillen, R.A., Villalba, A., Zhang, Z., Rhodes, R., Dunn, L. and Blevins, R.L. (1998) Fecal bacteria trapping by grass filter strips during simulated rain, *Journal of Soil and Water Conservation*, 53 (2):140-145.

Conseil des productions végétales du Québec (1996) *Grille de fertilisation agricole au Québec*, p. 43-47, Québec, Canada. ✓

Crane, S.R. and Moore, J.A. (1986) Modeling enteric bacterial die-off: a review, *Water, Air and Soil Pollution*, 27, 411-439.

Crane, S.R., Moore, J.A., Grismer, M.E. and Miner, J.R. (1983) Bacterial pollution from agricultural sources: a review, *Transactions of the ASAE*, 26 (3): 858-872.

Dean, D.M. and Foran, M.E. (1991) *The effect of farm liquid waste application on receiving water quality, Final Report*, Ausable Bayfield Conservation Authority, Exeter, Ontario, Canada.

Dean, D.M. and Foran, M.E. (1992) The effect of farm liquid waste application on tili drainage, *Journal of Soil and Water Conservation*, sep-oct, 388-389.

Dickinson, R.A. (1991) Problems with using existing transport models to describe microbial transport in porous media, in: *Modeling the environmental fate of microorganisms*, p. 21-47, edited by Christon J. Hurst, American Society for Microbiology, Washington, DC, USA.

Diez-Gonzalez F., Callaway T.R., Kizoulis M.G. and Russell J.B. (1998) Grain feeding and the dissemination of acid-resistant *Escherichia coli* from cattle, *Science* ;281(5383): 1666-1668. ✓

Doran, J.W. and Linn, D.M. (1979) Bacteriological quality of runoff water from Pastureland, *Applied and Environmental Microbiology*, may, 985-991.

Dowd, S.E. and Pillai, S.D. (1997) Survival and transport of selected bacterial pathogens and indicators viruses under sandy aquifer conditions, *J. Environ. Sci. Health*, A32 (8): 2245-2258.

Doyle, M.P. and Cliver, D.O. (1990) Chapter 11: Salmonella, in: *Foodborne diseases*, p. 185-204, edited by: Dean O. Cliver, Academic press, Inc., San Diego, California, USA.

Easton, J. (1996) Fate and transport of Campylobacters in soil arising from farming practices, in: *Proceedings of the eighth international workshop on*

Campylobacters, Helicobacters and related organisms, held, p. 461-465, Winchester, United Kingdom.

Edwards, D.R., Coyne, M.S., Daniel, T.C., Vendrell, P.F., Murdoch, J.F. and Moore Jr., P.A. (1997) Indicator Bacteria concentrations of two northwest Arkansas streams in relation to flow and season, Transactions of the ASAE, 40 (1): 103-109.

Environnement Canada (1999) Pourcentage de la population tributaire de l'eau souterraine, <http://www.ec.gc.ca/water/accueil.htm>

Evans, M.R. and Owens, J.D. (1972) Factors Affecting the Concentration of faecal bacteria in land-drainage water, Journal of General Microbiology, 71, 477-485.

Evans, M.R. and Owens, J.D. (1973) Soil bacteria in land-drainage water, Water Research Pergamon Press, 7, 1295-1300. ✓

Faust, M.A. (1982) Relationship between land-use practice and fecal bacteria in soils, J. Environ Quality, 11(1), p 141-146.

Faust, M.A. (1976) Coliform bacteria from diffuse source as a factor in estuarine pollution, Water Research, 10, 619-627.

Fédération des producteurs de bovins du Québec (1999) *Guide de bonnes pratiques agroenvironnementales – pour la gestion des fumiers des bovins de boucherie*, Longueuil, Québec, Canada.

Finch, M.J. and Riley, L.W. (1984) Campylobacter infections in the United States – results of an 11-state surveillance, Arch. Intern. Med., 144, 1610-1612. ✓

Findlay, C.R. (1972) The persistence of Salmonella dublin in slurry in tanks and on Pasture, The Veterinary Record, 91, 233-235.

Flint, K.P. (1987) The long-term survival of Escherichia coli in river water, Journal of Applied Bacteriology, 63, 261-270.

Fraser, R.H., Barten, P.K. and Pinney, D.A.K. (1998) Predicting stream pathogen loading from livestock using a geographical information system-based delivery model, J. Environ Quality, 27, 935-945.

Gagnon, M. et Elustondo, J. (1994) *Bilan massique de deux régions du fumier incluant le compostage en andains sur la ferme laitière québécoise: rapport final*, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec, Canada, 155 p. ✓

Gambazo, G. and Buteau, J. (1985) *Analyse de la gestion des fumiers dans le bassin versant de la rivière Chaudière état de la situation et éléments de solution*, Sainte-Foy, Québec, Canada, 91 p.

Gambazo, G., Cluis, D. et Bernard, C. (1994) Contrôle de la pollution diffuse agricole à l'échelle du bassin versant, *Sciences et techniques de l'eau*, 27(2) 33-39.

Gerba, C.P., Wallis, C. and Melnick, J.L. (1975) Fate of wastewater bacteria and viruses in soil, *J. Irrig. Drain. Div. ASCE*, 101, 154-174.

Gerba, P.C. (1999) Virus Survival and transport in groundwater, *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 22, 535-539.

Gilbert, D., Pigeon, S. and Morisset, M. (1996) *Le recensement agroenvironnemental des entreprises porcines du Québec*, GREPA, Québec, Québec, Canada.

