

RAPPORT SYNTHÈSE

ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE L'UTILISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES FERTILISANTES AU QUÉBEC – MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM ET DE DIOXINES/FURANNES

**Direction des risques biologiques, environnementaux et
occupationnels**

Institut national de santé publique du Québec

Mars 2001

AUTEURS

Marie-Odile Fouchécourt, Ph.D., Toxicologue
Institut national de santé publique du Québec

Monique Beausoleil, M.Sc., Toxicologue
Institut national de santé publique du Québec et Direction de la santé publique de Montréal-Centre

REMERCIEMENTS

Marc Hébert, Ministère de l'Environnement
Hugues Charbonneau, Ministère de l'Environnement
Richard Beaulieu, Ministère de l'Environnement
Mylène Drouin, Direction de la santé publique de Montréal-Centre
Éric Goyer, Direction de la santé publique de Montréal-Centre
Richard Leduc, Ministère de l'Environnement
François Messier, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
Sylvie Huard, Agronome
Marc Hébert, Ministère de l'Environnement
Robert Bertrand, Ministère de l'Environnement
Suzanne Burelle, Ministère de l'Environnement
Maryse Arpin, Direction de la santé publique de Montréal-Centre
Annie Daigneault, Direction de la santé publique de Montréal-Centre
Communauté urbaine de Montréal
Domtar Inc.
Membres du Groupe scientifique en évaluation de risque toxicologique de l'INSPQ

Cette étude a été réalisée grâce à la contribution financière du ministère de l'Environnement du Québec et de l'Institut national de santé publique du Québec.

Ce document est disponible en version intégrale sur le site Web de l'INSPQ :

<http://www.inspq.qc.ca>

Reproduction autorisée à des fins non commerciales à la condition d'en mentionner la source.

CONCEPTION GRAPHIQUE

Bellemare Communication Visuelle

DOCUMENT DÉPOSÉ À SANTÉCOM <http://www.santecom.qc.ca>

COTE : P 15,412

DÉPÔT LÉGAL – 2^E TRIMESTRE 2001

BIBLIOTHÈQUE NATIONALE DU QUÉBEC

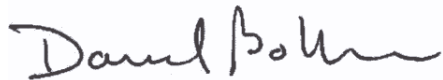
BIBLIOTHÈQUE NATIONALE DU CANADA

ISBN 2-550-37717-6

AVANT-PROPOS

Les municipalités et les industries sont encouragées par le Gouvernement du Québec à valoriser leurs matières résiduelles issues des procédés d'assainissement. Certaines matières résiduelles ont, de par leurs propriétés agronomiques, une valeur fertilisante intéressante. C'est notamment le cas des boues d'épuration (aussi appelées biosolides) de stations municipales et de certaines industries (ex. les industries papetières ou agro-alimentaires), des cendres issues de l'industrie papetière et des poussières de cimenterie. Ces matières résiduelles contenant tout de même des contaminants chimiques et biologiques, des critères ont été élaborés par le ministère de l'Environnement du Québec (MENV) afin d'encadrer la valorisation des matières résiduelles fertilisantes sur des terres agricoles.

La mission de l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) est de soutenir le ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) et les régions régionales de la santé et des services sociaux (RRSSS) dans l'exercice de leur mandat de santé publique. Il apporte également son soutien aux organismes publics qui sollicitent un avis concernant des questions de santé publique importantes. Ainsi, pour répondre aux interrogations du MSSS sur la validité des critères provisoires pour la valorisation des matières résiduelles fertilisantes, l'INSPQ s'est entendu avec le MENV pour réaliser une évaluation du risque toxicologique afin de déterminer si les critères proposés concernant les contaminants chimiques sont adéquats pour protéger la santé humaine lorsque les matières résiduelles sont utilisées dans un contexte agricole. Le présent rapport s'inscrit dans la mission de l'INSPQ d'évaluer les impacts des politiques publiques sur l'état de santé et de bien-être de la population.



Daniel G. Bolduc
Responsable Secteur santé et environnement
Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels
Institut national de santé publique du Québec

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX.....	III
LISTE DES FIGURES.....	V
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	VII
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	VII
INTRODUCTION.....	1
I - ASPECT RÉGLEMENTAIRE.....	5
I-1 Critères provisoires et normes au Québec.....	5
I-2 Réglementation dans d'autres pays.....	11
I-3 Comparaison des <i>Critères provisoires</i> québécois avec la réglementation des autres pays.....	11
I-3.1 Concentrations maximales permises dans les biosolides.....	11
I-3.2 Charges annuelles maximales permises.....	12
I-3.3 Autres paramètres.....	13
II - AGRICULTURE ET FERTILISATION AU QUÉBEC.....	15
III - CADMIUM ET DIOXINES/FURANNES : PRÉSENCE DANS L'ENVIRONNEMENT ET TOXICITÉ.....	19
IV - IMPACTS DE LA FERTILISATION PAR LES MRF SUR LE NIVEAU DE CONTAMINATION DES SOLS AGRICOLES.....	21
IV-1 Définition des scénarios de fertilisation utilisés.....	21
IV-1.1 Types de cultures.....	25
IV-1.2 Types de scénarios.....	25
IV-1.3 Taux d'application des matières fertilisantes.....	27
IV-2 Comparaison des niveaux de contamination des différentes matières fertilisantes utilisées au Québec avec les valeurs des critères C1 et C2 et les valeurs maximales permises par la certification BNQ.....	30
IV-2.1 Concentrations de contaminants dans les MRF.....	30
IV-2.2 Concentrations de contaminants dans les engrais traditionnels.....	33
IV-3 Estimation et comparaison des charges de contaminants apportées selon les différents scénarios de fertilisation.....	35
IV-4 Estimation des concentrations de contaminants dans les sols agricoles après 100 ans de fertilisation.....	40
IV-4.1 Concentrations de contaminants additionnelles au bruit de fond dans les sols agricoles.....	40
IV-4.2 Concentrations totales de contaminants dans les sols agricoles.....	43
IV-5 Conclusion.....	48
V - ÉVALUATION DES RISQUES À LA SANTÉ.....	51
V-1 Revue des évaluations de risque existantes.....	51
V-2 Évaluation des risques à la santé dans le contexte québécois.....	53
V-2.1 Définition des conditions d'exposition utilisées.....	54
V-2.2 Méthodologie.....	65
V-2.3 Résultats.....	68
V-2.4 Discussion.....	81
V-2.5 Conclusion.....	86
VI - RECOMMANDATIONS.....	89
LISTE DES RÉFÉRENCES.....	93
GLOSSAIRE.....	97
LISTE DES COMMUNICATIONS PERSONNELLES.....	99

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Comparaison des concentrations maximales permises dans les matières fertilisantes utilisées au Québec.....	7
Tableau 2	Comparaison des concentrations maximales de contaminants permises dans les matières fertilisantes utilisées au Québec avec les critères québécois pour les sols contaminés.....	10
Tableau 3	Comparaison des concentrations de contaminants permises dans les biosolides au Québec (selon les Critères provisoires) et dans d'autres pays.....	12
Tableau 4	Comparaison des charges annuelles de contaminants pouvant être apportées sur des sols agricoles au Québec et dans d'autres pays.....	13
Tableau 5	Répartition des biosolides et des ACM valorisés en agriculture par région administrative du Québec.....	15
Tableau 6	Concentrations de métaux dans les sols agricoles du Québec.....	16
Tableau 7	Taux d'application des matières fertilisantes retenus pour l'estimation des charges de contaminants apportées aux sols agricoles.....	29
Tableau 8	Concentrations moyennes et maximales de contaminants mesurées dans les MRF et retenues pour l'estimation des charges de contaminants apportées aux sols agricoles.....	32
Tableau 9	Concentrations de contaminants dans les engrais de ferme, la chaux agricole et les engrais minéraux utilisées dans l'estimation des charges apportées aux sols agricoles.....	34
Tableau 10	Estimation des charges de contaminants apportées aux sols agricoles après 100 ans de fertilisation avec et sans MRF.....	36
Tableau 11	Ratio des charges de contaminants apportées aux sols agricoles par une fertilisation avec MRF sur les charges apportées par une fertilisation traditionnelle.....	40
Tableau 12	Comparaison entre les concentrations de contaminants additionnelles au bruit de fond après 100 ans de fertilisation et les concentrations mesurées dans les sols du Québec.....	42
Tableau 13	Recommandations du CCME (1997) en regard de la contamination des sols agricoles.....	44
Tableau 14	Comparaison des concentrations totales de contaminants estimées dans les sols après 100 ans de fertilisation avec les concentrations maximales recommandées par le CCME (1997) dans les sols agricoles.....	47
Tableau 15	Concentrations de cadmium et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation des critères C2).....	62
Tableau 16	Concentrations de dioxines/furannes et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation des critères C2)Voie d'exposition/type de culture.....	62
Tableau 17	Concentrations de cadmium et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation des critères C1).....	64

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec
Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

Tableau 18	Concentrations de dioxines/furannes et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation des critères C1)	64
Tableau 19	Comparaison des doses bruit de fond de cadmium estimées dans cette étude pour l'IFE et des doses estimées par Santé Canada pour la population générale	69
Tableau 20	Comparaison des doses bruit de fond de dioxines/furannes estimées dans cette étude pour l'IFE et des doses estimées par d'autres auteurs pour la population générale	70
Tableau 21	Charges de cadmium apportées par les matières fertilisantes pendant 100 ans de fertilisation et concentrations moyennes dans le sol (évaluation des critères C2)	71
Tableau 22	Concentrations de cadmium dues au bruit de fond ou dues aux MRF (évaluation des critères C2)	72
Tableau 23	Doses de cadmium estimées reçues par l'IFE et dues à l'utilisation de MRF (évaluation des critères C2)	73
Tableau 24	Charges de dioxines/furannes apportées par les matières fertilisantes et concentrations dans le sol (évaluation des critères C2)	74
Tableau 25	Concentrations de dioxines/furannes dues au bruit de fond ou dues aux MRF (évaluation des critères C2)	75
Tableau 26	Doses de dioxines/furannes estimées reçues par l'IFE et dues à l'utilisation de MRF (évaluation des critères C2)	76
Tableau 27	Estimation du risque d'excès de cancers dû aux dioxines/furannes apportées par les MRF (évaluation des critères C2)	76
Tableau 28	Charges de cadmium apportées par les matières fertilisantes pendant 100 ans de fertilisation et concentrations moyennes dans le sol (évaluation du critère C1)	77
Tableau 29	Concentrations de cadmium dues au bruit de fond ou dues aux matières fertilisantes (évaluation du critère C1)	78
Tableau 30	Doses de cadmium estimées reçues par l'IFE et dues à l'utilisation de MRF (évaluation du critère C1)	79
Tableau 31	Charges de dioxines/furannes apportées par les matières fertilisantes et concentrations dans le sol (évaluation du critère C1)	79
Tableau 32	Concentrations de dioxines/furannes dues au bruit de fond ou dues aux MRF (évaluation du critère C1)	80
Tableau 33	Doses de dioxines/furannes estimées reçues par l'IFE et dues à l'utilisation de MRF (évaluation du critère C1)	81
Tableau 34	Estimation du risque d'excès de cancer dû aux dioxines/furannes apportées par les MRF (évaluation du critère C1)	81

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Représentation schématique des scénarios « de papetières »	22
Figure 2	Représentation schématique des scénarios « municipaux »	23
Figure 3	Représentation schématique des scénarios « traditionnel » et « minéraux »	24
Figure 4	Charges d'arsenic, de cadmium, de chrome, de cuivre et de mercure (kg/ha-100 ans) apportées par les scénarios de fertilisation « papetières », « municipaux » et « traditionnels » après 100 ans.	37
Figure 5	Charges de molybdène, de nickel, de plomb, de zinc (kg/ha-100ans) et de dioxines/furannes (mg/ha-100 ans) apportées par les scénarios de fertilisation « papetières », « municipaux » et « traditionnels » après 100 ans.....	38
Figure 6	Représentation schématique de l'exposition aux contaminants apportés dans le sol par les matières fertilisantes	57
Figure 7	Représentation schématique de la chronologie du scénario d'exposition	58
Figure 8	Représentation schématique du scénario de fertilisation pour la validation des « critères C2 ».....	61
Figure 9	Représentation schématique du scénario de fertilisation pour la validation des « critères C1 ».....	63

LISTE DES ABRÉVIATIONS

ACM : amendements calciques ou magnésiens
BM : biosolides municipaux
BMG : biosolides municipaux granulés
BNQ : Bureau de Normalisation du Québec
BP : biosolides de papetières
BPC : biphényl polychloré
CA : certificat d'autorisation
CCME : Conseil canadien des ministres de l'Environnement
CPVQ : Conseil des Productions Végétales du Québec
DAP : phosphate bi-ammoniacal
EQT : équivalents toxiques
FET : Facteur d'équivalence toxique
IFE : individu fortement exposé
IRIS : Integrated Risk Information System (U.S.EPA)
m.h. : matière humide
m.s. : matière sèche
MEF : ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec
MENV : ministère de l'Environnement du Québec
MP : muriate de potasse
MRF : matière résiduelle fertilisante
MSSS : ministère de la Santé et des Services Sociaux du Québec
NAC : nitrate d'ammoniac calcique
PAEF : plan agro-environnemental de fertilisation
PAEV : plan agro-environnemental de valorisation
PCDD : polychlorodibenzo-p-dioxines
PCDF : polychlorodibenzofurannes
RfD : dose de référence (mg/kg-jour) définie par IRIS (U.S.EPA)
RRPOA : Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole
TCDD : tétrachlorodibenzo-p-dioxine
TCDF : tétrachlorodibenzofuranne
UPA : Union des producteurs agricoles du Québec
U.S.EPA : Agence pour la protection de l'environnement des Etats-Unis

INTRODUCTION

Depuis l'adoption du *Plan d'action sur la gestion des matières résiduelles 1998-2008* découlant des conclusions d'une consultation québécoise sur la gestion des déchets, les municipalités et les industries sont encouragées par le gouvernement du Québec à valoriser les résidus qu'elles produisent (MENV, 1999). Les propriétés agronomiques d'un certain nombre de ces matières résiduelles font en sorte qu'elles peuvent être valorisées, entre autres, en agriculture.

Les *matières résiduelles fertilisantes* (MRF) sont définies comme des «matières ou objets périmés, rebutés ou autrement rejetés dont l'emploi est destiné à entretenir ou à améliorer, séparément ou simultanément, la nutrition des végétaux, ainsi que les propriétés physiques et chimiques de l'activité biologique des sols» (MEF, 1998)¹. Les MRF valorisées au Québec sont essentiellement des biosolides² de papeteries, des biosolides municipaux et d'autres biosolides (par exemple, agro-alimentaires) ainsi que des amendements calciques ou magnésiens (ACM) tels les poussières de cimenterie, les cendres ou les résidus magnésiens.

Au Québec, alors que certaines régions agricoles sont en excédent d'engrais de ferme (fumier, lisier, etc), d'autres ne peuvent y avoir accès³. En l'absence d'engrais de ferme, qui apportent entre autres de la matière organique, la fertilité des sols diminue, et les producteurs doivent nécessairement trouver un amendement organique de remplacement. Riches en matière organique, les biosolides présentent des caractéristiques agronomiques adéquates pour être utilisés à cette fin. D'autre part, la mise sur le marché d'ACM, dont les propriétés agronomiques sont proches de celles de la chaux agricole (pouvoir de régulation du pH) peut permettre à certains agriculteurs de remplacer avantageusement l'usage de la chaux agricole.

Toutefois, bien que l'intérêt des MRF en terme d'amélioration de la condition physique des sols et de l'apport en nutriments soit établi, la valorisation agricole des MRF doit être considérée avec prudence. En effet, ces résidus peuvent contenir des teneurs non négligeables en métaux lourds, voire en certains contaminants organiques tels que les dioxines/furannes. Les risques associés à l'utilisation de telles matières fertilisantes en agriculture doivent donc être étudiés, tant pour la production végétale que pour la qualité de l'environnement et la santé humaine.

¹ Au Québec, le terme « déchet » a été remplacé par « matière résiduelle » pour faire ressortir le potentiel de ces résidus.

² Les biosolides sont des matières fertilisantes obtenues par traitement biologique d'eaux usées. Cependant, afin de simplifier le texte de ce document, nous désignons sous le terme de « biosolides » toutes les boues de papeteries (qu'elles soient obtenues ou non par traitement biologique), les boues municipales et autres boues (résidus d'abattoirs et agro-alimentaires).

³ Le transport des engrais de ferme étant très coûteux et très problématique, il est rare qu'ils soient transportés d'une région à l'autre.

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec
Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

Il est donc important de déterminer si, à long terme, l'utilisation de ces résidus en agriculture ne résultera pas en une accumulation de contaminants dans les sols agricoles, laquelle conduirait à une augmentation de la dose d'exposition de l'humain aux divers contaminants. L'évaluation des risques liés à l'utilisation de MRF en agriculture doit être effectuée en tenant compte du contexte agricole et environnemental dans son ensemble. Les risques à la santé associés à l'utilisation agricole de MRF peuvent être d'autant plus importants que les sols agricoles situés dans une région en pénurie d'engrais de ferme sont les plus concernés par la valorisation des MRF, ce qui implique qu'il est fort probable que les MRF seront épandues sur une superficie réduite de sols agricoles. Dans ce contexte, il ne serait pas pertinent d'estimer les risques à la santé pour la population générale, et les risques à la santé doivent plutôt être évalués pour la population la plus exposée aux MRF (population rurale des régions concernées). Les risques associés à l'utilisation de telles matières fertilisantes en agriculture doivent donc être étudiés, tant pour la production végétale que pour la qualité de l'environnement et la santé humaine.

En avril 1997, le ministère de l'Environnement du Québec (MENV) a publié les «*Critères provisoires pour la valorisation des matières résiduelles fertilisantes*» (MENV, 1997) qui visent à encadrer la valorisation des MRF au Québec. Lors d'une consultation publique portant sur ces critères, le ministère de la Santé et des Services Sociaux (MSSS) avait émis des réserves sur la validité des critères C2⁴ et sur les risques à la santé qui pourraient résulter de leur application, en particulier pour ce qui concerne le cadmium et les dioxines/furannes (MSSS et Comité de santé environnementale du Québec, 1998). Le groupe scientifique sur l'évaluation du risque toxicologique de l'Institut national de la santé publique du Québec (INSPQ) a alors été mandaté par le MENV pour effectuer une évaluation des critères en terme de risques à la santé humaine.

Les objectifs de cette étude sont : (i) de déterminer si les critères provisoires C2, en particulier pour le cadmium et les dioxines/furannes, sont adéquats pour protéger la santé humaine lors de l'usage des MRF dans un contexte agricole et (ii) de formuler des recommandations au MENV quant à ces critères C2 (Institut national de santé publique du Québec, 1999).