Gilliland, M.W. and Baxter-Potter, W. (1987) A geographic information system to predict non-point source pollution potential, *Water Resource Bulletin*, 23 (2), p 281-291.

Girardin, Ph. and Bockstaller, C. (1997) Les indicateurs agro-écologiques, outils pour évaluer des systèmes de culture, *OCL*, 4 (6): 418-426.

Girardin, Ph., Bockstaller, C. and van der Werf, H. (1999) Indicators: tools to evaluate the environmental impacts of farming systems, *Journal of Sustainable Agriculture*, 13 (4): 5-21.

Gledel, J. (1985) Role des reservoirs et de l'environnement dans la Salmonellose bovine, *Epidemiologie et Santé Animale*, 7, 39-70.

Gliessman, S.R. (1997) *Agroecology: ecological processes in sustainable agriculture*, Ann. Arbor Press, USA.

Goss, M.J., Barry, D.A.J. and Rudolph, D.L. (1998) Contamination in Ontario farmstead domestic wells and its association with agriculture: 1. results from drinking water wells, *Journal of Contamination Hydrology*, 32, 267-293.

Gosselin, D.C., Headrick, J., Tremblay, R., Chen, X.-H. and Summerside, S. (1997) Domestic well water quality in rural Nebraska: focus on nitrate-nitrogen, pesticides and coliform bacteria, *GWMR spring*, 77-87.

Griffin, P.M. and Tauxe, R.V. (1991) The epidemiology of infections caused by *Escherichia coli* O157:H7, other enterohemorrhagic *E. coli*, and the associated hemolytic uremic syndrome, *Epidemiologic Reviews*, 13, 60-98.

Grimason, A.M., Smith, H.V., Smith, P.G., Jackson, M.E. and Girdwood, R.W.A. (1990) Waterborne Cryptosporidiosis and Environmental Health, Water Pollution, Septembre, 228-233.

Hagedorn, C., Hansen, D.T. and Simonson, G.H. (1978) Survival and movement of fecal indicator bacteria in soil under conditions of saturated flow, J. Environ Quality, 7 (1), 55-59.

Halpern, I., Neidle, D. and Ready, J. (1999) Statu Report: Drinking Water and Food Safety, <http://www.healthandsafety.org/food.html>.

Hancock, D.D., Rice, D.H., Herriott, D.E., Besser, T.E., Ebel, E.D. and Carpenter, L.V. (1997) Effects of farm manure-handling practices on Escherichia coli O157 prevalence in cattle, Journal of food protection, 60 (4): 363-366.

Hancock, D.D., Besser, T.E., Rice, D.H., Ebel, E.D., Herriott, D.E. and Carpenter, L.V. (1998) Multiple source of Escherichia coli O157 in feedlots and dairy farms in the Northwestern USA, Preventive Veterinary Medicine, 35, 11-19.

Himathongkham, S., Nuanualsuwan, S. and Riemann, H. (1999) Survival of Salmonella enteritidis and Salmonella typhimurium in chicken manure at different levels of water activity, FEMS Microbiology Letters, 172, 159-163.

Hinton, M. and Bale, M.J. (1991) Bacterial pathogens in domesticated animals and their environment, Journal of Applied Bacteriology Symposium Supplement, 70, 81S-90S.

Hinton, M., Al-Chalaby, Z.A.M. and Linton, A.H. (1986) The influence of dietary protein and antimicrobial feed additives on salmonella carriage by broiler chickens, The Veterinary Record, 119, 495-500.

Hoorfar, J., Feld, N.C., Schirmer, A.L., Bitsch, V. and Lind, P. (1993) Serodiagnosis of Salmonella dublin infections in Danish dairy herds using O-Antigen based enzyme-linked immunosorbent assay, Can. J. Vet. Res., 57, 268-274.

Hovde, C.J., Austin, P.R., Cloud, K.A., Williams, C.J. and Hunt, C.W. (1999) Effect of cattle diet on Escherichia coli O157:H7 acid resistance, Applied and Environmental Microbiology, 65 (7): 3233-3235.

Howell, J.M., Coyne, M.S. and Cornelius, P. (1995) Fecal bacteria in agricultural waters of the Bluegrass region of Kentucky, J. Environ Quality, 24, 411-419.

Humphrey, T.J. and Beckett, P. (1987) Campylobacter jejuni in dairy cows and raw milk, Epidem. Inf., 98, 263-269.

Huysman, F. and Verstraete, W. (1993) Effect of cell surface characteristics on the adhesion of bacteria to soil particules, *Biol Fertil Soils*, 16, 21-26.

Jackson, S.G., Goodbrand, R.B., Johnson, R.P., Odorico, V.G., Alves, D., Rahn, K., Wilson, J.B., Welch, M.K. and Khakhria, R. (1998) *Escherichia coli* O157:H7 diarrhoea associated with well water and infected cattle on an Ontario farm, *Epidemiology and Infection*, 120, 17-20.

Joergensen, R.G. and Seitz, D. (1998), Depth transfer of fecal indicator organisms in an arable clayey soil, *Zeitschrift fur Pflanzenernahrung und Bodenkunde*, 161 (3): 309-314.

Joergensen, R.G. Kuntzel, H., Scheu, S. and Seitz, D. (1998) Movement of faecal indicator organisms in earthworm channels under a loamy arable and grassland soil, *Applied Soil Ecology*, 8, 1-10.

Jones, D.L. (1999) Potential health risks associated with the persistence of *Escherichia coli* O157 in agricultural environments, *Soil Use and Management*, 15, 76-83.

Jones, K. and Hobbs, A. (1996) *Campylobacter* and fecal indicators in streams and rivers subject to farm run-off, in: *Proceedings of the eighth international workshop on Campylobacters, Helicobacters and related organisms*, Winchester, United Kingdom, p. 123-128.

Jones, P.W. (1980) Animal health today - problems of large livestock units (disease hazards associated with slurry disposal), *Br. Vet. J.*, 136 (6): 529-542.

Joy, D.M., Lee, H., Reaume, C.M., Whiteley, H.R. and Zelin, S. (1998) Microbial contamination of subsurface tile drainage water from field applications of liquid manure, *Canadian Agricultural Engineering*, 40 (3): 153-160.

Kearney, T.E., Larkin, M.J., Frost, J.P. and Levett, P.N. (1993a) Survival of pathogenic bacteria during mesophilic anaerobic digestion of animal waste, *Journal of Applied Bacteriology*, 75, 215-219.

Kearney, T.E., Larkin, M.J. and Levett, P.N. (1993b) The effect of slurry storage and anaerobic digestion on survival of pathogenic bacteria, *Journal of Applied Bacteriology*, 74, 86-93.

Kemp, J.S., Paterson, E., Gammack, S.M., Cresser, M.S. and Killham, K. (1992) Leaching of genetically modified *Pseudomonas fluorescens* through organic soils: Influence of temperature, soil pH and roots, *Biol. Fertil. Soils*, 13, 218-224.

Knisel, W.G. (1980) CREAMS: a field-scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems. *Conservation Research Report No. 26*, USDA-SEA, Washington, D.C., USA.

Kudva, I.T., Hunt, C.W., Williams, C.J., Nance, U.M. and Hovde, C.J. (1997) Evaluation of dietary influences on *Escherichia coli* O157:H7 shedding by sheep, *Applied and Environmental Microbiology*, 63, 3878-3886.

Kumar, R. Gupta, M.K. and Kanwar, S.S. (1999) Fate of bacterial pathogens in cattle dung slurry subjected to anaerobic digestion, *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 15, 335-338.

Lamontagne, L. (1991) *Étude pédologique du comté de Saint-Hyacinthe (Québec)*, Équipe pédologique du Québec, Agriculture Canada, Centre de recherches sur les terres, Sainte-Foy, Québec, Canada.

Lamontagne, L. et Nolin, M.C. (1990) *Étude pédologique du comté de Verchères (Québec)*, Équipe pédologique du Québec, Agriculture Canada, Centre de recherches sur les terres, Sainte-Foy, Québec, Canada.

Lance, S.E., Miller, G.Y., Hancock, D.D., Bartlett, P.C. and Heider, L.E. (1992) Salmonella infections in neonatal dairy calves, *Journal of American Vet. Med. Assoc.*, 201 (6): 864-868.

Landry, M., Malouin, J-L. and Oral, M. (1983) Model validation in operations research, *European Journal of Operational Research*, 14, 207-220.

LeChevallier, M.W. et al (AWWA Research division microbiological contaminants research committee) (1999) Committee report: Emerging pathogens - viruses, protozoa and algal toxins *Journal American Water Works Association*, 91 (9): 110-121.

Letellier, A., Messier, S. and Quessy, S. (1999) Prevalence of *Salmonella* spp. and *Yersinia enterocolitica* in finishing swine at canadian abattoirs, *Journal of Food Protection*, 62 (1) 22-25.

Line, D.E. , Osmond, D.L., Gannon, R.W., Coffey, S.W., Jennings, G.D., Gale, J.A. and Spooner, J. (1996) Nonpoint sources, Fate and effects pollutants, 68 (4), p 720-733.

Linton, A.H. and Hinton, M.H. (1988) Enterobacteriaceae associated with animals in health and disease, *Journal of Applied Bacteriology Symposium Supplement*, 71S-85S.

Mac Kenzie, W. R. , Hoxie, N.J., Proctor, M.E., Gradus, M.S., Blair, K.A., Peterson, D.E., Kazmierczak, J.J., Addiss, D.G., Fox, K.R., Rose, J.B. and Davis, J.P. (1994) A massive outbreak in Milwaukee of *Cryptosporidium* infection transmitted through the public water supply, *The New England Journal of Medicine*, 331(3): 161-167.

Maldonado-Camargo, S. , Atwill, E.R., Saltijeral-Oaxaca, J.A. and Herrera-Alonso, L.C. (1998) Prevalence of and risk factors for shedding of *Cryptosporidium parvum* in Holstein Freisian dairy calves in central México, *Preventive Veterinary Medicine*, 36, 95-107.

Markel, J.A. (1981) *Managing livestock wastes*, The Avi Publishing Company, Inc., Westport, Connecticut, USA.

Marks, S. and Roberts, T. (1993) *E. coli* O157:H7 Ranks as the fourth most costly foodborne disease, *Food Safety*, september-december, 51-59. ✓

Martel, J.L. (1985) L'infection salmonellique des bovins, *Epidemiologie et Santé Animale*, 7, 70-80.

Mawdsley, J.L., Brooks, A.E. and Merry, R.J. (1996a) Movement of the protozoan pathogen *Cryptosporidium parvum* through three contrasting soil types, *Biol. Fertil. Soils*, 21, 30-36.

Mawdsley, J.L., Brooks, A.E., Merry, R.J. and Pain, B.F. (1996b) Use of a novel soil tilting table apparatus to demonstrate the horizontal and vertical movement of the protozoan pathogen *Cryptosporidium parvum* in soil, *Biol. Fertil. Soils*, 23, 215-220.