Ce document est une synthèse d'un rapport plus complet dans lequel le lecteur trouvera diverses informations permettant une compréhension globale de la problématique qui nous préoccupe, à savoir (i) une compilation des aspects réglementaires relatifs à la valorisation des MRF au Québec et dans d'autres pays (chapitre I)⁵, (ii) des informations concernant l'agriculture québécoise, la fertilisation et une description détaillée des caractéristiques des MRF valorisées au Québec (chapitre II), (iii) une monographie sur les niveaux dans l'environnement et la toxicité du cadmium et des dioxines/furannes (chapitre III), et (iv) une revue des analyses de risques existantes concernant les MRF et les autres matières fertilisantes (chapitre V, section V-1). Les estimations réalisées afin d'atteindre nos objectifs comprennent deux grandes étapes, à savoir (i) une estimation quantitative des impacts de la fertilisation (avec et sans MRF) sur le niveau de contamination des sols par tous les contaminants mentionnés dans les *Critères provisoires* (chapitre IV), et (ii) une évaluation des risques à la santé associés au cadmium et aux

⁴ Teneurs maximales de contaminants chimiques permises dans les MRF destinées à la valorisation.

⁵ Les numéros de chapitre et de section entre parenthèses réfèrent aux sections du rapport complet, qui peuvent être obtenues sur demande (INSPQ, 2001).

dioxines/furannes (section V-2). Suite aux résultats de ces estimations, des recommandations ont été émises (chapitre VI). Le présent document de synthèse cible essentiellement les évaluations que nous avons faites et qui sont à la base de nos recommandations.

Notre étude ne porte que sur les risques à la santé liés à la présence dans les MRF de contaminants chimiques visés par les *Critères provisoires* de catégorie C. Nous n'avons pas évalué les risques à la santé associés à la présence de certains organismes pathogènes dans les MRF d'origine humaine (biosolides de stations municipales, biosolides contaminés par les déjections humaines) ni considéré les risques à l'écosystème. L'évaluation du risque écotoxicologique associé aux MRF fait déjà l'objet d'un mandat que le MENV a donné au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), mandat qui devrait se terminer au cours de l'année 2001 (Raynald Chassé, CEAEQ, communication personnelle).

I - ASPECT RÉGLEMENTAIRE

I-1 Critères provisoires et normes au Québec

Actuellement, la valorisation agricole des MRF au Québec est régie par deux processus : le certificat d'autorisation en vertu des *critères provisoires* du MENV (1997), et la certification par le BNQ.

Au Québec, la fertilisation des sols agricoles doit respecter un certain nombre de contraintes visant à éviter une contamination excessive de l'environnement, que ce soit par un excès d'éléments nutritifs (azote, phosphore, potassium) ou par un apport trop élevé de contaminants présents dans les matières fertilisantes. Selon le *Règlement sur la pollution d'origine agricole* (RRPOA, Gouvernement du Québec, 1997), la fertilisation d'une ferme, incluant la pratique de valorisation des MRF, va progressivement devoir s'inscrire dans les *Plans agro-environnementaux de fertilisation* (PAEF), qui ont pour objectif d'éviter la surfertilisation (section I-1). Toutefois, quelle que soit la situation de la ferme vis-à-vis du PAEF, la valorisation des MRF régies dans le cadre d'un certificat d'autorisation (CA) doit être associée à un *Plan agro-environnemental de valorisation* (PAEV) tel que décrit dans les *Critères provisoires*.

En 1991, des critères avaient été émis par le MEF (section I-1.3.1) et concernaient les biosolides municipaux (MEF et MAPAQ, 1991). Ils visaient, entre autres, (i) à fixer deux catégories de critères concernant les concentrations de métaux et de biphényles polychlorés (BPC) (« concentrations souhaitables » et « concentrations maximales », tableau 1), (ii) à fixer des critères d'efficacité de procédés de stabilisation visant à réduire les pathogènes, et (iii) à établir des teneurs limites de contaminants dans les sols agricoles. Les épandages de biosolides municipaux n'étaient pas permis pour des cultures destinées à l'alimentation humaine, et tout épandage nécessitait un CA.

En 1997, de nouveaux critères (*Critères provisoires*) émis par le MENV (section I-1.3.2) ont remplacé ceux de 1991 (MENV, 1997). Ces critères provisoires couvrent les activités d'épandage, de compostage, d'entreposage, et de fabrication et utilisation de terreaux qui requièrent un CA. Ils portent sur (i) la qualité agronomique des MRF, (ii) les concentrations maximales⁶ de contaminants inorganiques et de dioxines/furannes⁷ permises dans les MRF (critères C1 et C2), (iii) les teneurs maximales en organismes pathogènes permises (critères P1-P3), (iv) les fréquences d'échantillonnage et d'analyse des MRF, (v) les conditions d'utilisation des MRF (distances, délais, taux d'application), (vi) les différents types de certificats d'autorisation, (vii) le suivi et (viii) les responsabilités des partenaires.

⁶ Les concentrations de contaminants sont exprimées sur une base de matière sèche (m.s.).

⁷ Les dioxines et les furannes sont deux familles de composés qui regroupent plusieurs congénères. Afin d'exprimer la concentration de tous les congénères sous une même unité en tenant compte du potentiel toxique relatif de chaque congénère, les concentrations de dioxines/furannes sont exprimées en équivalents toxiques (EQT). Pour cela, un facteur d'équivalence toxique (FET) a été attribué aux 17 congénères les plus toxiques en se basant sur la toxicité de la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine (2,3,7,8-TCDD) (FET=1).

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

Les **critères C1** sont les teneurs limites établies pour onze contaminants pour lesquels la valorisation peut se faire sans limite d'application autre que les contraintes générales d'épandage comme les charges en azote et en phosphore. Les **critères C2** sont les teneurs limites maximales pour les mêmes onze contaminants permises dans les MRF pouvant être valorisées. Un taux d'application maximal de 22 t m.s./ha pour 5 ans s'applique pour les MRF de catégorie C2 (concentration d'au moins un contaminant supérieure à C1 et inférieure ou égale à C2).. La valorisation de toutes les MRF relevant des *Critères provisoires* nécessite un CA.

Des normes du Bureau de normalisation du Québec (BNQ) existent pour les composts (section I-1.4.1), les amendements calciques et magnésiens (ACM) (section I-1.4.2) et les biosolides municipaux granulés (BMG) (section I-1.4.3). Les MRF (composts, ACM, BMG) « certifiées conformes » au BNQ sont produites dans le respect de la norme, et des échantillonnages et analyses annuels sont réalisés à l'improviste par le BNQ⁸. Ces MRF⁹ peuvent être épandues sans CA. Depuis la fin de l'année 2000, tous les ACM¹⁰ doivent être certifiés par le BNQ ou faire l'objet d'un CA, alors qu'auparavant des ACM non certifiés conformes pouvaient être valorisés sans CA.

Les *critères* de 1991 et de 1997, et les *normes du BNQ* actuellement en vigueur au Québec pour les MRF ont été comparés entre eux (tableau 1). Leurs origines respectives ont été mises en lumière, expliquées et discutées dans la section I-1.5.1 du rapport complet.

⁸ En général, deux contrôles annuels sont effectués par le BNQ.

⁹ Actuellement, un compost et 2 ACM sont certifiés par le BNQ. D'autres MRF faiblement chargées en contaminants, telles que les feuilles d'arbres et les copeaux de bois, peuvent également être épandues sans CA à conditions de respecter des charges maximales d'épandage.

¹⁰ Les « amendements calcaires » contenant au moins 77% de carbonate de calcium (base humide) constituent la seule exception. Presqu'aucun ACM ne rencontre ce critère, mis à part la pierre à chaux.

Tableau 1 Comparaison des concentrations maximales permises dans les matières fertilisantes utilisées au Québec

Contaminants	CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS PERMISES DANS LES MATIÈRES FERTILISANTES, AMENDEMENTS ET TERREAUX ¹													
	Engrais ²	CRITÈRES DU MENV					NORMES DU BNQ							
		Guide de 1991 ³		Critères provisoires de 1997 ⁴			Composts ⁵		Amendements calciques et magnésiens ⁶				Biosolides municipaux granulés ⁷	
		Souhaitables	Maximales	C1	C2	Terreaux ⁴	AA et A	B	PN 25%	PN 50%	PN 75%	PN 100%	Usage Général	Non alimentaire et mélanges
Arsenic	75	15	30	13	75	12	13	75	37	75	75	75	75	75
Bore	-	100	200	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cadmium	20	10	15	3	10 (20) ⁸	1,4	3	20	10	20	30	30	10	20
Cobalt	150	50	100	-	-	30	34	150	75	150	225	300	150	150
Chrome	-	500	1000	210	1060	64	210	1060	530	1060	1590	2120	1060	1060
Cuivre	-	600	1000	100	757	62	100	757	378	757	1135	1500	1000 ¹⁷	1000 ¹⁷
Mercure	5	5	10	0,8	5	7	0,8	5	2,5	5	7,5	10	5	5
Manganèse	-	1500	3000	-	-	-	-	-	6250	12500	18750	25000	-	-
Molybdène	20	20	25	5	20	2,5	5	20	10	20	30	40	20	20
Nickel	180	100	180	62	180	50	62	180	90	180	270	360	180	180
Plomb	500	300	500	150	500	70	150	500	250	500	500	500	500	500
Sélénium	14	14	25	2	14	1,4	2	14	7	14	21	28	14	14
Zinc	1850	1750	2500	500	1850	200	500	1850	926	1850	2778	2800	1850	1850
BPC	-	-	3 (10) ⁹	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dioxines et furannes	-	-	-	17,0	27 ¹⁰ 50 ¹¹ 100 ¹²	7	-	-	27	27	27	27	27	100
Épandage ¹³	4,4	- ¹⁴	- ¹⁴	- ¹⁵	4,4 ¹⁵	n.p.	n.p.	4,4	- ¹⁶	- ¹⁶	- ¹⁶	- ¹⁶	4,4	4,4

n.p. : non précisé

¹ Les concentrations sont exprimées en mg/kg m.s., sauf pour les dioxines/furannes (ng EQT/kg m.s.)

² Les concentrations sont tirées de Agriculture et agro-alimentaire Canada, 1996 et s'appliquent aux matières d'égouts traitées, composts et autres sous-produits (taux d'application= 4,4 t/ha-an). Des concentrations maximales plus élevées peuvent être permises lorsque le taux d'application est moins élevé que 4,4 t/ha-an.

³ Les concentrations sont tirées de MEF et MAPAQ, 1991 et s'appliquent aux boues municipales

⁴ Les concentrations sont tirées de MENV, 1997

⁵ Les concentrations sont tirées de Bureau de normalisation du Québec, 1997

⁶ Les concentrations sont tirées de Bureau de normalisation du Québec, 2000a

⁷ Les concentrations sont tirées de Bureau de normalisation du Québec, 2000b

⁸ Concentrations permises sur les sols destinés à un usage non agricole

⁹ Si les concentrations de BPC sont supérieures à 3, mais inférieures à 10, les MRF doivent être incorporées superficiellement au sol.

¹⁰ Concentrations permises lorsque les sols sont destinés à la culture vivrière et au pâturage dans les 5 années suivant l'épandage

¹¹ Concentrations permises pour la culture de fourrage

¹² Concentration permise pour les usages non agricoles

¹³ Les limites d'épandages sont exprimées en t m.s./ha-an

¹⁴ Limite basée sur l'azote : 135 kg N disponible/5 ans

¹⁵ Limite agronomique basée sur le P et le N

¹⁶ Limite agronomique

¹⁷ La concentration maximale de cuivre permise dans les BMG (757 mg/kg dans le projet de norme) a été majorée à 1000 mg/kg m.s. lors de la parution de la version finale de la norme du BNQ sur les biosolides municipaux granulés (Marc Hébert, MENV, communication personnelle).

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec
Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

Brièvement, il apparaît que les critères C1 et C2 (1997) sont généralement plus restrictifs que les critères souhaitables et maximums de 1991, respectivement, mais contrairement aux critères de 1991, aucune mesure de contrôle de la concentration de contaminants dans le sol n'est exigée¹¹, même après plusieurs années d'épandage de MRF respectant les critères de 1997. Les concentrations permises par la *certification BNQ* pour les composts B, les ACM (pouvoir neutralisant (PN) de 50%)¹² et les biosolides municipaux granulés (BMG) à usage non alimentaire sont équivalentes aux critères C2 pour usage non agricole, à l'exception de la concentration de cuivre (1000 mg/kg m.s. de BMG vs 757 mg/kg dans les autres MRF). Toutefois, les concentrations de cadmium et de dioxines/furannes dans les BMG à usage général (soit 10 mg Cd/kg et 27 ng EQT/kg m.s.) sont équivalentes aux critères C2 pour les MRF à usage agricole régies par les critères provisoires.

Les niveaux de contamination des MRF permis par les critères C2 et les normes du BNQ ont été comparés avec les concentrations de contaminants correspondant aux critères A, B et C de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* du MENV (MENV, 1998). Cette comparaison est faite ici dans un but d'information, car nous trouvons qu'il est important que le lecteur puisse situer le niveau de contamination des MRF utilisées sur des sols agricoles par rapport au niveau de contamination permis dans les sols selon leur usage.

Les *critères A* correspondent aux concentrations bruit de fond pour les métaux, et aux limites de détection pour les composés organiques. Il faut noter que le domaine d'application de la *Politique* ne vise pas les terres agricoles. Toutefois, elle précise que, dans l'éventualité où un terrain serait réutilisé pour des fins agricoles, ces activités devraient être réalisés dans un sol propre, c'est-à-dire dans un sol respectant les critères A. Aussi, bien que les critères A ne soient pas des critères agricoles, ils peuvent être utilisés à titre indicatif comme outils de comparaison. Les concentrations *critères B* et *C* sont les concentrations maximales qui peuvent être tolérées pour des sols à usage résidentiel, institutionnel ou récréatifs (critère B) et pour des sols à vocation commerciale ou industrielle (critère C). Si les concentrations mesurées dans un sol sont supérieures aux concentrations critères correspondant à l'usage du sol, le terrain doit être décontaminé pour être réutilisé¹³.

¹¹ Selon le MENV (Marc Hébert, communication personnelle), la variabilité serait trop importante pour que des modifications significatives soient observées. Cependant, l'évolution de la teneur en contaminants dans les sols à long terme n'a pas été documentée par le MENV, et il faut savoir que des augmentations significatives de métaux ont déjà été observées lors de l'utilisation de fumiers dont le niveau de contamination (Cu et Zn) est de l'ordre de celui de certains biosolides.

¹² Le pouvoir neutralisant de 50% est équivalent à 50% du pouvoir neutralisant du CaCO₃ (chaux agricole)

¹³ À moins que, sur la base d'une évaluation de risque, des mesures de gestion du risque appropriées soient appliquées.

Les données présentées dans le tableau 2 indiquent que les critères C1 et les concentrations permises dans les terreaux selon les *Critères provisoires* de 1997, ainsi que les normes du BNQ pour les composts AA et A se situent généralement entre les critères A et B définis par la *Politique* du MENV (MENV, 1998), à l'exception de la concentration de dioxines/furannes (critère C1) qui est supérieure au critère B. La plupart des concentrations de contaminants correspondant aux critères C2 ou aux normes du BNQ pour les composts de qualité B, pour les ACM de PN compris entre 50 et 100%¹⁴, ou pour les biosolides municipaux granulés, sont supérieures aux critères B (cobalt, mercure, molybdène, nickel, dioxines/furannes) et/ou aux critères C (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, manganèse, sélénium, zinc).

Par conséquent, il s'avère que l'épandage de MRF répondant aux critères C2, ou d'ACM (PN ≥ 50%) ou de biosolides municipaux granulés répondant aux normes du BNQ, correspondrait à épandre, sur des sols agricoles, des matières fertilisantes dont le niveau de contamination peut être supérieur aux critères correspondant à un usage résidentiel, commercial ou industriel du sol.

¹⁴ Étant donné que la quantité d'ACM nécessaire par hectare dépend du pouvoir neutralisant des ACM (plus le pouvoir neutralisant est élevé, plus la quantité nécessaire est faible), la concentration de contaminants dans les ACM permise peut être plus importante dans les ACM à fort PN que dans les ACM à faible PN (tableau 1).

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

Tableau 2 Comparaison des concentrations maximales de contaminants permises dans les matières fertilisantes utilisées au Québec avec les critères québécois pour les sols contaminés

Contaminants	CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS												
	CRITÈRES PROVISOIRES DU MENV, 1997 ¹			NORMES DU BNQ							CRITÈRES POUR LES SOLS CONTAMINÉS ⁵		
				Composts ²		Amendements calciques et magnésiens ³				BMG ⁴			
	C1	C2	Terreux	AA et A	B	PN 25%	PN 50%	PN 75%	PN 100%	Usage Général	A	B	C
Arsenic	13	75	12	13	75	37	75	75	75	75	6	30	50
Cadmium	3	10⁶ (20)	1,4	3	20	10	20	30	30	10 (20)¹⁰	1,5	5	20
Cobalt	n.p.	n.p.	30	34	150	75	150	225	300	150	15	50	300
Chrome	210	1060	64	210	1060	530	1060	1590	2120	1060	85	250	800
Cuivre	100	757	62	100	757	378	757	1135	1500	1000¹¹	40	100	500
Mercure	0,8	5	7	0,8	5	2,5	5	7,5	10	5	0,2	2	10
Manganèse	n.p.	n.p.	n.p.	n.p.	n.p.	6250	12500	18750	25000	n.p.	770	1000	2200
Molybdène	5	20	2,5	5	20	10	20	30	40	20	2	10	40
Nickel	62	180	50	62	180	90	180	270	360	180	50	100	500
Plomb	150	500	70	150	500	250	500	500	500	500	50	500	1 000
Sélénium	2	14	1,4	2	14	7	14	21	28	14	1	3	10
Zinc	500	1850	200	500	1850	926	1850	2778	2800	1850	110	500	1 500
PCDD/F	17,0	27⁷ 50⁸ 100⁹	7	n.p.	n.p.	27	27	27	27	27 100¹⁰	<2	15	750

n.p. : non précisé

Les concentrations sont exprimées en mg/kg m.s., sauf pour les dioxines/furannes (ng EQT/kg m.s.)