McCormack, R. (1990) La qualité des eaux de consommation en milieu rural, in : *Collection Environnement et Géologie*, 10, éditeurs : Delisle, C.E. et Bouchard, M.A., Association des Biologistes du Québec, p. 182-191. ✓

McMurry, S.W., Coyne, M.S. and Perfect, E. (1998) Fecal coliform transport through intact soil blocks amended with poultry manure, *J. Environ. Quality*, 27, 86-92.

Mechie, S.C., Chapman, P.A. and Siddons, C.A. (1997) A fifteen month study of *Escherichia coli* O157:H7 in a dairy herd, *Epidemiology and Infection*, 118, 17-25.

Meinhardt, P.L., Casemore, D.P. and Miller, K.B. (1996) Epidemiologic aspects of human cryptosporidiosis and the role of waterborne transmission, *Epidemiologic Reviews*, 18 (2): 118-136.

Meng, J. and Doyle, M.P. (1997) Emerging issues in microbiological food safety, *Annu. Rev. Nutr.*, 17, 255-275.

Michel, P., Wilson, J.B., Martin, S.W., Clarke, R.C., McEwen, S.A. and Gyles, C.L. (1999) Temporal and geographical distributions of reported cases of *Escherichia coli* O157:H7 infection in Ontario, *Epidemiol. Infect.*, 122, 193-200.

Ministère de l'Environnement du Québec (1988), *L'environnement au Québec – un premier bilan*, document technique, Secteur de la publication et de l'évaluation, Québec, Canada.

Ministère de la Santé et des Services Sociaux du Québec (1999), Les risques reliés aux activités de production animale au Québec – document d'appui à un avis de santé publique, version préliminaire, Comité de santé environnementale du Québec, Québec, Canada.

Mitchell, G ; May, A. and McDonald, A. (1995) PICABUE: a methodological framework for the development of indicators of sustainable development, *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.*, 2, 104-123.

Mohammed, H.O., Wade, S.E. and Schaaf, S. (1999) Risk factors associated with *Cryptosporidium parvum* infections in dairy cattle in southeastern New York stat, *Veterinary Parasitology*, 83, 1-13.

Moore, J.A., Smyth, J., Baker, S. and Miner, J.R. (1988) *Evaluating coliform concentrations in runoff from various animal waste management systems*, *Special Report 817*, Agricultural Experiment Station, Oregon State University, Corvallis, USA.

Moore, J.A., Smyth, J., Baker, S., Miner, J.R. and Moffitt, D.C. (1989) Modeling bacteria movement in livestock manure systems, *Transactions of the ASAE*, 32 (3): 1049-1053.

Munch, B., Larsen, H.E. and Aalbaek, B. (1987) Experimental studies on the survival of pathogenic and indicator bacteria in aerated and non-aerated cattle and pig slurry, *Biological Wastes*, 22, 49-65.

Olsen, J.E. and Larsen, H.E. (1987) Bacterial decimations times in anaerobic digestions of animal slurries, *Biological Wastes*, 21, 153-168.

Olson, M.E. , Thorlakson, C.L., Deselliers, L., Morck, D.W. and McAllister, T.A. (1997) *Giardia* and *Cryptosporidium* in Canada farm animals, *Veterinary Parasitology*, 68, 375-381.

Oosterom, J. (1987) Epidemiological studies on *Salmonella* and *Campylobacter jejuni*, *The Veterinary Quarterly*, 9 (4): 348-355.

Paterson, E., Kemp, J.S., Gammack, S.M., FitzPatrick, E.A., Cresser, M.S., Mullins, C.E. and Killham, K. (1993) Leaching of genetically modified *Pseudomonas fluorescens* through intact soil microcosms: Influence of soil type, *Biol. Fertil. Soils*, 15, 308-314.

Patni, N.K. (1991) Overview of land application of animal manure in Canada, Proceedings of the National Workshop on land application of animal manure, Ottawa, Ontario, Canada, p. 7-17.

Pearson, A.D., Greenwood, M., Healing, T.D., Rollins, D., Shahamat, M., Donaldson, J. and Colwell, R.R. (1993) Colonization of broiler chickens by waterborne *Campylobacter jejuni*, Applied and Environmental Microbiology, 59 (4): 987-996.

Pell, A.N. (1997) Manure and microbes: public and animal health problem ?, J Dairy Sci, 80, 2673-2681.

Poppe, C., Irwin, R.J., Messier, S., Finley, G.G. and Oggel, J. (1991) The prevalence of *Salmonella enteritidis* and other *Salmonella* spp. among canadian registered commercial chicken broiler flocks, Epidemiol. Infect., 107, 201-211. ✓

Rapport du groupe de travail « santé » (1999) *Le plan agroenvironnemental de la production porcine – revue de la littérature scientifique traitant des impacts de la production porcine sur la santé publique*, Québec, Canada, 48 p. ✓

Reddy, K.R. , Khaleel, R. and Overcash, M.R. (1981) Behavior and transport of microbial pathogens and indicator organisms in soils treated with organic wastes, J. Environ. Quality, 10(3): 255-266.

Renwick, S.A., Wilson, J.B., Clarke, R.C., Lior, H., Borczyk, Al A., Spika, J., Rahn, K., McFadden, K., Brouwer, A., Copps, A., Anderson, N.G., Alves, D. and Karmali, M.A. (1993) Evidence of direct transmission of *Escherichia coli* O157:H7 infection between calves and a human, The Journal of Infectious Diseases, 168, 792-793.

Rice, D.H., McMenamin, K.M., Pritchett, L.C., Hancock, D.D. and Besser, T.E. (1999) Genetic subtyping of *Escherichia coli* O157 isolates from 41 Pacific Northwest USA cattle farms, Epidemiol. Infect., 122, 479-484. ✓

Rollins, D.M. and Colwell, R.R. (1986) Viable but nonculturable stage of *Campylobacter jejuni* and its role in survival in the natural aquatic environment, Applied and Environmental Microbiology, 52 (3): 531-538.

Rose, J.B. (1997) Environmental ecology of *Cryptosporidium* and public health implications, Annu. Rev. Public Health, 18, 135-161.

Rose, J.B., Darbin, H. and Gerba, C.P. (1988) Correlations of the protozoa, *Cryptosporidium* and *Giardia*, with water quality variables in a watershed, Wat. Sci. Tech., 20 (11) 271-276.

Rothmaier, R., Weidenmann, A. and Botzenhart, K. (1997) Transport of *Escherichia coli* through soil to groundwater traced by randomly amplified polymorphic DNA (RAPD), Water Science Tech., 35 (11-12): 351-357. ✓

Rudolph, D.L., Barry, D.A.J. and Goss, M.J. (1998) Contamination in Ontario farmstead domestic wells and its association with agriculture: 2. Results from multilevel monitoring well installations, *Journal of Contamination Hydrology*, 32, 295-311.

Ruest, N., Faubert, G.M. and Couture, Y. (1998) Prevalence and geographical distribution of *Giardia* spp. and *Cryptosporidium* spp. in dairy farms in Québec, *Can. Vet. J.*, 39, 697-700.

Santé Canada (1996) *Rapport sur la surveillance canadienne intégrée de Salmonella, Campylobacter et Escherichia coli pathogène pour l'année 1995*, Division des infections entériques et des toxi-infections alimentaires, Bureau des maladies infectieuses, Laboratoire de lutte contre la maladie, Direction générale de la protection de la santé, Santé Canada, Guelph, 31 p.

Santé Canada (1998) Relevé des maladies transmissibles au Canada 1996-1998
http://www.hc-sc.gc.ca/hpb/lcdc/publicat/ccdr/00vol26/index_f.html

Santé Canada (1999a) Incidence des maladies à déclaration obligatoire par année, 1986-1997 http://cythera.ic.gc.ca/spansweb/ndis/c_time_f.html

Santé Canada (1999b) Incidence des toxi-infections alimentaires Foodnet, 1997, Relevé des Maladies Transmissibles au Canada, 25-3, F-3-F5.

Shere, J.A., Bartlett, K.J. and Kaspar, C.W. (1998) Longitudinal study of *Escherichia coli* O157:H7 dissemination on four dairy farms in Wisconsin, *Applied and Environmental Microbiology*, 64 (4): 1390-1399.

Sim, Y. and Chrysikopoulos, C.V. (1996) One-dimensional virus transport in porous media with time-dependent inactivation rate coefficients, *Water Resources Research*, 32 (8): 2607-2611.

Simard, R.R., Cluis, D., Gangbazo, G. and Beauchemin, S. (1995) Phosphorus status of forest and agricultural soils from a watershed of high animal density, *J. Environ Quality*, 24, 1010-1017.

Sims, J.T. and Wolf, D.C. (1994) Poultry waste management: agricultural and environmental issues, *Advances in Agronomy*, 52, 1-83.

Sjogren, R.E. (1995) The thirteen years survival study of *E. coli* in soil, *Water, Air and Soil Pollution*, 81, 315-335.

Smith, M.S., Thomas, G.W., White, R.E. and Ritonga, D. (1985) Transport of *Escherichia coli* through intact and disturbed soil columns, *J. Environ. Quality*, 14 (1): 87-91.

- Spika, J.S., Khakhria, R., Michel, P., Milley, D., Wilson, J. and Waters, J. (1998) Shiga toxin-producing *Escherichia coli* infections in Canada, pag 23-29, in: *Excherichia coli O157:H7 and other Shiga toxin-producing E. coli strains*, ASM press, Washington, D.C., USA.
- Stanley, K.N., Cunningham and Jones, K. (1998a) Isolation of *Campylobacter jejuni* from groundwater, *Journal of Applied Microbiology*, 85, 187-191.
- Stanley, K.N., Wallace, J.S. and Jones, K. (1998b) Note: Thermophilic campylobacters in dairy slurries on Lancashire farms: seasonal effects of storage and land application, *Journal of Applied Microbiology*, 85, 405-409.
- Statistique Canada (1996) Recensement de l'agriculture 1996, version 1, cd.
- Stephenson, G.R. and Street, L.V. (1978) Bacterial variations in streams from a southwest Idaho rangeland watershed, *J. Environ Quality* 7 (1): 150-157.
- Sticht-Groh, V. (1982) *Campylobacter* in healthy slaughter pigs: a possible source of infection for man, *The Veterinary Record*, 110, 104-106.
- Stoddard, C.S., Coyne, M.S. and Grove, J.H. (1998) Fecal bacteria survival and infiltration through a shallow agricultural soil: timing and tillage effects, *J. Environ. Quality*, 27, 15 16-1523.
- Strauch, D. (1978) Identifying the priority contaminants microbial agents, in: *Animal and human health hazards associated with the utilisation of animal effluentes*, pag. 1-23, edited by: Kelly, W.R., Commission of the european communities, Dublin, Ireland.
- Strauch, D. (1991) Survival of pathogenic micro-organisms and parasites in excreta, manure and sewage sludge, *Rev. Sci. Tech. Off. Int. Epiz.*, 10 (3): 813-846.
- Strauch, D. and Ballarini, G. (1994) Hygienic aspects of the production and agricultural use of animal wastes, *J. Vet. Med. B.*, 41, 176-228.
- Tauxe, R.V. (1992) Epidemiology of *Campylobacter jejuni* infections in the United States and other industrialised nations, p. 9-19, in: *Campylobacter jejuni: current status and future trends*, co editors: Nachamkin, I., Blaser, M.J. and Tompkins, L.S., American Society for Microbiology, Washington, D.C., USA.
- Tauxe, R.V. (1997) Emerging foodborne diseases: an evolving public health challenge, *Emerging Infectious Diseases*, 3(4), 425-434.