¹ Selon MENV, 1997

² Selon Bureau de normalisation du Québec, 1997

³ Selon Bureau de normalisation du Québec, 2000a

⁴ Selon Bureau de normalisation du Québec, 2000b

⁵ Selon MENV, 1998

⁶ Pour usage agricole

⁷ Concentrations permises lorsque les sols sont destinés à la culture vivrière et au pâturage dans les 5 années suivant l'épandage

⁸ Concentrations permises pour la culture de fourrage

⁹ Concentration permise pour les usages non agricoles

¹⁰ Pour usage non alimentaire et mélanges

¹¹ La concentration maximale de cuivre permise dans les BMG a été majorée à 1000 mg/kg m.s. (au lieu de 757 mg/kg) lors de la parution de la version finale de la norme du BNQ sur les biosolides municipaux granulés (Marc Hébert, MENV, communication personnelle).

en gras : valeurs supérieures au critère B de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (MENV, 1998)

en gras et souligné : valeurs supérieures au critère C de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (MENV, 1998)

I-2 Réglementation dans d'autres pays

La réglementation en vigueur dans d'autres pays ou province canadienne relative à la valorisation de matières résiduelles en agriculture a été consultée. Les concentrations limites maximales permises dans les MRF (essentiellement des biosolides municipaux), les charges maximales de contaminants permises et les concentrations maximales pouvant être apportées dans les sols agricoles par les MRF sont résumés dans la section I-2 du rapport complet. Les réglementations américaine, ontarienne et espagnole sont les plus permissives. Les réglementations les plus strictes sont celles des Pays-Bas, de l'Australie, de l'Allemagne et du Danemark. Dans de nombreux pays, le suivi de l'évolution des concentrations dans le sol est obligatoire. Les distances et délais à respecter lors de l'épandage de MRF sur sols agricoles sont décrits pour quelques pays et sont assez semblables¹⁵. La fréquence annuelle d'analyse des biosolides est beaucoup plus élevée en France (de 1 à 48 échantillonnages par an, selon le tonnage) qu'aux États-Unis ou au Québec (de 1 à 12 échantillonnages par an).

I-3 Comparaison des *Critères provisoires* québécois avec la réglementation des autres pays

I-3.1 Concentrations maximales permises dans les biosolides

Sur le plan des concentrations permises dans les MRF, les critères C1 et C2 se situent généralement dans l'intervalle de valeurs permises dans les autres pays (tableau 3).

Les concentrations critères C1 de quatre contaminants (arsenic, molybdène, sélénium et dioxines/furannes) sont plus sévères que celles que nous avons relevées dans les autres pays. Pour les autres contaminants, elles sont 1,1 à 3,8 fois plus élevées que les critères les plus sévères des autres pays. Toutefois, il faut noter que les critères C1 ne sont pas les valeurs maximales permises au Québec, et le fait que les critères C1 soient parmi les plus sévères n'a donc pas le même impact que s'il s'agissait des concentrations maximales permises (i.e., critères C2).

Les concentrations maximales permises au Québec (critères C2) sont quant à elles toutes comprises dans l'intervalle de concentrations permises dans les autres pays. Le critère C2 du molybdène (20 mg/kg) et le sous-critère C2 des dioxines/furannes pour pâturages et alimentation humaine (27 ng EQT/kg) correspondent aux critères les plus sévères rencontrés dans les autres pays.

¹⁵ Les réglementations consultées sont celles de la France, de la Belgique, des États-Unis, de l'Australie, du Maine et de l'Ontario.

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

Tableau 3 Comparaison des concentrations de contaminants permises dans les biosolides au Québec (selon les Critères provisoires) et dans d'autres pays

Contaminant s	Concentrations américaines		Concentrations extrêmes permises dans d'autres pays		Critères provisoires du Québec	
	HQ ¹	Plafond ²	Minimum	Maximum	C1	C2
Arsenic	41	75	15	170	13	75
Cadmium	39	85	0,8	34	3	10
Chrome	1200	3000	75	2800	210	1060
Cuivre	1500	300	75	1750	100	757
Mercure	17	57	0,75	25	0,8	5
Molybdène	18	75	20	75	5,0	20
Nickel	420	420	20	400	62	180
Plomb	300	840	60	1200	150	500
Sélénium	36	100	5	90	2,0	14
Zinc	2800	7500	200	4200	500	1850
PCDD/F	nd	300	27	250 ³	17	27-50

Source : selon tableaux I-19 et I-20 du rapport complet

Concentrations exprimées en mg/kg m.s. (métaux) et en ng EQT/kg m.s. (dioxines/furannes)

¹ Cette concentration, dite de « Haute Qualité », permet de pratiquer des épandages sans contrôle de la charge apportée cumulée sur le sol (Voir section I-2.1.1.1 du rapport complet pour de plus amples informations)

² La concentration plafond correspond à la concentration maximale permise dans tous les biosolides.

³ Pour les pays qui ont déterminé un maximum (sur 26 pays consultés, seuls les États-Unis, le Maine et l'Allemagne ont établi des concentrations maximales de dioxines/furannes dans les biosolides).

I-3.2 Charges annuelles maximales permises

Très peu de réglementations indiquent une charge annuelle maximale, mais afin de permettre des comparaisons, les charges annuelles peuvent être estimées en multipliant la concentration maximale permise dans le biosolide par le taux d'application maximal permis.

Si l'on compare les charges annuelles permises par les réglementations de différents pays avec celles permises au Québec (tableau 4), il apparaît que les charges maximales pouvant être appliquées au Québec (provenant de biosolides C2) sont comprises dans la fourchette des charges maximales permises dans les autres pays (sauf pour la charge maximale d'arsenic qui est supérieure à celles permises par les autres réglementations), et sont au moins 7 fois inférieures à celles permises aux États-Unis (voir section V-1.3 du rapport complet pour la critique des valeurs américaines).

Tableau 4 Comparaison des charges annuelles de contaminants pouvant être apportées sur des sols agricoles au Québec et dans d'autres pays

Métaux	États-Unis ¹	Valeurs extrêmes dans les autres pays ²		Québec ³
		Minimum	Maximum	
Arsenic	2	0,03 (NL)	0,12 (SA)	0,33
Cadmium	1,9	0,0015 (Finl)	0,16 (SA)	0,044
Chrome	150	0,1	14 (SA)	4,66
Cuivre	75	0,15 (NL)	10 (DK)	3,33
Mercure	0,85	0,001 (Finl)	0,08 (SA)	0,022
Molybdène	0,9	0,0332 (CH)	0,2 (SA)	0,088
Nickel	21	0,05 (S)	1,6 (SA)	0,79
Plomb	15	0,1 (Finl)	3,75 (I)	2,2
Selenium	5	-	-	0,06
Zinc	140	0,6 (NL)	40 (DK)	8,14

Source : voir rapport complet (chapitre I, tableau I-22)

¹ Charge annuelle permise par la réglementation fédérale américaine

² Les charges annuelles ont été déterminées en multipliant la concentration maximale permise par le taux d'application annuel maximal permis (en m.s.) pour chacun des 13 pays (Afrique du sud, Autriche, Belgique, Danemark, Finlande, France, Irlande, Italie, Luxembourg, Norvège, Pays-bas, Suède et Suisse). NL, SA, Finl, DK, CH, S, et I sont les abréviations de Pays-Bas, Afrique du Sud, Finlande, Danemark, Suisse, Suède et Italie, respectivement.

³ Charge annuelle estimée par le produit [concentration critère C2 × charge maximale (4,4 t/ha-an)]

I-3.3 Autres paramètres

La fréquence des analyses de MRF produites correspond à la fréquence adoptée par les États-Unis, qui consiste, au maximum, à 12 analyses par an. Cette fréquence d'analyse est plus faible que celle recommandée en France (jusqu'à 24 par an lorsque le processus de valorisation est routinier) ou en Ontario, où la fréquence des analyses est accrue lors de la période d'épandage.

Dans plusieurs pays, les concentrations dans les sols sont mesurées avant le premier épandage, puis des contrôles réguliers doivent être effectués. Au Québec, aucun contrôle de la concentration de contaminants dans les sols n'est effectuée ni envisagée par les *Critères provisoires* de 1997. Le MENV (Marc Hébert, communication personnelle) considère que le suivi des teneurs totales en contaminants dans le sol serait inadéquat à cause d'une trop forte variabilité, que le bilan des biosolides de type C2 est suffisant, et que lorsqu'une ferme épand un biosolide C2 (avec CA), l'information relative à l'utilisation passée (sur les 5 dernières années) de produit certifié BNQ est recherchée. Cependant, un suivi régulier aux cinq ou dix ans permettrait de s'assurer que les concentrations dans le sol ne sont pas anormalement élevées. Une telle mesure permettrait de s'assurer a posteriori de la qualité des produits utilisés, et pourrait, dans le pire des cas, déceler des niveaux de contaminations anormaux nécessitant une reconsidération des pratiques de fertilisation et/ou des cultures appropriées à la qualité du terrain en question. C'est ainsi que certaines études (Tran et coll., 1996) ont identifié des augmentations des teneurs en cuivre et en zinc dans les sols agricoles après 16 ans d'épandage, à un taux agronomique, de lisier de porc riche en ces deux éléments.

II - AGRICULTURE ET FERTILISATION AU QUÉBEC

Un portrait provincial de l'agriculture a été dressé, incluant notamment la répartition des MRF valorisées dans chaque région (section II-1). En 1999, 788 635 tonnes humides de MRF ont été épandues sur des sols agricoles (tableau 5), ce qui correspond à 683 502 (87%) et 105 133 (13%) tonnes humides de biosolides et d'ACM, respectivement (Charbonneau et coll., 2000).

Selon le MENV (Charbonneau et coll., 2000) et l'Union des producteurs agricoles du Québec (BPR Groupe conseil et GREPA, 1999), les superficies de sols agricoles réceptrices de ces matières représenteraient 2,3% et 1,7%, respectivement, des superficies agricoles du Québec. Les régions dont la plus grande proportion de superficies agricoles est concernée sont le Saguenay-Lac-St-Jean, l'Estrie, la Mauricie, la région de Québec et l'Outaouais (de 4,1, 3,9, 3,8, 2,8 et 1,7%, respectivement pour les MRF totales) (tableau 5). Il apparaît que le lieu d'épandage de 69,7% des ACM valorisés en 1999 n'était pas connu. Les MRF sont essentiellement utilisées, en terme de proportion de superficie traitée, pour les grandes cultures, la culture maraîchère et la culture de pomme de terre.

Tableau 5 Répartition des biosolides et des ACM valorisés en agriculture par région administrative du Québec

#	Région	Quantité de MRF épandues en 1999 (tonnes humides/an)				Superficie recevant des MRF en 1998			
		Biosolides	%	ACM ¹	%	#	Biosolides	ACM ¹	Total
1	Bas-Saint-Laurent	31 556	5	2 513	2,4	1	0,3%	1,0%	1,3%
2	Saguenay-Lac-Saint-Jean	105 378	15	8 897	8,5	*2	2,9%	1,2%	4,1%
3	Québec	140 611	21	5 196	4,9	3	2,0%	0,8%	2,8%
4	Mauricie	74 498	11	525	0,5	4	1,4%	2,4%	3,8%
5	Estrie	28 116	4	5 746	5,5	5	0,7%	3,2%	3,9%
7	Outaouais	68 101	10	0	0,0	7	1,0%	0,7%	1,7%
8	Abitibi-Témiscamingue	38 800	6	2 600	2,5	8	0,3%	0,8%	1,1%
12	Chaudière-Appalaches	42 400	6	2 737	2,6	12	0,5%	0,6%	1,1%
14	Lanaudière	20 638	3	962	0,9	14	0,1%	0,9%	1,0%
15	Laurentides	8 184	1	0	0,0	**15	0,1%	0,9%	1,0%
16	Montréal	20 424	3	1 330	1,3	16	0,4%	0,5%	0,9%
17	Centre du Québec	104 796	15	1 375	1,3	17	0,4%	0,4%	1,1%
	Indéterminé	0	0	73 252	69,7				
	Ensemble du Québec	683 502	100	105 133	100	UPA ²	0,7%	1,0%	1,7%
						MENV ³	1,0%	1,3%	2,3%

Source : Charbonneau et coll., 2000

¹ ACM : amendements calciques ou magnésiens

² Superficies recevant des MRF en 1998 selon BPR Groupe conseil et GREPA, 1999a.

³ Superficies recevant des MRF en 1998 selon Charbonneau et coll., 2000

* Incluant aussi les superficies des régions 9 (Côte Nord) et 10 (nord du Québec).

** Incluant aussi les superficies des régions 6 (Montréal) et 13 (Laval).

Il manque la région de la Gaspésie (#11)

Un bref rappel sur la qualité agronomique des sols (paramètres physiques et chimiques) a été effectué en section II-2, après quoi les problèmes de contamination (par excès d'éléments nutritifs et par des contaminants) ont été abordés.

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

Les teneurs en métaux mesurées dans les sols agricoles sous prairie du Québec sont indiquées au tableau 6. Devant le manque d'information sur les teneurs de dioxines/furannes dans les sols agricoles du Québec, nous avons fait mesurer ces contaminants dans 14 échantillons de sols agricoles du Québec. Les concentrations variaient de 0,254 à 0,881 ng EQT/kg, avec une moyenne de 0,499 ng EQT/kg (annexe II-A du rapport complet)¹⁶.

Tableau 6 Concentrations de métaux dans les sols agricoles du Québec

Métaux	CONCENTRATION DE MÉTAUX TOTAUX (mg/kg m.s.)				
	Moyenne	Écart-type	95 ^e centile	Minimum	Maximum
Aluminium	20 370	10 630	40 160	4 830	49 010
Cadmium	1,10	0,47	2,0	0,50	3,38
Chrome	40,0	27,1	98,0	7,9	110,3
Cobalt	13,9	6,8	26,4	4,7	31,7
Cuivre	19,1	9,5	35,9	5,6	53,5
Fer	22 130	8 250	37 140	7 380	41 600
Manganèse	434	231	853	130	1 453
Mercure	0,043	0,015	0,08	0,010	0,090
Nickel	21,8	13,3	48,4	2,1	54,0
Plomb	29,8	12,8	53,8	11,1	80,6
Zinc	62,8	27,0	105,6	16,9	119,9

Source : Giroux et coll., 1992

Résultats obtenus sur 76 échantillons de sols sous prairie

La troisième partie du chapitre II (section II-3) concerne la fertilisation, les caractéristiques et les taux d'application des matières fertilisantes agricoles, tant traditionnelles (fumiers, engrais minéraux, chaux agricole) que résiduelles (biosolides, ACM, composts). Les caractéristiques agronomiques des biosolides de papetières et des biosolides municipaux indiquent que ces MRF sont riches en matière organique (43 à 80%) et en azote (environ 2 à 3%). Les biosolides municipaux sont plus riches en phosphore que les biosolides de papetières (2,7% P₂O₅ vs 1% pour les biosolides mixtes de papetières et 0,08% pour les biosolides primaires et de désencrage). La siccité des biosolides varie entre 23 et 44%. Ces caractéristiques confèrent aux biosolides des qualités intéressantes en tant qu'apport d'éléments majeurs et de matière organique. Les amendements calciques sont quant à eux des produits très secs (79%), souvent pauvres en matière organique, mais auxquels un pouvoir neutralisant confère un intérêt de régulateur du pH des sols.

¹⁶ Cependant, considérant que le délai qui s'est écoulé entre l'échantillonnage et l'analyse et les conditions de conservation des échantillons ont pu conduire à une sous-estimation des concentrations initiales présentes dans les sols (les pertes en laboratoire sont susceptibles d'être plus élevées que celles sur le terrain, notamment à cause de la température et du contact avec l'air) et que des concentrations de dioxines/furannes de l'ordre de 10,1 ng EQT/kg m.s. ont été mesurées dans des sols agricoles de régions semi-urbaines (St-Basile-le-Grand), nous avons retenu, pour l'évaluation de risque, une concentration moyenne de dioxines/furannes de 1,5 ng EQT/kg m.s. dans les sols agricoles du Québec.

Les données relatives aux concentrations de contaminants dans les MRF valorisées sur des sols agricoles québécois en 1999 sont i) la concentration moyenne de toutes les concentrations moyennes mesurées, et ii) la concentration maximale des concentrations moyennes mesurées (Charbonneau et Hébert, 2000) (certaines valeurs sont présentées dans le tableau 8 de ce rapport). Il apparaît que :

- les concentrations moyennes de contaminants dans les biosolides de papetières (biosolides mixtes et secondaires, biosolides primaires et de désencrage) sont de catégorie C1. Les concentrations maximales de cadmium, molybdène et sélénium (biosolides mixtes et secondaires) et les concentrations maximales de cuivre (tous les biosolides) sont de catégorie C2.
- les concentrations moyennes de biosolides municipaux et de fosses septiques (sauf les BMG de la CUO, de la CUM et de la CUQ qui n'étaient pas valorisées en 1999 en agriculture) sont de catégorie C1, sauf pour le cadmium, le cuivre et le mercure. Les concentrations maximales d'arsenic, de mercure, de molybdène, de plomb, de sélénium et de zinc sont également supérieures au critère C1, et les concentrations maximales de cadmium et de cuivre sont supérieures au critère C2¹⁷.
- Dans les autres biosolides toutes les concentrations moyennes sont de catégorie C1 sauf pour le molybdène (biosolides et résidus d'abattoirs, et autres biosolides et résidus agro-alimentaires) et le cuivre (compost). Les concentrations maximales qui sont de catégorie C2 sont les concentrations de cadmium (autres biosolides et résidus agro-alimentaires), de cuivre (tous ces biosolides), de molybdène (biosolides et résidus d'abattoirs, et autres biosolides et résidus agro-alimentaires) et de zinc (biosolides et résidus d'abattoirs, et compost)
- Dans tous les amendements calciques ou magnésiens (cendres et autres amendements calciques ou magnésiens provenant des papetières, poussières de cimenterie), les concentrations moyennes de tous les contaminants sont inférieures à la concentration maximale permise correspondant à leur pouvoir neutralisant. Seule la concentration maximale de zinc dans les cendres dépasse la concentration permise.

En tout, 21% des biosolides de papetières, 73%, des biosolides municipaux, 67% des biosolides et résidus d'abattoirs, et 100% des autres biosolides et résidus agro-alimentaires valorisés en 1999 étaient de catégorie C2. Neuf pour cent (9%) des biosolides municipaux étaient hors catégorie (>C2). Quant aux ACM, 67% des cendres, 100% des poussières de cimenteries, 100% des autres résidus calciques ou magnésiens (boues de chaux et chaux hydratée des papetières) et 100% des résidus magnésiens étaient de catégorie C2. Les cendres hors catégorie (>C2) représentaient 27% des cendres valorisées (Charbonneau et coll., 2001).

¹⁷ La valorisation de biosolides dépassant le critère C2 a été permise par le MENV car il s'agirait de fonds de lagunes qui ne sont pas susceptibles d'être utilisés régulièrement (Marc Hébert, MENV, communication personnelle).

III - CADMIUM ET DIOXINES/FURANNES : PRÉSENCE DANS L'ENVIRONNEMENT ET TOXICITÉ

Une compilation non exhaustive des concentrations de cadmium et de dioxines/furannes dans l'environnement et des doses d'exposition bruit de fond au Québec et en Amérique du Nord est présentée dans les sections III-1 et III-2, respectivement, du rapport complet. On note que les concentrations moyennes de cadmium dans les sols agricoles québécois (1,1 mg/kg m.s.) sont plus importantes que celles des sols agricoles de l'Ontario et des États-Unis (environ 0,3 mg/kg m.s.).

Les teneurs en cadmium et dioxines/furannes dans les MRF et autres amendements ainsi que le comportement de ces contaminants dans le sol ont été résumés dans les sections III-1.2, III-1.3, III-2.2 et III-2.3 du rapport complet. Brièvement, la disponibilité du cadmium est accrue à pH acide, mais les effets du temps et de la dégradation de la matière organique sur la biodisponibilité du cadmium pour les végétaux ne font pas l'unanimité. Pour ce qui est des dioxines/furannes, les auteurs s'accordent pour dire que ces composés sont peu biodisponibles pour les végétaux car fortement liés à la matière organique.

Enfin, une brève revue sur la toxicité de ces contaminants a été dressée (section III-1.4 et III-2.4), incluant les différentes doses de référence et estimateurs de risque cancérigène qui sont utilisés actuellement par divers organismes. Pour notre évaluation de risque, nous retenons la dose de référence de IRIS (U.S.EPA, 1999b) (RfD = 840 ng/kg-j) pour les effets non cancérigènes du cadmium. Pour les dioxines/furannes, la valeur de la dose d'exposition associée à un risque d'excès de cancer de 1 cas sur 1 million de personnes (1×10^{-6}) est l'objet de débats. Le dernier document de l'U.S.EPA (U.S.EPA, 2000) indique qu'une dose de 1 fg/kg-j correspond à un excès de risque de cancer de 1 cas sur un million (1×10^{-6}). Le précédent document de l'U.S.EPA (U.S.EPA, 1994b) indiquait que ce niveau de risque correspondait à une dose de 10 fg EQT/kg-j. Enfin, le Dr. Gaétan Carrier, mondialement reconnu pour son expertise relative à l'estimation du risque lié aux dioxines/furannes, considère que l'U.S.EPA surestime le risque réel associé aux dioxines/furannes et propose une dose de 175 fg EQT/kg-j pour le même risque d'excès de cancers (Carrier, 1991). Par conséquent, nous avons estimé le risque d'excès de cancers selon ces trois estimateurs.

IV - IMPACTS DE LA FERTILISATION PAR LES MRF SUR LE NIVEAU DE CONTAMINATION DES SOLS AGRICOLES

Ce chapitre vise à comparer les concentrations de contaminants attendues dans les sols agricoles fertilisés à long terme par des MRF et par des matières fertilisantes traditionnelles avec les recommandations du Conseil canadien des ministres de l'Environnement pour les sols agricoles (CCME, 1997). Pour ce faire, une période de 100 ans¹⁸ de fertilisation a été retenue. Les scénarios de fertilisation utilisés sont basés sur les besoins des cultures, les exigences réglementaires et les caractéristiques spécifiques de chaque type de matières fertilisantes. Cette approche a permis d'estimer, après une période de 100 ans, (i) les charges de contaminants apportées dans les sols agricoles, (ii) les concentrations additionnelles de contaminants qui s'ajoutent au bruit de fond, en tenant compte de la dilution des contaminants dans le sol et des pertes de contaminants au cours du temps, et (iii) les concentrations totales de contaminants dans les sols (concentration bruit de fond + concentration additionnelle).

IV-1 Définition des scénarios de fertilisation utilisés

Différents types de scénarios ont été retenus dans ce chapitre. Ces scénarios tiennent compte (i) de quatre types de cultures, (ii) de quatre associations de matières fertilisantes (les scénarios « de papetières », les scénarios « municipaux », les scénarios « traditionnels » (avec engrais de ferme), et les scénarios « minéraux »), (iii) des taux d'application des différentes matières fertilisantes et (iv) des teneurs de contaminants dans les différentes matières fertilisantes utilisées au Québec. Les figures 1 à 3 illustrent ces scénarios.

Il est important de noter que bien que les scénarios décrits dans ce chapitre aient été élaborés sur les mêmes bases que ceux du chapitre V-2, il existe des différences majeures entre ces deux sections puisque les objectifs poursuivis sont différents : ce chapitre vise à estimer les concentrations de tous les contaminants des *Critères provisoires* (MENV, 1997) dans les sols agricoles *après 100 ans* de fertilisation alors que le chapitre V-2 présente une évaluation des risques à la santé associés au cadmium et aux dioxines/furannes dans le contexte québécois pour un individu exposé à une concentration *moyenne* de cadmium et de dioxines/furannes apportés par les MRF.

¹⁸ La période de 100 ans nous apparaît être une durée adéquate dans un contexte où la valorisation s'inscrit dans le développement durable de l'agriculture. Elle a également été retenue pour notre évaluation de risques toxicologiques (section V 2) et pour plusieurs évaluations de risques américaines (section V-1).

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

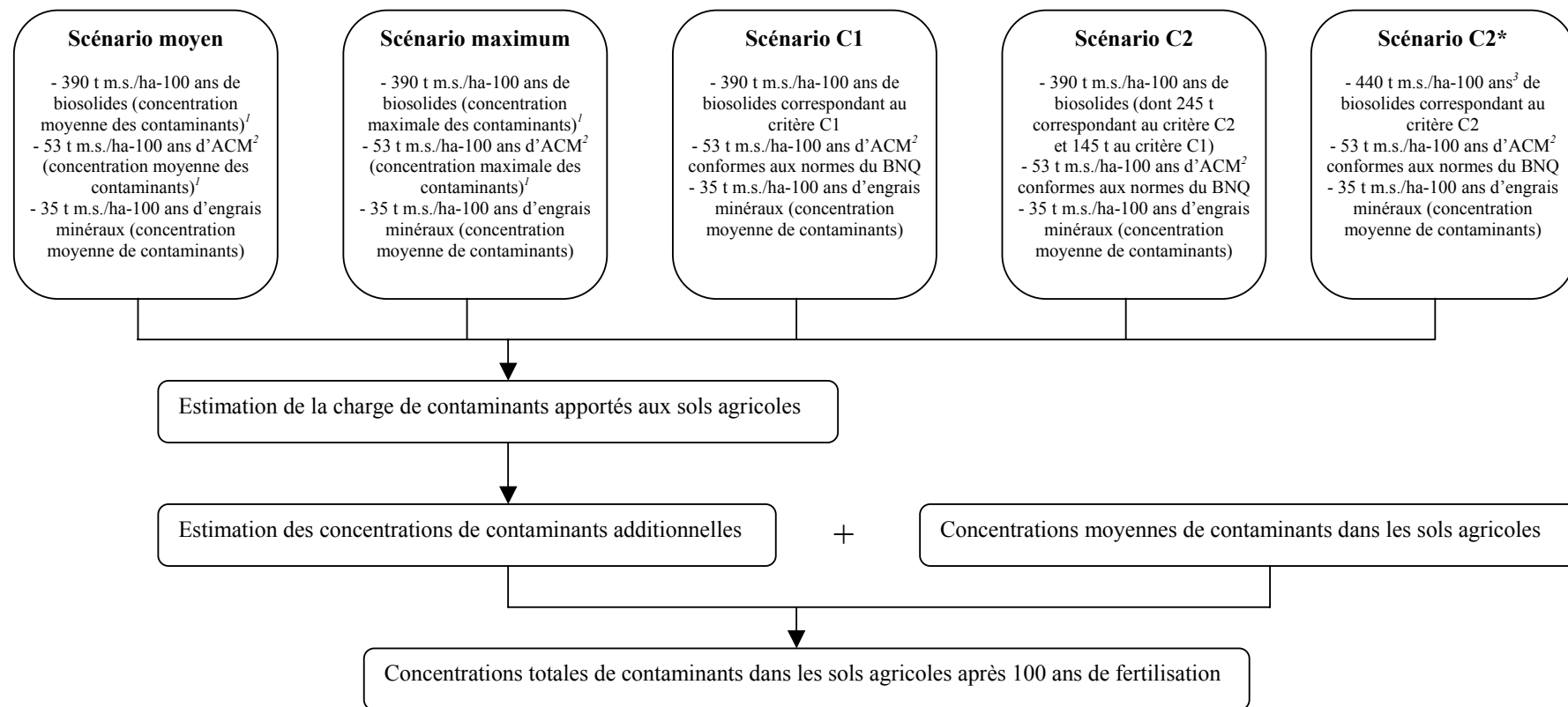


Figure 1 Représentation schématique des scénarios « de papetières »

¹ Selon le bilan du MENV sur les MRF épandues au Québec en 1999 (Charbonneau et Hébert, 2000)

² ACM : amendements calciques ou magnésiens

³ Taux d'application maximal selon les *Critères provisoires* du MENV

Note : Les scénarios indiqués dans cette figure ont été simplifiés. En réalité, les charges de contaminants ont été estimées pour chacun des quatre types de cultures en tenant compte des taux d'application spécifiques à chaque culture et des concentrations de contaminants spécifiques à chaque matière fertilisante utilisée. La charge de contaminants correspondant à chaque scénario a alors été estimée comme la moyenne des charges apportées par chacune des quatre cultures.

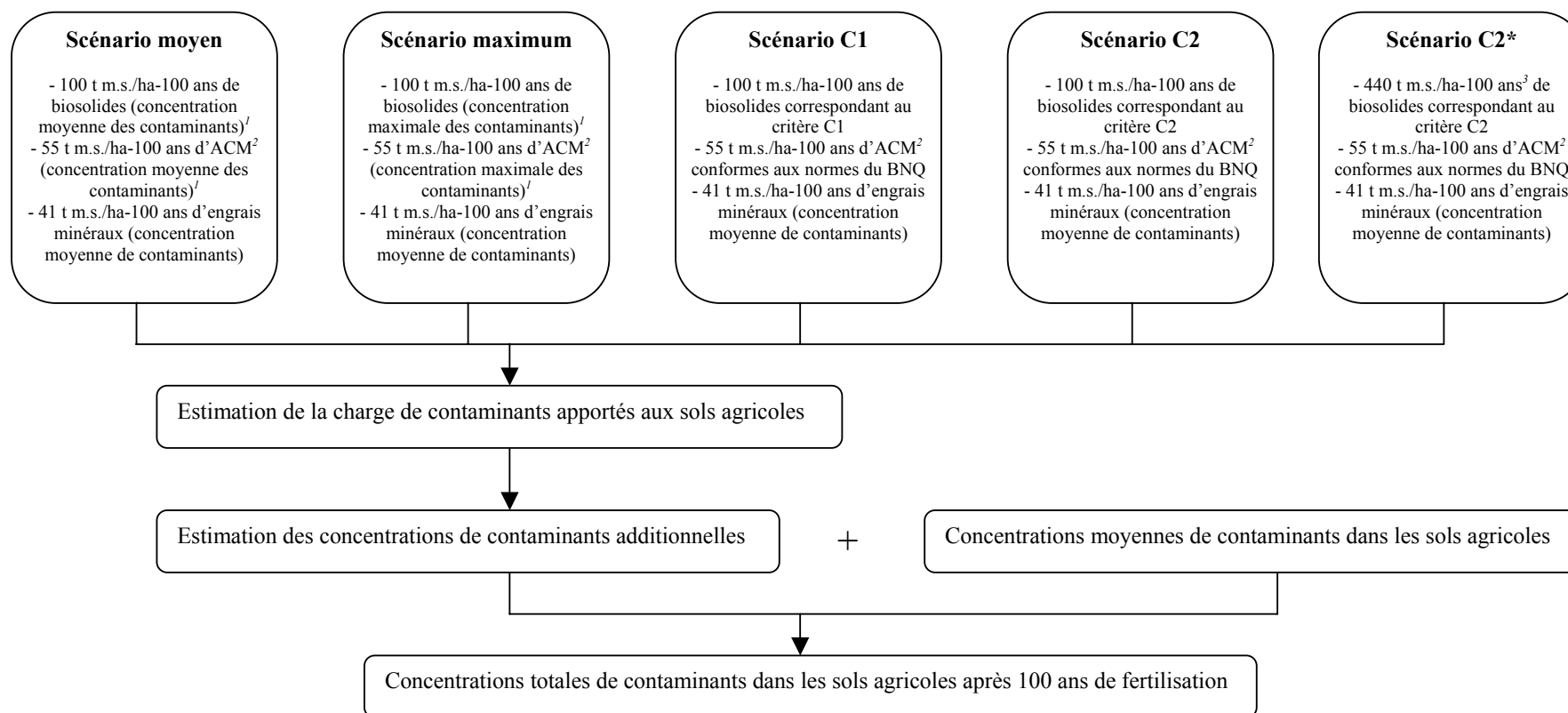


Figure 2 Représentation schématique des scénarios « municipaux »

¹ Selon le bilan du MENV sur les MRF épandues au Québec en 1999 (Charbonneau et Hébert, 2000)

² ACM : amendements calciques ou magnésiens

³ Taux d'application maximal selon les *Critères provisoires* du MENV

Note : Les scénarios indiqués dans cette figure ont été simplifiés. En réalité, les charges de contaminants ont été estimées pour chacun des quatre types de cultures en tenant compte des taux d'application spécifiques à chaque culture et des concentrations de contaminants spécifiques à chaque matière fertilisante utilisée. La charge de contaminants correspondant à chaque scénario a alors été estimée comme la moyenne des charges apportées par chacune des quatre cultures.

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

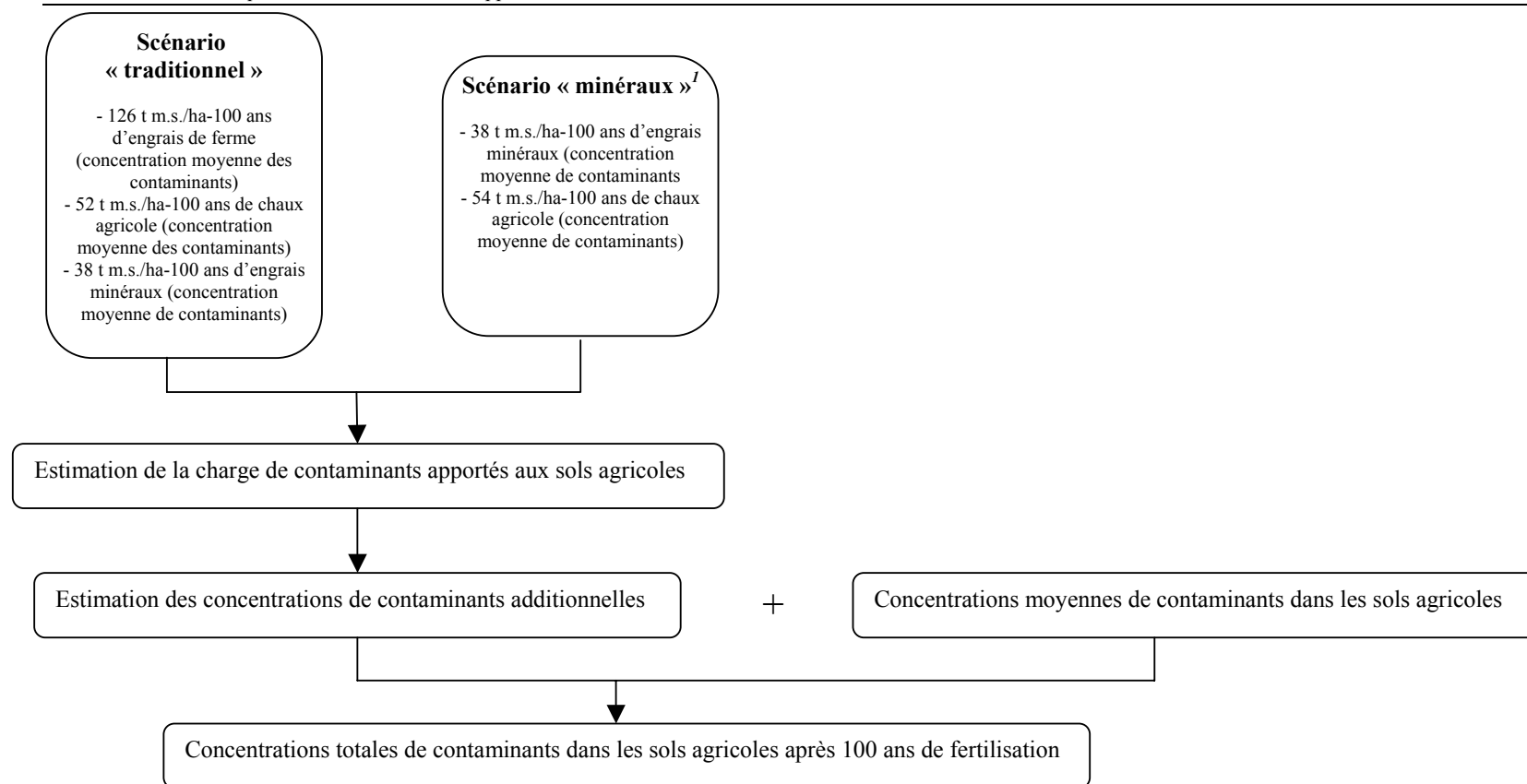


Figure 3. Représentation schématique des scénarios « traditionnel » et « minéraux »

¹ Ce scénario n'a pas été utilisé pour estimer les concentrations totales de contaminants dans les sols agricoles après 100 ans de fertilisation. C'est le scénario que l'utilisation des MRF vise à remplacer.

Note : Les scénarios indiqués dans cette figure ont été simplifiés. En réalité, les charges de contaminants ont été estimées pour chacun des quatre types de cultures en tenant compte des taux d'application spécifiques à chaque culture et des concentrations de contaminants spécifiques à chaque matière fertilisante utilisée. La charge de contaminants correspondant à chaque scénario a alors été estimée comme la moyenne des charges apportées par chacune des quatre cultures.

IV-1.1 Types de cultures

Les scénarios de fertilisation, avec ou sans MRF, ont été établis pour une période de 100 ans par Marc Hébert, agronome au MENV, suivant les principes agronomiques recommandés au Québec et en tenant compte des exigences réglementaires. Ces scénarios concernent quatre types de cultures : le maïs-grain (2 ans) en rotation avec le soya (1 an), le fourrage (orge, 2 ans) en rotation avec la culture en prairie (4 ans), la pomme de terre (2 ans) en rotation avec l'orge (1 an), et la carotte, le chou et l'oignon en rotation annuelle.

Les trois premiers types de cultures sont déjà candidats à la fertilisation par des MRF actuellement, sur des fermes spécialisées. Le quatrième scénario peut également recevoir des MRF, mais il est peu probable que la rotation de ces légumes soit généralisée en agriculture. Le scénario carotte-chou-oignon a été choisi afin de représenter la culture maraîchère québécoise, la carotte, le chou et l'oignon se classant parmi les légumes les plus cultivés au Québec (voir section II-1.1 du rapport complet), et représentant à la fois les légumes à feuilles et les légumes racines.