Taylor, H.E., D.M. and Foran, M.E. (1993) *Comparison of solid, liquid and storage runoff manure on tile drain and groundwater quality, Final Report*, Ausable Bayfield Conservation Authority, Exeter, Ontario, Canada.

Thomas, G.W. and Phillips, R.E. (1979) Consequences of water movement in macropores, *J. Environ. Qual.*, 8 (2): 149-152. ✓

Todd, E.C.D. (1988) Foodborne and waterborne disease in Canada – 1982 annual summary, *Journal of Food Protection*, 51 (1): 56-65. ✓

Toranzos, G.A. and McFeters, G.A. (1997) Detection of indicator microorganisms in environmental freshwaters and drinking waters, in : *Manual of environmental microbiology*, edited by Hurst, C.J., pag 184-194, ASM Press, Washington, D.C., USA. ✓

Turpin, P.E., Maycroft, K.A., Rowlands, C.L. and Wellington, E.M.H. (1993) Viable but non-culturable salmonellas in soil, *Journal of Applied Bacteriology*, 74, 421-427.

Updegraff, D.M. (1991) Background and practical applications of microbial ecology, in: *Modeling the environmental fate of microorganisms*, p. 1-20, edited by Christon J. Hurst, American Society for Microbiology, Washington, DC, USA.

USDA (1996) Situation Assessment *Salmonella* Typhimurium DT104, <http://www.fsis.usda.gov/ophs/stdt104.htm>. ✓

Vaillant, M., Jouany, J.M. and Devillers, J. (1995) A multicriteria estimation of the environmental risk of chemicals with the SIRIS method, *Toxicology Modeling*, 1 (1): 57-72. ✓

van Donsel, D.J. , Geldreich, E.E. and Clarke, N.A. (1967) Seasonal variations in survival of indicator bacteria in soil and their contribution to storm-water pollution, *Applied Microbiology*, 15 (6): 1362-1370.

van Elsas, J.D., Trevors, J.T. and van Overbeek, L.S. (1991) Influence of soil properties on the vertical movement of genetically-marked *Pseudomonas fluorescens* through large soil microcosms, *Biol. Fertil. Soils*, 10, 249-255.

Vuorinen, A.H. and Saharinen, M.H. (1997) Evolution of microbiological and chemical parameters during manure and straw co-composting in a drum composting system, *Agriculture Ecosystems and Environment*, 66, 19-29.

Walker, M.J., Montemagno, C.D. and Jenkins, M.B. (1998) Source water assessment and nonpoint sources of acutely toxic contaminants : A review of research related to survival and transport of *Cryptosporidium parvum*, *Water Resources Research*, 34 (12): 3383-3392. ✓

- Walker Jr., F.R. and Stedinger, J.R. (1999) Fate and transport model of Cryptosporidium, *Journal of Environmental Engineering*, 125 (4): 325-333.
- Walker, S.E. (1988) *A model for predicting bacteria concentrations in runoff from agricultural lands*, master of science thesis, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia, USA.
- Walker, S.E. , Mostaghimi, S., Dillaha, T.A. and Woeste, F.E. (1990) Modeling animal waste management practice: impacts on bacteria levels in runoff from agricultural lands, *Transactions of the ASAE*, 33 (3): 807-817.
- Wallace, J.S., Stanley, K.N. and Jones, K. (1996) The seasonality of thermophilic Campylobacters in chickens, in: *Proceedings of the eighth international workshop on Campylobacters, Helicobacters and related organisms*, held, p. 323-328, Winchester, United Kingdom.
- Wallis, P.M., Erlandsen, S.L., Isaac-Renton, J.L., Olson, M.E., Robertson, W.J. and van Keulen, H. (1996) Prevalence of Giardia cysts and Cryptosporidium oocysts and characterization of Giardia spp. Isolated from drinking water in Canada, *Applied and Environmental Microbiology*, 62 (8): 2789-2797.
- Wang, G. and Doyle, M.P. (1998) Survival of enterohemorrhagic Escherichia coli O157:H7 in water, *Journal of Food Protection*, 61 (6): 662-667.
- Wang, G., Zhao, T. and Doyle, M.P. (1996) Fate of enterohemorrhagic Escherichia coli O157:H7 in bovine feces, *Applied and Environmental Microbiology*, 62, 2567-2570.
- Waters, J.R., Sharp, J.C.M. and Dev, V.J. (1994) Infection caused by Escherichia coli O157:H7 in Alberta, Canada, and in Scotland: a five-year review, 1987-1991, *Clinical Infectious Diseases*, 19, 834-843.
- Weaver, D.E., Mang, J.L., Galke, W.A. and Love, G.J. (1976) Potential for adverse health effects associated with the application of wastewaters or sludges to agricultural lands, in: *Land as a waste management alternative*, p. 363-370, edited by, Loher, J., USA.
- Weijtens, M.J.B.M., Bijker, P.G.H., van der Plas, J., Urlings, H.A.P. and Biesheuvel, M.H. (1993) Prevalence of Campylobacter in pigs during fattening; an epidemiological study, *Veterinary Quarterly*, 15, 138-143.
- Wiggins, B.A. (1996) Discriminant analysis of antibiotic resistance patterns in fecal Streptococci, a method to differentiate human and animal sources of fecal pollution in natural waters, *Applied and Environmental Microbiology*, 62, 3997-4002.