IV-1.2 Types de scénarios

Pour chaque type de culture, quatre scénarios de fertilisation ont été établis :

1. les scénarios « de papetières »¹⁹, qui impliquent l'utilisation de biosolides de papetières²⁰, d'amendements calciques ou magnésiens (ACM) et d'engrais minéraux ;
2. les scénarios « municipaux »¹⁹, qui impliquent l'utilisation de biosolides municipaux²¹, d'ACM et d'engrais minéraux ;
3. les scénarios « traditionnels », qui impliquent l'utilisation d'engrais de ferme (lisier de porc ou fumier de bovin), de chaux agricole et d'engrais minéraux ; et
4. les scénarios « minéraux » qui impliquent l'utilisation de chaux agricole et d'engrais minéraux. Ce scénario n'a pu être établi que pour les cultures maïs-soya et orge-prairie²².

¹⁹ Afin de faciliter la compréhension, nous avons utilisé le terme de « scénario de papetières » (ou « scénario municipal ») en fonction de la provenance des biosolides. Bien que les MRF utilisées dans le scénario « de papetières » (ou le scénario « municipal ») comprennent à la fois des biosolides et des ACM, la plus grande quantité de MRF correspond à des biosolides provenant des papetières ou des municipalités, respectivement.

²⁰ Seuls les biosolides mixtes de papetières (mélanges de boues primaires et de boues secondaires) ont été considérés dans les différents scénarios, sauf dans celui de la pomme de terre où une quantité additionnelle de biosolides primaires a été ajoutée aux biosolides mixtes.

²¹ Les biosolides municipaux correspondent ici aux boues d'épurations et vidanges de fosses septiques. Les biosolides municipaux granulés des communautés urbaines de l'Outaouais, de Québec et de Montréal ne sont pas valorisés en agriculture actuellement.

²² Pour les cultures carotte-chou-oignon et pommes de terre-orge, il n'est pas agronomiquement envisageable de travailler à long terme sans utilisation d'amendement organique. Le scénario *traditionnel avec engrais minéraux seulement* n'a donc pas été considéré.

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

Pour les scénarios « de papetières » et « municipaux », des sous-scénarios ont été élaborés afin d'estimer les charges de contaminants apportées par des MRF actuellement épandues au Québec ou répondant aux concentrations maximales permises par les critères :

- Sous-scénario « moyen » : concentrations moyennes des contaminants dans les MRF (biosolides et ACM) épandues au Québec en 1999 selon le bilan du MENV (Charbonneau et Hébert, 2000) et taux d'application agro-environnementaux²³ moyens²⁴,
- Sous-scénario « maximum »²⁵ : concentrations maximales de contaminants dans les MRF (biosolides et ACM) épandues au Québec en 1999 selon le bilan du MENV (Charbonneau et Hébert, 2000) et taux d'application agro-environnementaux moyens,
- Sous-scénario « C1 » : concentrations des contaminants dans les biosolides correspondant à la valeur du critère C1 (MENV, 1997), concentrations de contaminants dans les ACM correspondant à la valeur maximale permise par la certification BNQ (Bureau de normalisation du Québec, 2000a), et taux d'application agro-environnementaux moyens,
- Sous-scénario « C2 » : concentrations des contaminants dans les biosolides correspondant à la valeur du critère C2 (MENV, 1997), concentrations de contaminants dans les ACM correspondant à la valeur maximale permise par la certification BNQ (Bureau de normalisation du Québec, 2000a), et taux d'application agro-environnementaux moyen tenant compte de la proportion de biosolides pouvant être C2 ou C1²⁶,
- Sous-scénario « C2* » : concentrations des contaminants dans les biosolides correspondant à la valeur du critère C2 (MENV, 1997), concentrations de contaminants dans les ACM correspondant à la valeur maximale permise par la certification BNQ (Bureau de normalisation du Québec, 2000a), taux d'application maximal pour les biosolides permis par les *Critères provisoires* du MENV (22 t m.s./ha-5 ans) (MENV, 1997) et taux d'application agro-environnemental pour les ACM.

²³ Le taux d'application agro-environnemental correspond à la quantité de matière fertilisante nécessaire pour une fertilisation optimale du sol tout en tenant compte des contraintes environnementales. Ce taux est déterminé en tenant compte des besoins de la culture en éléments nutritifs (phosphore, azote) et de la teneur en ces éléments dans le sol avant la fertilisation ainsi que les limites permises par les règlements afférents. Le taux d'application agro-environnemental correspond également aux quantités d'ACM nécessaires pour maintenir le pH du sol à un niveau optimal de rendement des cultures. Dans tous les scénarios présentés, les taux d'application agro-environnementaux visent à favoriser au maximum l'utilisation de biosolides et d'ACM (ou d'engrais de ferme pour le scénario traditionnel).

²⁴ Estimé comme la moyenne arithmétique des taux d'application des quatre types de cultures décrites précédemment.

²⁵ Le scénario *maximum* représente un scénario qui peut exister dans certaines régions agricoles du Québec. En effet, les concentrations *maximales* correspondent à la concentration moyenne la plus élevée observée parmi les biosolides valorisés en 1999 (Charbonneau et Hébert, 2000). Plusieurs biosolides provenant d'un établissement (industrie papetière ou station d'épuration des eaux usées municipales) ont un niveau de contamination relativement constant (à moins que les procédés utilisés ne subissent des changements significatifs) et sont habituellement valorisés sur des terres agricoles situées à proximité de l'établissement qui les génère. Il est possible que les biosolides présentant les concentrations *maximales* seront épandus, année après année, sur les mêmes sols agricoles. Dans ces conditions, le scénario *maximum* doit être considéré car il représente la situation des sols actuellement les plus à risques de contamination excessive.

²⁶ Pour estimer ce taux d'application, nous avons considéré que les biosolides mixtes ou secondaires pouvaient être C2 (soit en moyenne sur les quatre cultures, 245 t/ha-100 ans) et que les biosolides primaires étaient de catégorie C1 (soit 145 t/ha-100 ans). Ce taux d'application global ne doit pas être considéré comme un taux d'application pour chaque culture, mais il représente la quantité totale de biosolides qui pourrait être appliquée sur une zone ayant reçu pendant 100 ans des biosolides utilisés pour fertiliser ces quatre types de cultures.

Les scénarios *moyens* et *maximums* représentent la **situation actuelle** de valorisation agricole des MRF au Québec. Le *scénario C2** représente l'apport maximal de contaminants permis par les *Critères provisoires* du MENV lors de l'utilisation de biosolides de catégorie C2²⁷ (les concentrations de contaminants dans les biosolides correspondent à la valeur des critères C2 et le taux d'application correspond au taux maximal permis, soit 22 t m.s./ha-5 ans (ou 4,4 t m.s./ha-an)²⁸). Cependant, un taux d'application maximal moyen de 4,4 t/ha-an sur une période de 100 ans pourrait conduire à un dépassement de la charge permise en phosphore par le RRPOA. C'est pourquoi nous présentons également les *scénarios C1* et *C2* qui représentent les apports de contaminants par les MRF permis par les *Critères provisoires* du MENV, dans la mesure du respect des taux d'application agro-environnementaux.

Le *scénario « traditionnel »* représente l'apport moyen actuel de contaminants dans les sols de la majorité des fermes au Québec. Il sera utilisé comme point de comparaison avec la fertilisation par les MRF. Le *scénario « minéraux »* est celui que l'utilisation des MRF vise à remplacer. En effet, dans les régions où la disponibilité des engrais de ferme n'est pas suffisante, l'utilisation des seuls engrais minéraux peut conduire à une diminution dramatique de la productivité. Dans de tels cas, les MRF pourraient fournir la matière organique aux sols nécessaire à un rendement acceptable et à la protection des sols de l'érosion. Cependant, ce scénario ne sera pas utilisé pour comparaison avec les scénarios avec MRF car on ne peut pas comparer deux scénarios qui n'ont pas des intrants comparables d'un point de vue qualitatif (avec matière organique vs sans matière organique).

IV-1.3 Taux d'application des matières fertilisantes

Les prémisses générales sur lesquelles sont basés les taux d'application (sauf pour le scénario C2*) de matières fertilisantes des quatre cultures retenues sont les suivantes (Marc Hébert, MENV, communication personnelle):

- Le taux d'application des MRF est fonction du critère d'épandage le plus limitatif parmi les suivants :
 - Les besoins en azote pour la culture sont déterminés à partir des grilles de fertilisation du Conseil des Productions Végétales du Québec, 1996 (CPVQ) et la quantité de MRF nécessaire est estimée en considérant que 25% de l'azote doit provenir d'engrais minéral;
 - Le phosphore sera limité à moyen terme par le *Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole* (RRPOA) qui s'appliquera à une majorité de fermes;

²⁷ Toutefois, des biosolides de catégorie C1 peuvent encore être ajoutés à ce scénario dans la mesure où les contraintes liées à l'apport de phosphore sont respectées.

²⁸ Pour la majorité des cultures, les besoins agronomiques des végétaux sont inférieurs à 22 t m.s./ha-5 ans, mais certaines cultures nécessitent une fertilisation encore plus importante (cas de la pomme de terre). Dans ce cas, des biosolides de catégorie C1 (ou d'autres sources de matière organique, comme des copeaux par exemple) doivent nécessairement être utilisées afin que le taux d'application maximal des résidus C2 ne soit pas dépassé.

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

- Le pouvoir neutralisant des poussières de cimenteries, des cendres, des résidus magnésiens et de la chaux agricole;
 - La capacité des équipements d'épandage, et
 - Le taux d'application maximal de 22 t m.s./ha-5 ans pour les biosolides de catégorie C2.
- L'épandage des biosolides augmente le phosphore disponible du sol, ce qui réduit les apports ultérieurs.
 - L'épandage de biosolides acidifie plus légèrement le sol que celui d'engrais minéraux. Arbitrairement, on a considéré que le besoin en chaulage est de 75% comparativement à une régie avec engrais minéraux seulement.
 - Les épandages se font en majorité à l'automne.
 - Dans tous les scénarios qui ont recours aux engrais minéraux, les grilles du CPVQ s'appliquent pour le phosphore, selon l'approche du phosphore disponible des sols.
 - La mise en place de la nouvelle réglementation sur la réduction de la pollution d'origine agricole (RRPOA) va obliger à diminuer les doses de phosphore actuellement utilisées, et risque de réduire l'utilisation des cendres de papeteries et de favoriser des amendements moins riches en phosphore (poussières de cimenterie). On suppose une augmentation de 1 kg de phosphore disponible par hectare de sol pour chaque 3,5 kg de phosphore apporté en excédent du phosphore exporté par la récolte.

Le tableau 7 présente les taux d'application des différentes matières fertilisantes pour chaque scénario.

Tableau 7 Taux d'application des matières fertilisantes retenus pour l'estimation des charges de contaminants apportées aux sols agricoles

Type de matières fertilisantes	Taux d'application ¹ (t m.s./ha-100 ans)													
	CULTURE MAÏS-SOJA				CULTURE ORGE-PRAIRIE				CULTURE CAROTTE-CHOU-OIGNON			CULTURE POMME DE TERRE-ORGE		
	«pap.»	«mun.»	«trad.»	«min.»	«pap.»	«mun.»	«trad.»	«min.»	«pap.»	«mun.»	«trad.»	«pap.»	«mun.»	«tra.»
Biosolides mixtes de papetières	304,2	-	-	-	243,1	-	-	-	219	-	-	214	-	-
Biosolides primaires de papetières	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	581	-	-
Biosolides municipaux	-	100,5	-	-	-	84,3	-	-	-	68,4	-	-	150	-
Lisier de porc	-	-	36,7	-	-	-	36	-	-	-	-	-	-	-
Fumier de bovin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	252	-	-	182
Cendres	-	-	-	-	68	68	-	-	68	68	-	-	-	-
Poussières de cimenterie	40	50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Résidus magnésiens	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	34	34	-
Chaux agricole	-	-	40	40	-	-	68	68	-	-	68	-	-	34
Engrais minéraux ²	29,4	34,8	31,8	43,6	18,4	23,1	19,8	32,9	38,2	50,7	46,1	56,3	56	52,3

¹ Les taux d'application ont été calculés par Marc Hébert, agronome, MENV² Différents engrais minéraux ont été considérés : urée, nitrate d'ammoniac calcique, phosphate bi-ammoniacal, muriate de potassium

« pap. » : Scénario « de papetières »

« mun. » : Scénario « municipal »

« trad. » : Scénario « traditionnel »

« min. » : scénario « minéraux »

IV-2 Comparaison des niveaux de contamination des différentes matières fertilisantes utilisées au Québec avec les valeurs des critères C1 et C2 et les valeurs maximales permises par la certification BNQ

IV-2.1 Concentrations de contaminants dans les MRF

Le tableau 8 présente les concentrations des onze (11) contaminants retenus pour l'estimation des charges apportées aux sols agricoles par les MRF. Les concentrations moyennes et maximales des biosolides de papetières et municipaux ainsi que celles de trois ACM sont tirées du bilan du MENV (Charbonneau et Hébert, 2000), et seront comparées aux valeurs des critères C1 et C2 des *Critères provisoires* ainsi qu'aux valeurs maximales permises par la certification BNQ pour des ACM dont le pouvoir neutralisant est de 50% et 100%.

On y constate que les concentrations *moyennes*²⁹ de métaux et de dioxines/furannes mesurées dans les biosolides municipaux sont supérieures à celles mesurées dans les biosolides de papetières mixtes et primaires. Il en est de même pour les concentrations *maximales*³⁰, sauf pour le chrome.

Pour les biosolides de papetières, toutes les concentrations *moyennes* de contaminants ainsi que les concentrations *maximales* d'arsenic, de chrome, de mercure, de nickel, de plomb, de zinc et de dioxines/furannes correspondent à la catégorie C1³¹. Les concentrations *maximales* de cadmium (biosolides mixtes), de cuivre (biosolides mixtes et biosolides primaires), de molybdène (biosolides mixtes) et de sélénium (biosolides mixtes) correspondent à la catégorie C2³².

Pour les biosolides municipaux, les concentrations *moyennes* d'arsenic, de chrome, de molybdène, de nickel, de plomb, de sélénium, de zinc et de dioxines/furannes et les concentrations *maximales* de chrome, de nickel et de dioxines/furannes correspondent à la catégorie C1. Les concentrations *moyennes* de cadmium, de cuivre et de mercure et les concentrations *maximales* d'arsenic, de mercure, de molybdène, de plomb, de sélénium et de zinc correspondent à la catégorie C2. Les concentrations maximales de cadmium et de cuivre dans ces biosolides sont supérieures aux critères C2. Ces dépassements des critères C2 seraient attribuables à une certaine tolérance des directions régionales du MENV en fonction des situations qui se présentent (Richard Beaulieu, MENV, communication personnelle).

²⁹ Dans ce contexte, la concentration « moyenne » correspond à la moyenne, à l'échelle provinciale, des concentrations moyennes mesurées dans les différentes MRF valorisées en 1999 (selon Charbonneau et Hébert, 2000)

³⁰ La concentration « maximale » correspond à la concentration moyenne mesurée dans les MRF valorisées au Québec en 1999 qui est la plus élevée parmi toutes les concentrations moyennes mesurées dans la province pendant la même période (pour le même type de MRF) (selon Charbonneau et Hébert, 2000).

³¹ La concentration d'un contaminant correspond à la catégorie C1 lorsqu'elle est inférieure ou égale au critère C1.

³² La concentration d'un contaminant correspond à la catégorie C2 lorsqu'elle est supérieure au critère C1 et inférieure ou égale au critère C2.

Pour les amendements calciques ou magnésiens, les concentrations moyennes de contaminants varient d'un ACM à l'autre. Ainsi, les concentrations *moyennes* de plomb et de sélénium sont plus importantes dans les poussières de cimenterie. Les concentrations de cadmium, de chrome, de cuivre, de mercure et de zinc sont plus élevées dans les cendres. Les concentrations d'arsenic sont plus élevées dans les résidus magnésiens. Enfin, les concentrations de molybdène et de nickel sont plus importantes dans les cendres et les résidus magnésiens. Toutes les concentrations moyennes de contaminants dans les ACM sont inférieures aux normes du BNQ correspondant au pouvoir neutralisant de 50%. Les valeurs maximales de contaminants pour les poussières de cimenterie et les résidus magnésiens correspondent aux valeurs moyennes car ces deux types d'ACM ne sont produits que par une entreprise. En considérant le pouvoir neutralisant (PN) maximal des cendres (115%) ³³, on constate que les concentrations de tous les contaminants respectent les niveaux permis par la norme du BNQ pour un pouvoir neutralisant de 100%, sauf le zinc (3 100 mg/kg m.s.) dont la concentration est supérieure à la norme maximale de 2 800 mg/kg m.s.

³³ La valeur du pouvoir neutralisant est fixée par rapport au pouvoir neutralisant du CaCO_3 . Il est possible que des amendements calciques ou magnésiens aient un pouvoir neutralisant plus important que celui du CaCO_3 .

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

Tableau 8 Concentrations moyennes et maximales de contaminants mesurées dans les MRF et retenues pour l'estimation des charges de contaminants apportées aux sols agricoles

Contaminant	CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS DANS LES MRF ¹															
	CONCENTRATIONS MOYENNES ^{2,3}						CONCENTRATIONS MAXIMALES ^{2,4}						CRITÈRES PROVISOIRES (1997)		NORMES DU BNQ POUR LES ACM	
	Biosolides			Amendements calciques et magnésiens			Biosolides			Amendements calciques et magnésiens						
	BP Mixtes	BP Pri-maires	BM	Pous. ciment. PN=65%	Cendres PN=59%	Résidus magnés. PN=51%	BP Mixtes	BP Pri-maires	BM	Pous. Ciment.	Cendres PN=115%	Résidus magnés.	C1	C2	PN=50%	PN=100 %
Arsenic	0,8	0,9	6,5	1,4	1,9	13,0	2,9	3,7	22,1	n.d.	4,3	n.d.	13,0	75,0	75	75
Cadmium	1,31	0,95	3,44	2,70	6,05	1,0	3,50	1,85	12,83	n.d.	17,3	n.d.	3	10 ⁵	20	30
Chrome	15,5	9,0	25,4	26,2	40,1	26,5	82,0	13,7	41,2	n.d.	149,3	n.d.	210	1060	1060	2120
Cuivre	34	66	438	8	74	24	195	268	1938	n.d.	235	n.d.	100	757	757	1500
Mercure	0,11	0,20	0,85	0,02	0,09	0,03	0,5	0,60	1,91	n.d.	0,27	n.d.	0,8	5	5	10
Molybdène	2,5	3,0	4,1	2,0	4,6	4,5	7,0	4,6	7,2	n.d.	9,0	n.d.	5,0	20	20	40
Nickel	10,2	6,9	25,5	5,5	47,4	37,5	51,0	17,7	53,0	n.d.	342,0	n.d.	62	180	180	360
Plomb	8,0	8,8	74,2	217,0	21,7	9,0	12,0	12,7	443,5	n.d.	78,0	n.d.	150	500	500	500
Sélénium	0,64	0,63	1,73	2,06	0,90	0,5	2,50	1,00	4,00	n.d.	2,10	n.d.	2,0	14	14	28
Zinc	93	138,7	357,3	690,0	923,5	8,0	321,0	289	935,0	n.d.	3100	n.d.	500	1850	1850	2800
Dioxines /furannes	1,57	1,48	8,59	n.m. ⁶	0,73	n.m. ⁶	3,00	2,00	13,89	n.d.	2,10	n.d.	17	27 ⁷ 50 ⁸	27	27

Source : Charbonneau et Hébert, 2000

¹ Les concentrations sont exprimées en mg/kg m.s. pour les métaux et en ng EQT/kg m.s. pour les dioxines/furannes

² Selon le bilan du MENV (Charbonneau et Hébert, 2000)

³ Valeur moyenne des concentrations moyennes

⁴ Valeur maximale des concentrations moyennes

⁵ Concentration maximale permise pour l'agriculture

⁶ Les dioxines/furannes n'ont pas été mesurées dans les poussières de cimenterie et les résidus magnésiens pour le bilan du MENV (Charbonneau et Hébert, 2000). On sait cependant que la concentration de dioxines/furannes mesurée dans les poussières de cimenterie varie entre 1 et 3 ng EQT/kg m.s. (Marc Hébert, MENV, communication personnelle) et que la concentration de dioxines/furannes mesurée dans les résidus magnésiens varie entre 2 et 3 ng EQT/kg m.s. (J. Laperrière, Norsk-Hydro, communication personnelle). Nous avons donc utilisé la valeur de 0,73 ng EQT/kg m.s. des cendres comme concentration moyenne de dioxines/furannes dans les poussières de cimenterie et dans les résidus magnésiens.

⁷ Concentration maximale permise pour les pâturages et la culture vivrière au cours des 5 années suivant l'application des MRF

⁸ Concentration maximale permise pour la culture de fourrage

n.m. : non mesuré

n.d. : non disponible (seule une moyenne des concentrations a été calculée) (Charbonneau et Hébert, 2000)

BP, BM et PN réfèrent à biosolides de papeteries, biosolides municipaux et pouvoir neutralisant, respectivement

En gras : concentration de contaminants dans les biosolides > critère C1

En gras et souligné : concentration de contaminants dans les biosolides > critère C2 ou concentration de contaminants dans les amendements calciques ou magnésiens > norme du BNQ

IV-2.2 Concentrations de contaminants dans les engrais traditionnels

Les concentrations de contaminants dans les engrais de ferme et les engrais minéraux sont présentées dans le tableau 9. Les concentrations moyennes de contaminants mesurées dans les engrais de ferme sont généralement inférieures au critère C1 (de 2 à 80 fois). Cependant, dans le lisier de porc, la concentration de molybdène est semblable à la valeur du critère C1, alors que les concentrations de cuivre et de zinc correspondent à la catégorie C2. Le cuivre et le zinc dans le lisier de porc proviennent des additions de sulfate de cuivre (augmentation du facteur de croissance) et de composés de zinc (fongicides) dans l'alimentation des animaux (Tran et coll., 1996). Les concentrations moyennes de métaux dans le fumier de bovin sont généralement plus faibles que celles mesurées dans le lisier de porc, sauf pour le cadmium, le chrome, le mercure et les dioxines/furannes. Devant le manque de données dans la littérature, les concentrations de dioxines/furannes dans les engrais de ferme ont été estimées à partir des concentrations de dioxines/furannes dans la nourriture des animaux et dans les sols des pâturages³⁴.

Les concentrations de tous les métaux dans la chaux agricole, dont le pouvoir neutralisant minimal est de 85% (Richard Beaulieu, MENV, communication personnelle), sont inférieures aux normes du BNQ correspondantes (de 3 à 850 fois). Compte tenu du manque de données québécoises, nous avons assumé que la concentration moyenne de dioxines/furannes dans la chaux agricole était du même ordre de grandeur que celle des cendres (0,73 ng EQT/kg m.s.)³⁵.

Parmi les engrais minéraux, le phosphate bi-ammoniacal (DAP) est celui qui présente les teneurs les plus élevées de contaminants tels l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le molybdène, le nickel, le plomb et les dioxines/furannes.

³⁴ La concentration de dioxines/furannes dans le fumier a été considérée égale à la moitié de la concentration bruit de fond dans leur alimentation (Fries, 2000), ce qui correspond à une concentration de 112 pg EQT/kg m.s. dans le lisier de porc et de 127 pg EQT/kg m.s. dans le fumier de bovin (voir la méthodologie et les valeurs indiquées en section V-2).

³⁵ Les seuls produits chaulants pour lesquels des mesures de dioxines/furannes ont été réalisées sont les cendres. A priori, il n'y a aucune raison pour que la roche calcaire naturelle, dont on fait la chaux agricole, contienne des concentrations de dioxines/furannes plus élevées que celles des cendres.

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

Tableau 9 Concentrations de contaminants dans les engrais de ferme, la chaux agricole et les engrais minéraux utilisés dans l'estimation des charges apportées aux sols agricoles

Contaminants	CONCENTRATIONS MOYENNES DANS LES ENGRAIS TRADITIONNELS ¹									
	Engrais de ferme		Chaux agricole ³ PN=85%	Engrais minéraux ^{4,5}				Critères provisoires (1997)		Norme BNQ (ACM)
	Lisier de porc ²	Fumier de bovin ²		DAP	NAC	Urée	MP	C1	C2	
Arsenic	1,3	0,6	1,2	10,5	0,43	0,125	0,125	13,0	75,0	75
Cadmium	0,5 ⁵	0,5 ⁵	0,3	3	0,1	0,1	0,1	3	10 ⁶	30
Chrome	10 ⁵	10 ⁵	24,2	72	0,75	1,01	0,75	210	1060	1800
Cuivre	201*	40	15,7	3,2	1,25	1,25	1,25	100	757	1285
Mercure	0,01	0,02	0,01	0,0175	0,0175	0,0175	0,0175	0,8	5	8,5
Molybdène	4,84	2 ⁵	11,1	6	0,25	0,25	0,25	5,0	20	34
Nickel	7,53	3,25	10,1	12,4	0,6	0,3	0,3	62	180	305
Plomb	13	8	3,4	2,9	0,5	0,5	0,5	150	500	500
Sélénium	1,1	0,5	-	0,25	0,25	0,25	0,25	2,0	14	23
Zinc	1012*	195	16,2	27,9	3,1	1,5	1,5	500	1850	2800
PCDD/F	0,112 ⁷	0,127 ⁷	0,73 ⁸	0,261	0,261	0,261	0,261	17	27 ⁹ 50 ¹⁰	27

¹ Les concentrations sont exprimées en mg/kg m.s. pour les métaux et en ng EQT/kg m.s. pour les dioxines/furannes

² Source : CRIQ, 1994

³ Une moyenne des concentrations de contaminants dans la chaux a été calculée à partir des résultats des campagnes d'échantillonnage de Agriculture et Agroalimentaire Canada (section II-3.3.2.3)

⁴ Tiré de la section II-3.3.3.3

⁵ La ½ de la limite de détection a été considérée pour les concentrations inférieures à la limite de détection de la méthode.

⁶ Concentration maximale permise pour l'agriculture

⁷ Concentration bruit de fond estimée à partir de la consommation de plantes et de sol par les animaux (voir la note en bas de la page précédente)

⁸ Compte-tenu du manque de données québécoises, nous avons assumé que la concentration de dioxines/furannes dans la chaux agricole était du même ordre de grandeur que celle des poussières de cimenterie.

⁹ Concentration maximale permettant les pâturages et la culture vivrière au cours des 5 années suivant l'application des MRF

¹⁰ Concentration maximale permise pour la culture de fourrage

* D'autres données sur les concentrations de cuivre et de zinc du lisier de porc au Québec : 300 et 1291 mg/kg m.s., respectivement (Hébert, 2000)

DAP, NAC, MP, ACM et PN réfèrent à phosphate bi-ammoniacal, nitrate d'ammoniac calcique, muriate de potasse, amendements calciques ou magnésiens et pouvoir neutralisant, respectivement

En gras : concentration de contaminants > critère C1

IV-3 Estimation et comparaison des charges de contaminants apportées selon les différents scénarios de fertilisation

Les *charges de contaminants* apportées aux sols agricoles ont été estimées pour les scénarios de fertilisation avec MRF (scénarios « de papetières » et « municipaux »), de fertilisation traditionnelle (scénario « traditionnel ») et de fertilisation avec engrais minéraux seulement (scénario « minéraux ») (tableau 10 et figures 4 et 5)³⁶ selon l'équation suivante :

$$\text{Charge totale}_j = \sum_{i=1}^{i=3} C_{i,j} \times TA_i \times 10^3 \times 10^{-6}$$

Où

Charge totale_j = charge de contaminant j apportée sur le sol par les matières fertilisantes i pendant 100 ans de fertilisation (en kg/ha pour les métaux et en mg/ha pour les dioxines/furannes)

C_{i,j} = concentration de contaminant j dans la matière fertilisante i (en mg/kg m.s. pour les métaux et en ng EQT/kg m.s. pour les dioxines/furannes)

TA_i = quantité de matière fertilisante i apportée sur le sol pendant 100 ans (en t m.s./ha)

Les pertes de contaminants encourues au cours des 100 années seront prises en compte dans le calcul de l'estimation des concentrations additionnelles (section IV-3.1).

Les charges de contaminants apportées par le scénario de fertilisation « traditionnel » sont toutes plus faibles que celles obtenues avec les MRF (« papetières » ou « municipaux »). Les charges de contaminants apportées selon le scénario de fertilisation « minéraux » sont plus faibles que celles apportées par la fertilisation « traditionnelle », en particulier en ce qui concerne le cuivre et le zinc, car le lisier de porc utilisé dans le scénario « traditionnel » contient de plus fortes teneurs de ces métaux.

Pour les scénarios « de papetières » et « municipaux », les charges de contaminants apportées par les scénarios *moyens* et *maximums* sont généralement plus faibles que celles des *scénarios C1* et *C2*. Toutefois, pour les biosolides de papetières, la charge de cuivre apportée par le scénario *maximum* est semblable à celle apportée par le *scénario C1*. Pour les biosolides municipaux, les charges de cadmium et de zinc apportées par le scénario *maximum* sont semblables à celles apportées par le *scénario C1*, la charge de plomb apportée par le même scénario est supérieure à celle apportée par le *scénario C1* et la charge de cuivre apportée par le scénario *maximum* est supérieure à la charge apportée par les *scénario C1* et *C2*.

La charge de contaminants apportée par les biosolides représente généralement la contribution la plus importante à la charge totale de chaque contaminant (figures 4 et 5). Cependant, pour les *scénarios C1*, la charge de la plupart des contaminants apportée par les ACM est plus importante que celle apportée par les biosolides, et cela malgré leur plus faible taux d'application. Cela s'explique par le fait que les niveaux contamination permis dans les ACM sont plus élevés que ceux permis dans les biosolides de catégorie C1 (figures 4 et 5). La contribution des engrais minéraux représente une fraction mineure (moins de 4%) de la charge totale de contaminants.

³⁶ Tous les contaminants qui font l'objet des *Critères provisoires* ont été évalués sauf le sélénium car nous n'avons pas trouvé de données sur les concentrations de sélénium dans la chaux agricole.

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

Tableau 10 Estimation des charges de contaminants apportées aux sols agricoles après 100 ans de fertilisation avec et sans MRF

Contaminants	CHARGES DE CONTAMINANTS APPORTÉES SUR 100 ANS ¹											
	SCÉNARIO « DE PAPETIÈRES » Biosolides de papetières ² + amendements calciques ou magnésiens ³ + engrais minéraux ⁴					SCÉNARIO « MUNICIPAUX » Biosolides municipaux ² + amendements calciques ou magnésiens ³ + engrais minéraux ⁴					SCÉNARIO « TRADITIONNEL » Engrais de ferme ⁵ + chaux agricole ⁶ + engrais minéraux ⁴	SCÉNARIO « MINÉRAUX » Chaux agricole + engrais minéraux ^{4,7}
	Moy.	Max.	C1	C2	C2*	Moy.	Max.	C1	C2	C2*	Moy.	Moy.
Arsenic	0,57	1,68	9,01	24,2	36,9	0,90	2,66	5,25	11,5	37,1	0,21	0,16
Cadmium **	0,66	1,60	2,66	4,38	5,89	0,55	1,77	1,79	2,50	5,97	0,09	0,04
Chrome	7,07	26,8	160	369	545	4,52	8,90	100	185	549	2,87	1,68
Cuivre	19,6	91,6	95,3	256	389	45,9	200	66,4	132	392	8,87	0,66
Mercure	0,06	0,22	0,68	1,71	2,57	0,09	0,20	0,45	0,88	2,59	0,003	0,001
Molybdène	1,26	2,76	3,44	7,13	10,2	0,62	1,10	1,99	3,51	10,3	0,92	0,49
Nickel	4,85	21,8	37,5	66,5	92,6	3,92	12,1	19,6	31,5	93,2	1,09	0,52
Plomb	9,58	18,0	84,7	170	246	13,8	57,9	41,3	76,6	247	1,31	0,17
Zinc	77,5	210	332	663	951	70,6	184	188	324	958	40,6	0,94
Dioxines /furannes **	0,63	1,13	8,28	13,6	18,5	0,90	1,50	3,36	5,43	18,7	0,06	0,04

¹ Les apports de métaux sont exprimés en kg/ha et ceux de dioxines/furannes en mg EQT/ha

² Contamination des biosolides (Charbonneau et Hébert, 2000)

³ Contamination des amendements calciques ou magnésiens (Charbonneau et Hébert, 2000)

⁴ Contamination des engrais minéraux : section II-3.4.3.

⁵ Contamination des engrais de ferme (CRIQ, 1994)

⁶ Contamination de la chaux agricole (Gevao et coll., 2000)

⁷ Disponibles pour les scénarios de culture maïs-soja et orge-prairie seulement.

** : En comparaison, les charges de cadmium et dioxines/furannes apportées par la déposition atmosphérique seraient de l'ordre de 0,3 kg/ha-100 ans et 2 mg EQT/ha-100 ans, respectivement.

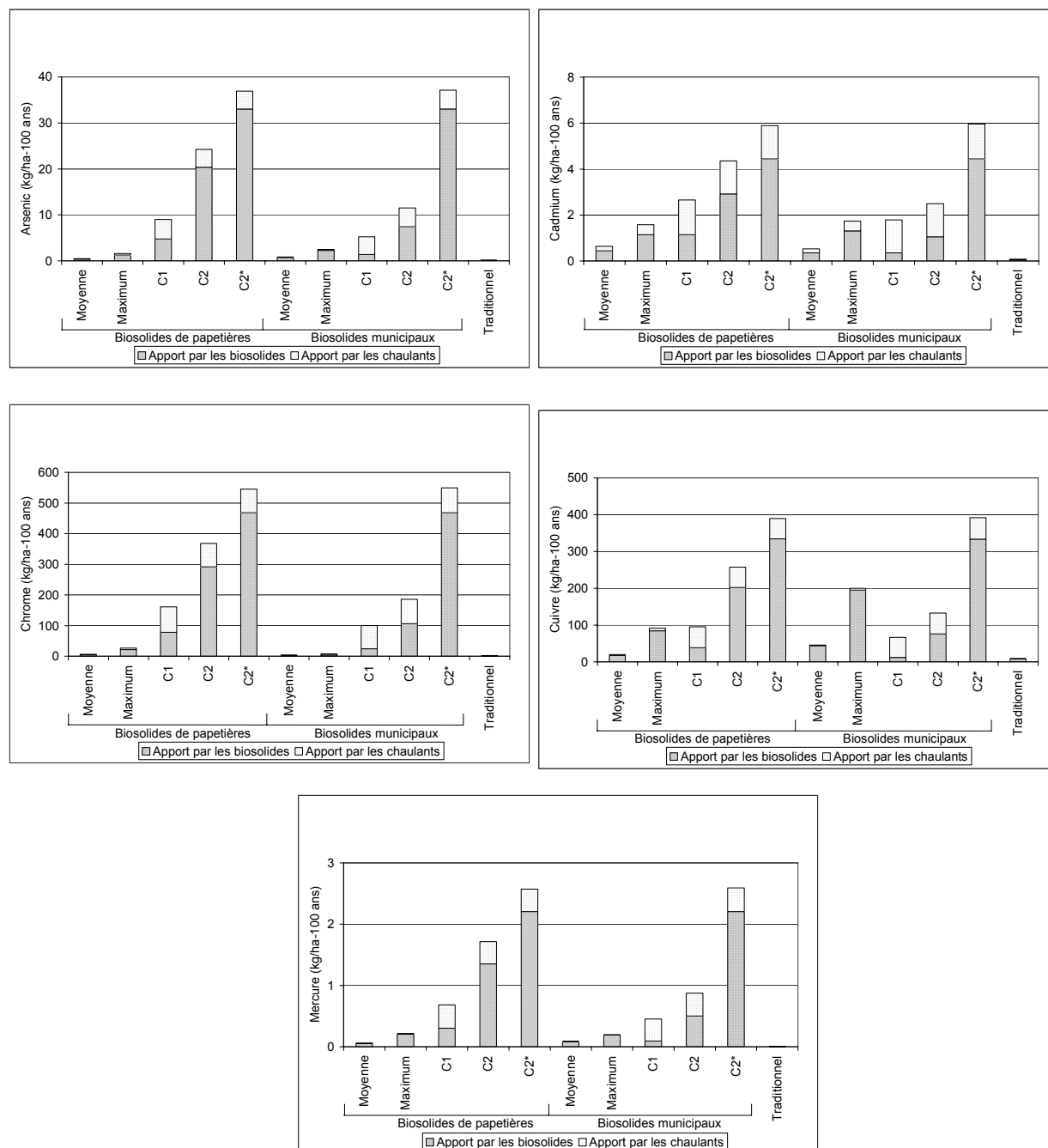


Figure 4 Charges d'arsenic, de cadmium, de chrome, de cuivre et de mercure (kg/ha-100 ans) apportées par les scénarios de fertilisation « papetières », « municipaux » et « traditionnels » après 100 ans.