Wilson, J. B., Clarke, R. C., Renwick, S.A., Rahn, K., Johnson, R.P., Karmali, M.A., Lior, H., Alves, D., Gyles, C.L., Sandhu, K.S., McEwen, S.A. and Spika, J.S. (1996) Verotoxigenic *Escherichia coli* infections in dairy farm families, *The Journal of Infectious Diseases*, 174, 1021-1027. ✓

Wilson, J.B., McEwen, S.A., Clarke, R.C., Leslie, K.E., Waltner-Toews, D. and Gyles, C.L. (1993) Risk factors for bovine infection with verocytotoxigenic *Escherichia coli* in Ontario, Canada, *Preventive Veterinary Medicine*, 16, 159-170.

Wray, C., Todd, J.N. and Hinton, M. (1987) Epidemiology of *Salmonella typhimurium* infection in calves: excretion of *S. typhimurium* in the faeces of calves in different management systems, *The Veterinary Record*, 121, 293-296.

Yates, M.V. and Ouyang, Y. (1992) VIRTUS, a model of virus transport in unsaturated soils, *Applied and Environmental Microbiology*, 58 (5): 1609-1616.

Yates, M.V. and Yates, S.R. (1988) Modeling microbial fate in the subsurface environment, *CRC - Critical Reviews in Environmental Control*, 17 (4): 307-344.

Zhai, Q., Coyne, M.S. and Barnhisel, R.I. (1995) Mortality rates of fecal bacteria in subsoil amended with poultry manure, *Bioresource Technology*, 54, 165-169.

Zhao, T., Doyle, M.P., Shere, J., Garber, L. (1995) Prevalence of enterohemorrhagic *Escherichia coli* O157:H7 in a survey of dairy herds, *Applied and Environmental Microbiology*, 61, 1290-1293. ✓

Zibilske, L.M. and Weaver, R.W. (1978) Effect of environmental factors on survival of *Salmonella typhimurium* in soil, *J. Environ. Quality*, 7 (4): 593-597.

8. Annexes

Paramètres d'entrée exemple 1 d'application des IPHA

$$\begin{array}{lllll}
 V_{jp} = 2.24 \cdot 10^{11} \cdot 240 & Pr = 0.90 & f = 240 & Mi = 0.00001 & Sr = 20 \\
 C = 10^4 & s = 0.096 & D = 1 & Pl = 79. & \\
 F = .53 & m = 0.63 & L = 1 & Ci = .7 & ip = 3
 \end{array}$$

$$IPHA_p := \log \left[\frac{\int_0^f (V_{jp} Pr \cdot C \cdot \exp(-s \cdot f)) df \cdot F \cdot \exp(-m \cdot ip) \cdot Mi \cdot D \cdot L}{\left(\frac{Sr}{Pl \cdot Ci} \right)} \right]$$

$$IPHA_p = 12.051$$

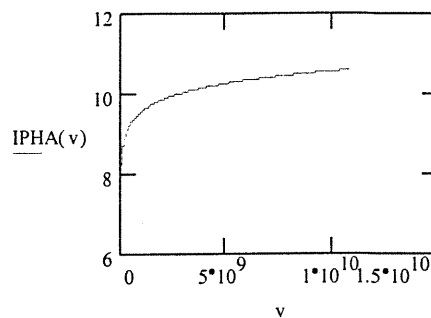
Graphiques complémentaires de l'analyse de sensibilité

Étendu des valeurs d'entrée

Volume journalier de lisier

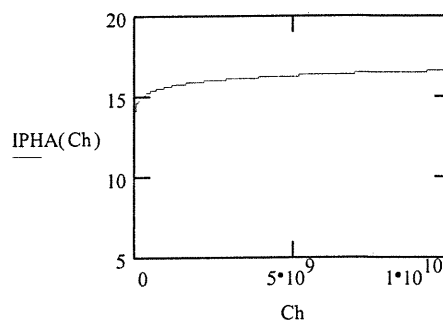
$$v = 2500000, 5000000, 45.204 \cdot 10^6 \cdot 240$$