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

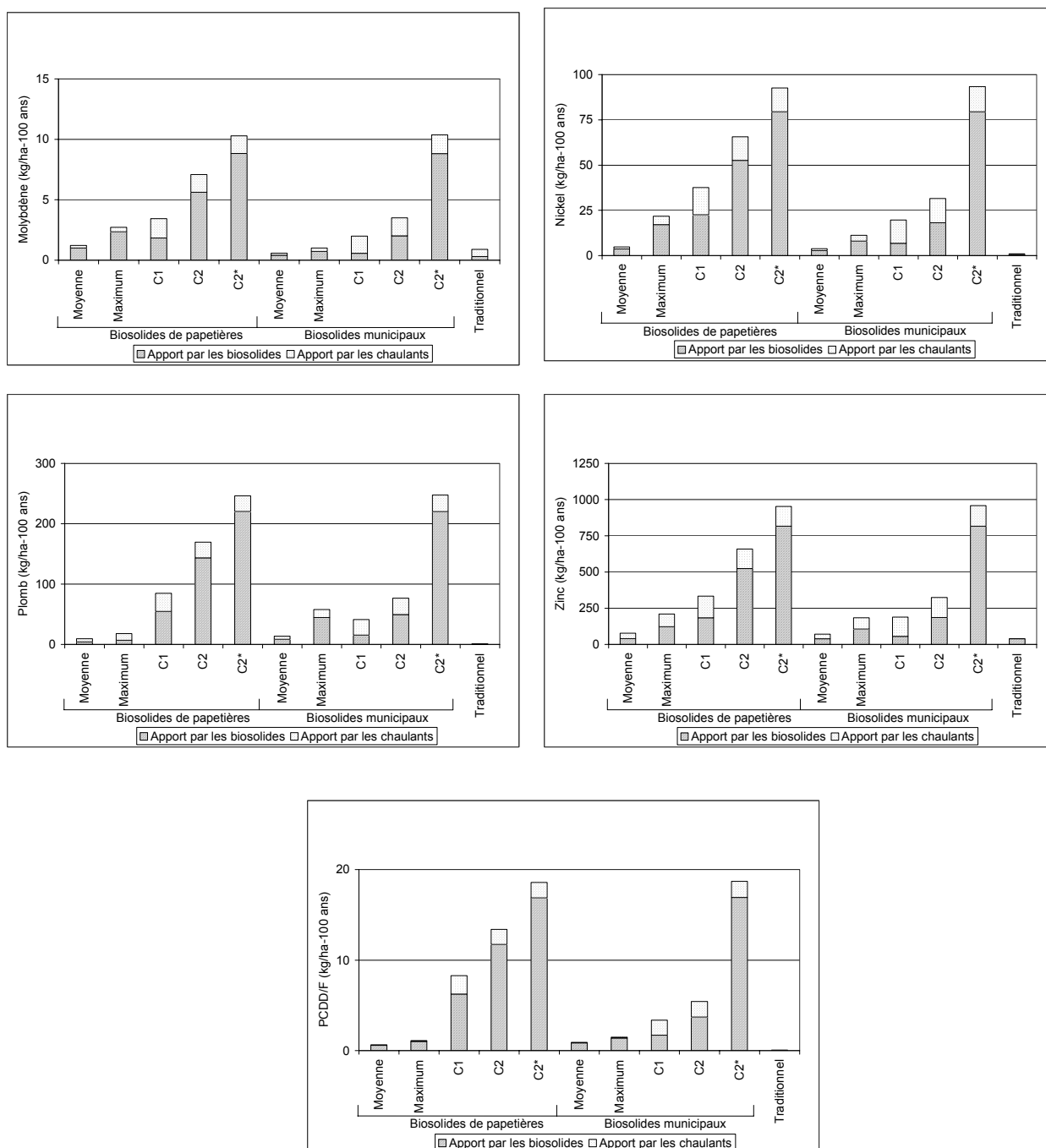


Figure 5 Charges de molybdène, de nickel, de plomb, de zinc (kg/ha-100ans) et de dioxines/furannes (mg/ha-100 ans) apportées par les scénarios de fertilisation « papetières », « municipaux » et « traditionnels » après 100 ans.

Le tableau 11 permet de comparer les charges de contaminants apportées par les scénarios avec MRF et par la fertilisation traditionnelle avec engrais de ferme. On y présente le ratio des charges de contaminants apportées par les scénarios utilisant des MRF (CC-MRF) sur les charges de contaminants apportées par le scénario « traditionnel » (CC-TRAD). Les ratios CC-MRF/CC-TRAD les plus élevés sont observés pour le mercure et les dioxines/furannes.

Les ratios CC-MRF/CC-TRAD des scénarios *moyens* varient de 1 à 20 pour les scénarios « de papetières » et de 1 à 30 pour les scénarios « municipaux ». Les ratios les plus élevés sont ceux du mercure (20 et 30) et des dioxines/furannes (11 et 15), pour les scénarios « de papetières » et « municipaux », respectivement.

Les ratios des scénarios *maximums* sont en moyenne trois fois plus élevés qu'avec les scénarios *moyens*, et varient entre 3 et 73 et entre 1 et 67 pour tous les contaminants, selon les scénarios « de papetières » et « municipaux », respectivement. Les ratios les plus élevés sont ceux du mercure (73 et 67), des dioxines/furannes (19 et 25), du plomb (14 et 44) et du cadmium (18 et 20).

Pour les scénarios C1, les charges de contaminants apportées par les MRF sont de 4 à 227 fois (scénarios « de papetières ») et de 2 à 150 fois (scénarios « municipaux ») plus élevées que celles apportées par la fertilisation traditionnelle. À l'exception du mercure (ratios de 227 et 150) et des dioxines/furannes (ratios de 138 et 56), les ratios sont inférieurs à 65 (plomb, scénario « de papetière ») et à 35 (chrome, scénario « municipaux »).

Pour les scénarios C2, les charges de contaminants apportées par les MRF sont de 8 à 570 fois (scénarios « de papetières ») et de 8 à 293 fois (scénarios « municipaux ») plus importantes que celles apportées par la fertilisation traditionnelle. Pour les contaminants autres que le mercure et les dioxines/furannes, les ratios sont inférieurs ou égaux à 130 (plomb et chrome, scénario « de papetières ») et à 64 (chrome, scénario « municipaux »).

Pour les scénarios C2*, les charges de contaminants apportées par les MRF sont de 11 à 857 fois (scénarios « de papetières ») et de 11 à 863 fois (scénarios « municipaux ») plus importantes que celles apportées par la fertilisation traditionnelle.

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

Tableau 11 Ratio des charges de contaminants apportées aux sols agricoles par une fertilisation avec MRF sur les charges apportées par une fertilisation traditionnelle

Contami- nants	RATIOS (CC-MRF/CC-TRAD)									
	SCÉNARIO « DE PAPETIÈRES »					SCÉNARIO « MUNICIPAUX »				
	Biosolides de papetières + amendements calciques ou magnésiens + engrais minéraux					Biosolides municipaux + amendements calciques ou magnésiens + engrais minéraux				
	Moy.	Max.	C1	C2	C2*	Moy.	Max.	C1	C2	C2*
Arsenic	3	8	43	115	176	4	13	25	55	177
Cadmium	7	18	30	49	65	6	20	20	28	66
Chrome	2	9	56	129	190	2	3	35	64	191
Cuivre	2	10	11	29	44	5	23	7	15	44
Mercure	20	73	227	570	857	30	67	150	293	863
Molybdène	1	3	4	8	11	1	1	2	4	11
Nickel	4	20	34	61	85	4	11	18	29	86
Plomb	7	14	65	130	188	11	44	32	58	189
Zinc	2	5	8	16	23	2	5	5	8	24
Dioxines /furannes	11	19	138	227	308	15	25	56	91	312

CC-MRF/CC-TRAD : ratio des charges de contaminants apportées par les scénarios utilisant des MRF (CC-MRF) sur les charges de contaminants apportées par le scénario « traditionnel » avec engrais de ferme (CC-TRAD).

IV-4 Estimation des concentrations de contaminants dans les sols agricoles après 100 ans de fertilisation

IV-4.1 Concentrations de contaminants additionnelles au bruit de fond dans les sols agricoles

La *concentration additionnelle* d'un contaminant représente la concentration de ce contaminant apportée par le scénario de fertilisation qui s'ajoute à la concentration bruit de fond des sols agricoles. Nous avons tenu compte du fait que lorsque la concentration de contaminants dans les matières fertilisantes est plus faible que celle du sol, la fertilisation ne conduit pas à un enrichissement du sol en contaminants. À l'inverse, la fertilisation entraîne une augmentation de la concentration d'un contaminant dans le sol lorsque la concentration de ce contaminant dans les matières fertilisantes est plus importante que celle du sol.

Les concentrations de contaminants additionnelles au bruit de fond (tableau 12) ont été estimées ainsi :

$$C_{\text{add}} = \sum_{i=0}^N \frac{M_{\text{app},i} \times 10^3}{\text{MSH}} \times e^{-(N-i)K_{\text{tot}}}$$

Où

C_{add} : concentration de contaminants additionnelle au bruit de fond (mg/kg m.s. pour les métaux et ng EQT/kg m.s. pour les dioxines/furannes)

$M_{\text{app},i}$: charge de contaminants apportée à l'année i (kg/ha-an pour les métaux et mg EQT/ha-an pour les dioxines/furannes)

MSH = masse de sol par hectare sur une profondeur de 15 cm (1725 t m.s./ha)

10^3 = facteur de conversion combiné de kg/t à mg/kg

K_{tot} = constante de pertes totales du contaminant (an^{-1})

Les concentrations de contaminants additionnelles au bruit de fond après 100 ans de fertilisation (tableau 12) ont été estimées en tenant compte des pertes de contaminants³⁷. Les pertes par érosion hydrique des sols constituent la principale source de pertes de métaux. Nous avons utilisé les données propres au cadmium (déterminées dans la section V-2 du rapport complet), soit un taux de pertes annuelles par érosion hydrique de 0,17%, ce qui correspond, à la 100^e année, à une perte totale d'environ 8% de la charge apportée pendant 100 ans. Pour les dioxines/furannes, les pertes annuelles par érosion hydrique, par volatilisation et par dégradation ont été estimées à 0,17%, 0,35% et 3,4%, respectivement (section V-2). Les pertes totales de dioxines/furannes à la 100^e année correspondent à environ 77% de la charge apportée sur 100 ans.

³⁷ Nous n'avons pas pris en compte les pertes par les récoltes, mais si l'on considère que ces pertes sont semblables pour les scénarios avec MRF et le scénario *traditionnel*, cette simplification n'a pas de conséquence sur les résultats.

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

Tableau 12 Comparaison entre les concentrations de contaminants additionnelles au bruit de fond après 100 ans de fertilisation et les concentrations mesurées dans les sols du Québec

Contami- nants	CONCENTRATION ADDITIONNELLE AU BRUIT DE FOND ¹											CONCENTRATION DANS LES SOLS AGRICOLAS DU QUÉBEC ^{1,2}				
	SCÉNARIO « DE PAPETIÈRES » Biosolides de papetières + amendements calciques ou magnésiens + engrais minéraux					SCÉNARIO « MUNICIPAUX » Biosolides municipaux + amendements calciques ou magnésiens + engrais minéraux					SCÉNARIO «TRADI- TIONNEL»					
	Moy.	Max	C1	C2	C2*	Moy.	Max.	C1	C2	C2 *	Moy.	Moy.	Écart- type	95 ^e centile	Min.	Max.
Arsenic	**	**	3,27	11,4	18,2	**	0,79	2,17	5,50	19,2	**	6,0 ³	-	-	-	-
Cadmium	0,07	0,57	1,14	<u>2,06</u>	<u>2,86</u>	0,18	0,83	0,84	1,22	<u>3,07</u>	**	1,10	0,47	2,0	0,50	3,38
Chrome	**	4,11	75,6	<u>187</u>	<u>281</u>	**	0,57	49,2	94,9	<u>289</u>	**	40,0	27,1	98,0	7,9	110,3
Cuivre	5,62	<u>44,0</u>	<u>46,0</u>	<u>132</u>	<u>203</u>	22,5	<u>104,8</u>	33,4	<u>68,8</u>	<u>207</u>	2,53	19,1	9,5	35,9	5,6	53,5
Mercure	0,02	<u>0,10</u>	<u>0,35</u>	<u>0,90</u>	<u>1,36</u>	0,04	<u>0,10</u>	<u>0,24</u>	<u>0,46</u>	<u>1,38</u>	**	0,043	0,015	0,08	0,010	0,090
Molybdène	0,16	0,96	1,32	3,29	4,98	0,12	0,38	0,85	1,66	5,32	0,26	2,0 ³	-	-	-	-
Nickel	**	6,12	14,5	29,9	43,8	**	4,21	8,21	14,5	47,5	**	21,8	13,3	48,4	2,1	54,0
Plomb	**	2,01	37,6	<u>83,3</u>	<u>124</u>	4,25	27,8	18,9	37,8	<u>129</u>	**	29,8	12,8	53,8	11,1	80,6
Zinc	25,4	<u>96,5</u>	<u>162</u>	<u>338</u>	<u>492</u>	31,1	<u>91,9</u>	<u>93,9</u>	<u>166</u>	<u>505</u>	14,4	62,8	27,0	105,6	16,9	119,9
Dioxines/ furannes	**	0,04	1,00	1,70	2,37	0,08	0,16	0,40	0,68	2,45	**	1,7 ⁴	-	-	-	-

¹ Les concentrations sont en mg/kg m.s. pour les métaux et en ng EQT/kg m.s. pour les PCDD/F.

² Source : Giroux et coll., 1992

³ Concentration de fond selon le critère A de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* du MENV (MENV, 1998)

⁴ Estimation de la concentration moyenne de dioxines/furannes à partir des concentrations mesurées dans 14 sols agricoles et la concentration moyenne dans les sols témoins de St-Basile-le-Grand (Trépanier, 1992)

** : La concentration de contaminant dans l'ensemble des matières fertilisantes apportées étant inférieure à la concentration moyenne dans les sols agricoles du Québec, la fertilisation ne conduit pas à un « enrichissement » en contaminants.

en gras : concentration additionnelle supérieure à la concentration moyenne dans les sols du Québec

en gras souligné : concentration additionnelle supérieure au 95^e centile des concentrations dans les sols du Québec

IV-4.2 Concentrations totales de contaminants dans les sols agricoles

IV-4.2.1 Critères et recommandations en regard des sols agricoles

Le CCME a établi des concentrations maximales de contaminants dans les sols agricoles en 1991 et les a révisées en 1997 (CCME, 1997). Les concentrations recommandées par le CCME ont été établies à partir des effets sur la santé et sur l'environnement. La recommandation finale est déterminée à partir de la recommandation la plus limitante entre la santé et l'environnement. Parmi les recommandations du CCME (1997), celles de l'arsenic, du cadmium et du mercure sont basées sur la santé. Les recommandations finales des autres métaux sont basées sur la protection de l'environnement (tableau 13). Il n'y a pas de recommandations pour le molybdène et le nickel.

Pour l'arsenic, l'ingestion de sol a été retenue comme la voie d'exposition limitante pour la santé humaine et les effets cancérogènes de ce métal ont été considérés chez l'adulte. Pour un usage en milieu agricole, la concentration maximale d'arsenic dans le sol est de 12 mg/kg m.s.

Dans le cas du cadmium, l'ingestion de sol a été retenue comme la voie d'exposition limitante chez l'enfant. Le CCME (1997) a considéré un scénario d'exposition résidentielle en milieu urbain et souligne que ce scénario peut s'appliquer à l'exposition résidentielle en milieu rural lorsque l'apport de contaminants via la consommation de produits agricoles n'est pas pris en compte. Il recommande une concentration maximale de 14 mg/kg m.s. dans les sols résidentiels³⁸. Lorsque le potentiel d'accumulation de cadmium dans les produits agricoles et l'exposition humaine subséquente sont pris en compte au niveau des sols agricoles, le CCME (1997) a appliqué un facteur de sécurité de 10 à la concentration maximale de 14 mg/kg m.s. des sols résidentiels. La recommandation finale du CCME (1997) pour les sols agricoles est de 1,4 mg/kg m.s. Dans la section V-2.4.2.1 de ce rapport, nous avons utilisé les résultats de nos estimations pour vérifier si la valeur de ce facteur était appropriée. Il s'est avéré que la dose de cadmium apportée par ingestion de denrées alimentaires contaminées par le cadmium présent dans le sol était plus de 10 fois plus élevée que la dose apportée par ingestion de sol³⁹. Le facteur de 10 utilisé par Santé Canada nous apparaît donc approprié.

Dans le cas du mercure, le CCME (1997) a également considéré l'ingestion de sol comme la voie d'exposition limitante chez l'enfant. Il a recommandé une concentration maximale de 6,6 mg/kg m.s. dans les sols résidentiels, les parcs et les sols ruraux. Cette valeur correspond à un usage résidentiel et ne s'applique pas à un usage agricole du sol. Cependant, le CCME (1997) n'a pas proposé de facteur de sécurité pour un tel usage.

³⁸ Les détails de ces recommandations pour le cadmium sont présentés à la section III-1.1.4.3 du rapport complet. La valeur de 14 mg/kg a été validée en utilisant les données recommandées par les Lignes directrices du MSSS dans cette même section.

³⁹ Toutefois, la disponibilité du cadmium dans le sol peut être différente lorsque la concentration est de 1,4 ou de 14 mg/kg, ce qui fait que le facteur 10 pourrait être suffisant (mais nous n'avons pas les compétences de juger de cet aspect).

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

Tableau 13 Recommandations du CCME (1997) en regard de la contamination des sols agricoles

Contaminants	Concentration recommandée dans les sols agricoles (mg/kg m.s.)		
	Recommandation basée sur la protection de la santé	Recommandation basée sur la protection de l'environnement	Recommandation finale
Arsenic	12 (ingestion de sol)	19 (contact avec le sol)	12
Cadmium	1,4 (ingestion de sol)	3,8 (contact avec le sol)	1,4
Chrome	220 (ingestion de sol)	64 (cycle des nutriments et de l'énergie)	64
Cuivre	1100 (ingestion de sol)	63 (contact avec le sol)	63
Mercure	6,6 (ingestion de sol)	10 (contact avec le sol)	6,6
Plomb	140 (ingestion de sol)	70 (ingestion)	70
Zinc	Non calculé	200	200

Source : CCME, 1997

IV-4.2.2 Comparaison des concentrations totales estimées dans les sols agricoles avec les recommandations du CCME (1997)

Les *concentrations totales de contaminants* dans les sols agricoles après 100 ans de fertilisation (tableau 14) ont été estimées en additionnant les concentrations de contaminants additionnelles (tableau 12) et les concentrations bruit de fond moyennes de contaminants mesurées dans les sols agricoles (Giroux et coll., 1992).

Les concentrations moyennes actuellement mesurées dans les sols agricoles (Giroux et coll., 1992) sont toutes inférieures aux concentrations recommandées par le CCME (1997) (tableau 13). Cependant, les 95^e centiles des concentrations de cadmium et de chrome actuellement mesurées dans les sols agricoles au Québec sont plus élevés que les recommandations du CCME (1997). A la section III-1.1.4, nous avons déjà mis en évidence que les concentrations de cadmium des sols agricoles québécois sont plus élevées que celles des sols agricoles ontariens ou américains.