Résultat



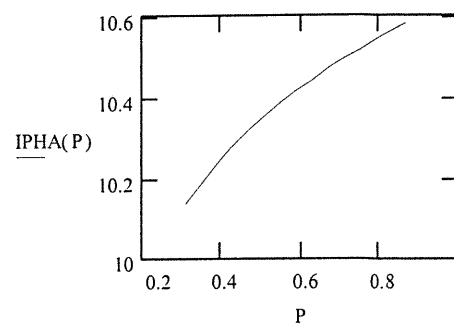
Charge initiale de pathogènes

$$Ch = (10^2), (10^5) \dots (10^{10})$$



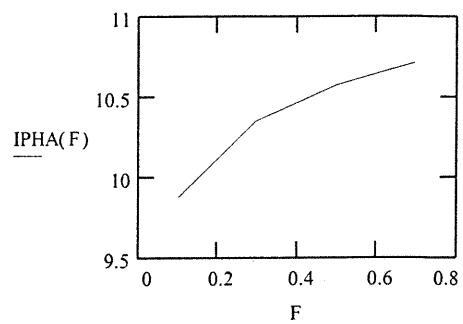
Temps d'entreposage

$$P = 0.31, 0.35 \dots 0.9$$

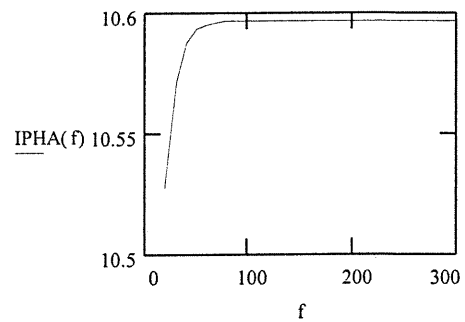


Étendu des valeurs d'entrée

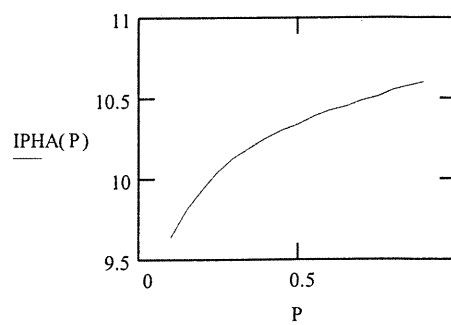
Fraction épandue

 $F := 0.1, 0.3..0.8$ 

Temps d'entreposage

 $f := 20, 30..30$ 

Prévalence de pathogènes

 $P := 0.10, 0.15..0.9$ 

Étendu des valeurs d'entrée

Coefficient de survie à l'entreposage

$$s := 0.0052, 0.03.. 2.$$

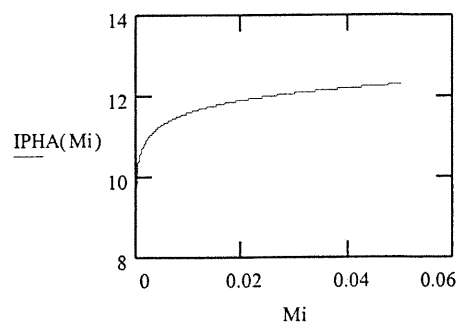
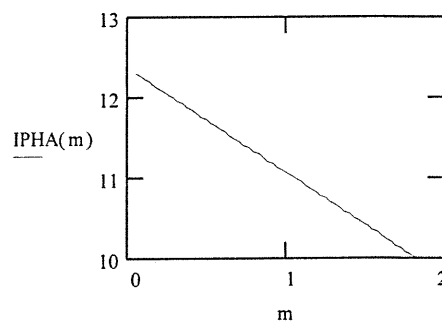
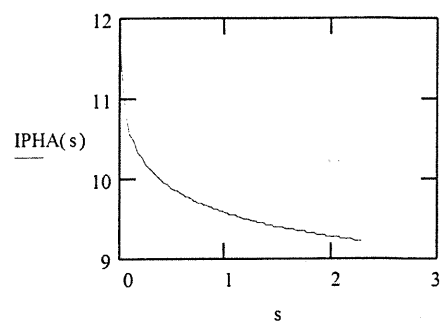
Coefficient de survie au sol

$$m := 0.05, 0.08.. 1.8$$

Taux de percolation

$$Mi := 0.00001, 0.0001.. 0.0$$

Résultat



$e = 5, 6.. 16$
Étendu des valeurs d'entrée

Volume de pluie moyen pour mai

coefficient d'infiltration d'eau au sol

$C_i = 0.1, 0.2.. 0.$

Intervalle entre pluie

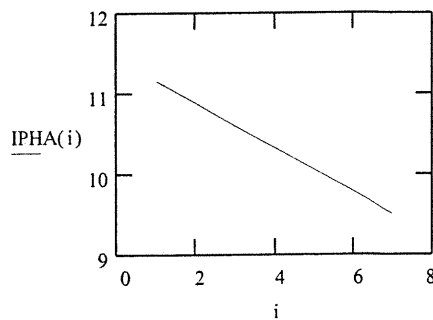
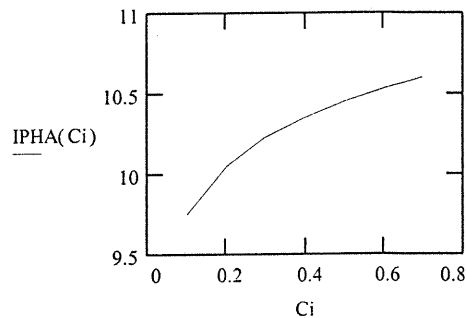
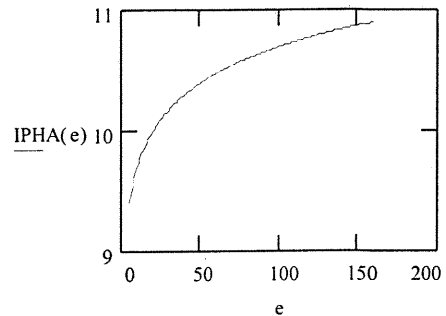
$i = 1, 2..$

Étendu des valeurs d'entrée

Surface réceptrice

$r = 25, 30.. 23$

Résultat



Résultat