Les concentrations totales de contaminants estimées dans les sols agricoles après 100 ans de *fertilisation traditionnelle* ne sont pas plus élevées que les concentrations moyennes dans les sols agricoles, sauf pour le cuivre, le molybdène et le zinc. Ces concentrations totales sont toutefois inférieures aux valeurs du 95^e centile des concentrations actuellement mesurées dans les sols agricoles du Québec et sont toutes inférieures aux concentrations maximales recommandées dans les sols agricoles par le CCME.

Les concentrations totales de contaminants estimées dans les sols agricoles après 100 ans de fertilisation avec des MRF selon les scénarios *moyens* ne dépassent pas les concentrations maximales recommandées par le CCME (1997).

Les concentrations totales de contaminants estimées dans les sols après 100 ans de fertilisation avec des MRF selon les scénarios *maximums* ne dépassent pas les concentrations maximales recommandées par le CCME (1997), sauf pour le cadmium du scénario « de papetières » et pour le cadmium et le cuivre des scénarios « municipaux ». Dans le cas du cadmium, les concentrations totales sont cependant du même ordre de grandeur que la valeur du 95^e centile des concentrations mesurées dans les sols agricoles du Québec. La *concentration totale* de cuivre estimée dans le scénario « municipal » est, quant à elle, 2 fois plus élevée que la recommandation du CCME basée sur des considérations environnementales (mais bien inférieures à la recommandation du CCME de 1100 mg/kg basée sur la santé) et 4 fois plus élevée que la valeur du 95^e centile des concentrations mesurées dans les sols du Québec. Ces concentrations totales élevées s'expliquent par le fait que la concentration *maximale* de cadmium mesurée en 1999 dans les biosolides de papetières était plus élevée que le critère C1 alors que les concentrations *maximales* de cadmium et de cuivre dans les biosolides municipaux étaient plus élevées que le critère C2 (tableau 8).

Les concentrations totales de contaminants estimées dans les sols agricoles selon les *scénarios C1* dépassent les concentrations recommandées par le CCME (1997) pour le cadmium, le chrome, le cuivre (très légèrement) et le zinc (environ 12% plus élevée) du scénario « de papetières », et pour le cadmium et le chrome des scénarios « municipaux ». On note cependant que les concentrations totales estimées de cadmium et de chrome sont à peu près du même ordre de grandeur que les valeurs du 95^e centile des concentrations actuellement mesurées dans les sols agricoles.

Les concentrations totales d'arsenic, de cadmium, de chrome, de cuivre, de plomb et de zinc estimées dans les sols agricoles selon les *scénarios C2* « de papetières » dépassent les recommandations du CCME (1997) et les valeurs du 95^e centile des concentrations mesurées dans les sols agricoles du Québec. Dans le cas de l'arsenic et du cadmium, les concentrations totales sont plus élevées que les recommandations du CCME (1997) basées sur la santé humaine alors que dans le cas du chrome, du cuivre, du plomb et du zinc, les concentrations totales sont plus élevées que la recommandation du CCME (1997) basées sur la protection de l'environnement. Les concentrations de cadmium, de chrome, de cuivre et de zinc estimées dans les sols agricoles selon les *scénarios C2* « municipaux » excèdent les concentrations recommandées par le CCME (1997). Dans le cas du cadmium, la concentration totale est plus élevée que la recommandation du CCME (1997) basée sur la santé humaine et excède de 16% la valeur du 95^e centile de la concentration mesurée dans les sols agricoles du Québec. Dans le cas du chrome, du cuivre et du zinc, les concentrations totales sont plus élevées que la recommandation du CCME (1997) basées sur la protection de l'environnement.

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

Enfin, les concentrations totales de métaux estimées dans les sols selon les scénarios C2* dépassent les recommandations du CCME (1997) pour l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le plomb et le zinc des scénarios « de papetières » et « municipaux ». Dans le cas de l'arsenic et du cadmium, les recommandations du CCME sont basées sur la protection de la santé humaine. Pour tous ces métaux, les concentrations totales excèdent également les valeurs du 95^e centile des concentrations mesurées dans les sols québécois. Cependant, comme nous l'avons précisé dans la section IV-1.2, ce scénario entraînerait des apports de phosphore supérieurs aux règlements en vigueur. Il permet néanmoins d'avoir une idée de ce que représenterait l'utilisation du taux d'application maximal de 22 t/ha-5 ans qui s'applique aux biosolides C2.

Nous n'avons pas pu comparer les concentrations totales de molybdène, de nickel et de dioxines/furannes estimées dans les sols par les différents scénarios avec les recommandations du CCME (1997) puisque cet organisme n'a pas émis, à l'heure actuelle, de recommandations pour ces contaminants. Toutefois, il apparaît que la concentration totale de molybdène estimée doublerait par rapport à la concentration bruit de fond moyenne (MENV, 1998) pour des scénarios « de papetières » et « municipal » C2 et/ou C2*, et que le 95^e centile de la concentration bruit de fond de nickel (Giroux et coll., 1992) est dépassé pour les scénarios « de papetières » C2 et C2* et pour le scénario « municipal » C2*.

Tableau 14 Comparaison des concentrations totales de contaminants estimées dans les sols après 100 ans de fertilisation avec les concentrations maximales recommandées par le CCME (1997) dans les sols agricoles

Contaminants	Concentrations totales dans les sols agricoles ^{1,2}											Concentration bruit de fond dans les sols agricoles du Québec ³		Concentrations recommandées dans les sols ⁷	
	SCÉNARIO DE PAPETIÈRES Biosolides de papetières + amendements calciques ou magnésiens + engrais minéraux					SCÉNARIOS MUNICIPAUX Biosolides municipaux + amendements calciques ou magnésiens + engrais minéraux					SC. TRADIT	Moy	95 ^e centile	MENV, 1998 ⁴	CCME, 1997 ⁵
	Moy.	Max.	C1	C2	C2*	Moy.	Max.	C1	C2	C2*	Moy.			Critère A	Sol agricole
Arsenic	6,00	6,00	9,27	17,4	24,2	6,00	6,79	8,17	11,5	25,2	6,00	6,0 ⁶	-	6	12 ⁷
Cadmium	1,17	1,67	2,24	3,16	3,96	1,28	1,93	1,94	2,32	4,17	1,10	1,1	2,0	1,5	1,4 ⁷
Chrome	40,0	44,1	116	227	321	40,0	40,6	89,2	135	329	40,0	40,0	98,0	85	64 ⁸ (220 ⁷)
Cuivre	24,7	63,0	65,1	151	222	41,6	124	52,5	87,9	226	21,6	19,1	35,9	40	63 ⁹
Mercure	0,06	0,15	0,40	0,95	1,40	0,09	0,14	0,28	0,51	1,42	0,04	0,043	0,08	0,2	6,6 ⁷
Molybdène	2,16	2,96	3,32	5,29	6,98	2,12	2,38	2,85	3,66	7,32	2,26	2,0 ⁶	-	2	-
Nickel	21,8	27,9	36,3	51,7	65,6	21,8	26,0	30,0	36,3	69,3	21,8	21,8	48,4	50	-
Plomb	29,8	31,8	67,4	113	154	34,1	57,6	48,7	67,6	159	29,8	29,8	53,8	50	70 ¹⁰ (140 ⁷)
Zinc	88,2	159	224	401	554	93,9	155	157	229	568	77,2	62,8	105,6	110	200 ⁹
Dioxines/furannes	1,70	1,74	2,70	3,40	4,07	1,78	1,86	2,10	2,38	4,15	1,70	1,7 ¹¹	-	<2	-

¹ Les concentrations sont exprimées en mg/kg m.s. pour les métaux et en ng EQT/kg m.s. pour les PCDD/F.

² Concentrations totales dans le sol = concentrations additionnelles apportées par les matières fertilisantes + concentrations moyennes dans le sol (bruit de fond)

³ Source : Giroux et coll., 1992

⁴ Les critères A représentent la teneur de fond pour les métaux et la limite de détection de la méthode pour l'analyse de PCDD/F tirés de la *Politique de la protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (MENV, 1998)

⁵ Recommandation pour des sols agricoles en 1997 (CCME, 1997)

⁶ Teneur de fond selon le critère A de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* du MENV (MENV, 1998b)

⁷ Basé sur la santé humaine (ingestion de sol).

⁸ Basé sur l'environnement (cycle des nutriments et de l'énergie)

⁹ Basé sur l'environnement (contact avec le sol)

¹⁰ Basé sur l'environnement (ingestion de sol)

¹¹ Cette valeur a été retenue afin de représenter la contamination bruit de fond des sols agricoles par les dioxines/furannes (section III-2.1.4.3 du rapport complet).

en gras et double souligné : concentration totale supérieure à la concentration recommandée par le CCME, 1997

IV-5 Conclusion

Les *charges* de contaminants apportées aux sols agricoles après 100 ans de fertilisation avec ou sans MRF ont été estimées et comparées entre elles.

Les résultats indiquent que l'utilisation de conjointe de biosolides et d'amendements calciques ou magnésiens (ACM) dans le respect des taux agro-environnementaux conduit à une contamination du sol par leurs divers contaminants qui est comparable ou beaucoup plus élevée que la contamination qui est attendue lors de l'utilisation d'engrais de ferme et de chaux agricole. L'utilisation de biosolides et d'ACM dont la concentration en contaminants correspond aux valeurs moyennes rencontrées actuellement au Québec conduit à une contamination supérieure, en terme de charge apportée, à celle due aux engrais de ferme et à la chaux par un facteur généralement compris entre 1 et 11, mais pouvant aller jusqu'à 15 ou 30 (dioxines/furannes et mercure, respectivement). Lorsque les concentrations dans les biosolides sont égales aux critères C1 ou C2 et que les ACM ont la concentration maximale permise par la certification BNQ, ce facteur est généralement compris entre 2 et 65 (C1) et entre 4 et 130 (C2), mais il peut atteindre des valeurs beaucoup plus élevées pour les dioxines/furannes et le mercure (jusqu'à 227 (mercure, C1) et 570 (mercure, C2)).

Les *concentrations totales* de contaminants estimées dans les sols après 100 ans de fertilisation avec des biosolides de papeteries ou des biosolides municipaux et des ACM ont ensuite été comparées aux concentrations maximales recommandées par le CCME dans les sols agricoles.

*Pour les métaux*⁴⁰

- ♦ Avec des biosolides et des ACM dont les concentrations de contaminants sont égales à la moyenne ou au maximum des concentrations mesurées en 1999 (Charbonneau et Hébert, 2000) et lorsque ces MRF sont appliquées selon un **taux agro-environnemental moyen** (scénarios « moyen » et « maximum »), les *concentrations totales* de métaux estimées dans les sols agricoles après 100 ans de fertilisation sont **inférieures aux recommandations du CCME (1997)**, mis à part pour le cadmium et le cuivre. Dans le cas du cadmium, les *concentrations totales* sont cependant du même ordre de grandeur que le 95^e centile des concentrations mesurées dans les sols agricoles du Québec.
- ♦ Avec des biosolides dont la concentration de contaminants est égale à la valeur du critère C1 et des ACM dont la concentration est égale à la valeur maximale permise par la certification BNQ, épandus selon un **taux agro-environnemental moyen**, les *concentrations totales* de métaux estimées dans les sols agricoles après 100 ans de fertilisation sont **inférieures ou du même ordre de grandeur que les recommandations du CCME (1997)**, ou si elles les dépassent (cadmium, chrome et zinc), elles sont **généralement du même ordre de grandeur que les valeurs du 95^e centile** des concentrations mesurées dans les sols agricoles du Québec (sauf le zinc provenant des

⁴⁰ Le CCME n'a pas établi de recommandations concernant la concentration de molybdène et de nickel dans les sols agricoles.

biosolides de papetières pour lequel la concentration totale est deux fois plus élevée que le 95^e centile).

- ♦ Par contre, avec des **biosolides dont la concentration de contaminants est égale à la valeur du critère C2 et des ACM dont la concentration est égale à la valeur maximale permise par la certification BNQ**, épandus selon un **taux agro-environnemental moyen (scénarios C2)**, on s'attend à des augmentations significatives de la concentration de plusieurs contaminants dans les sols agricoles.

Ainsi, pour les scénarios « de papetières » :

- Les *concentrations totales* dans le sol de **six métaux** (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, plomb et zinc) estimées après 100 ans de fertilisation selon les *scénarios C2* **excèdent les concentrations recommandées par le CCME (1997)** et les valeurs du 95^e centile des concentrations mesurées dans les sols agricoles du Québec.
- **Dans le cas de l'arsenic et du cadmium, les concentrations totales sont plus élevées que les recommandations du CCME (1997) basées sur la santé humaine.**

Et, pour les scénarios « municipaux » :

- Les *concentrations totales* dans le sol de **quatre métaux** (cadmium, chrome, cuivre et zinc) estimées après 100 ans de fertilisation selon les *scénarios C2* **excèdent les concentrations recommandées par le CCME (1997)** et les valeurs du 95^e centile des concentrations mesurées dans les sols agricoles du Québec.
 - **La concentration de cadmium est la seule à dépasser la recommandation du CCME basée sur la protection de la santé humaine.**
-
- ♦ Enfin, lorsque des **biosolides dont la concentration de contaminants est égale à la valeur du critère C2** sont épandus à raison du **taux maximal permis (4,4 t/ha-an)** et que des **ACM dont la concentration est égale à la valeur maximale permise par la certification BNQ** sont épandus selon un **taux agro-environnemental moyen (scénario C2*)**, pour six (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, plomb et zinc) des sept métaux évalués comparativement aux recommandations du CCME :
 - **Toutes les concentrations totales de métaux** dans le sol apportées après 100 ans de fertilisation selon les *scénarios C2* **excèdent les concentrations recommandées par le CCME (1997)** et les valeurs du 95^e centile des concentrations mesurées dans les sols québécois.
 - **Dans le cas de l'arsenic et du cadmium, les concentrations totales sont plus élevées que les recommandations du CCME (1997) basées sur la protection de la santé humaine.**

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec
Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

En résumé, ces résultats indiquent qu'en respectant les taux d'application agro-environnementaux, l'utilisation de biosolides²⁵ respectant les critères C1 ne conduirait pas à une contamination des sols agricoles dramatiquement supérieure à la contamination déjà observée dans les sols agricoles les plus fortement contaminés du Québec (soit moins de 5% des sols agricoles du Québec) alors que la valorisation de biosolides⁴¹ dont les niveaux de contamination sont égaux aux critères C2 conduirait à une augmentation significative des contaminants dans les sols (principalement lorsque des biosolides de papetières sont utilisés).

Pour les dioxines/furannes

- ◆ Le CCME n'a pas établi de recommandations pour les concentrations de dioxines/furannes dans les sols agricoles.
- ◆ Cependant, les résultats montrent que
 - avec des **MRF (biosolides et ACM)** utilisées à **des taux agro-environnementaux et dont les concentrations de dioxines/furannes correspondent aux concentrations mesurées dans les MRF utilisées actuellement au Québec (concentration « moyennes » ou « maximales »)**, les concentrations totales de dioxines/furannes estimées dans les sols agricoles après 100 ans de fertilisation avec des MRF sont du même ordre de grandeur que la concentration moyenne estimée pour les sols agricoles, et
 - avec des **biosolides dont la concentration est égale à la valeur du critère C1 ou du critère C2 et des ACM dont la concentration correspond à la valeur maximale permise par la certification BNQ**, la *concentration totale* de dioxines/furannes estimée dans les sols agricoles après 100 ans de fertilisation dépasse la concentration moyenne estimée pour les sols agricoles.

Taux d'application agronomique maximal pour les résidus de catégorie C2

Parallèlement à l'estimation de la contamination des sols par les MRF, nous avons analysé l'intérêt du taux d'application maximal qui s'applique aux MRF (MENV, 1997). Lorsque la fertilisation implique l'utilisation de biosolides de catégorie C2, le taux d'application maximal de ces biosolides est de 22 t/ha-5 ans. Les scénarios de fertilisation de quatre types de culture, élaborés selon les recommandations agronomiques du Conseil des productions végétales du Québec (CPVQ), indiquent que le taux moyen d'application agronomique des biosolides de papetières et des biosolides municipaux est de 390 et de 100 t/ha-100 ans, respectivement. Seule l'utilisation de biosolides de papetières pour la culture de pomme de terre-orge nécessite des taux d'application de plus de 22 t/ha-5 ans (7,95 t/ha-an). Par conséquent, le taux d'application maximal de 22 t m.s./ha-5ans (440 t m.s./ha-100 ans) établi dans les *Critères provisoires* ne constitue pas vraiment une limitation à l'épandage de résidus de catégorie C2.

⁴¹ Conjointement avec des amendements calciques ou magnésiens respectant les normes du BNQ.

V - ÉVALUATION DES RISQUES À LA SANTÉ

V-1 Revue des évaluations de risque existantes

Les risques à la santé liés à la valorisation agricole de MRF ont été estimés à différentes occasions par ou pour l'U.S.EPA. La première de ces évaluations de risque a été élaborée pour estimer le risque lié à la valorisation de biosolides de papetières, à l'époque où celles-ci utilisaient encore les procédés de blanchiment au chlore (U.S.EPA, 1990). La méthodologie et les résultats de cette étude sont résumés dans la section V-1.2 du rapport complet. Le risque d'excès de cancer dû aux congénères les plus toxiques de dioxines/furannes (soient la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine (TCDD) et le 2,3,7,8-tétrachlorodibenzofuranne (TCDF)) apportés par ces MRF a été estimé à 1 cas de cancer sur 34, si l'on additionne toutes les voies d'exposition, et si le récepteur est défini dans les conditions d'un pire scénario. Il est difficile de tenir compte de ces estimations, car le pire scénario n'est pas représentatif d'une situation pouvant exister. Les concentrations de 2,3,7,8-TCDD/F rencontrées dans les biosolides étaient également très élevées (jusque 681 ng TCDD/kg m.s.).

La deuxième étude résumée dans cette section (section V-1.3) a été réalisée dans l'objectif d'établir les concentrations limites de contaminants dans les biosolides municipaux et les charges maximales qui peuvent être apportées sur le sol par ces biosolides (U.S.EPA, 1992). Les contaminants visés étaient initialement les métaux et quelques composés organiques, mais la réglementation américaine qui découle de cette étude n'a retenu que les données concernant les *métaux* (Federal Register, 1993). L'approche utilisée consistait à estimer, pour chaque voie d'exposition, la différence entre la dose bruit de fond spécifique à cette voie et la dose de référence, suite à une pratique d'épandage de 100 ans. Pour chaque métal, la valeur la plus faible obtenue (parmi toutes les voies) était retenue comme dose acceptable provenant des MRF, puis convertie en charge de métal par hectare de sol ou en concentration maximale dans les MRF (concentration « haute qualité » retenue dans la réglementation, section I-2.1.1 du rapport complet). Cet exercice a été réalisé pour divers récepteurs, à savoir, les enfants (ingestion de sol), les adultes (ingestion de viandes, ingestion de légumes, ingestion d'eau de surface), les animaux et les végétaux. Les risques à la santé humaine (dus à l'ingestion de biosolides par les enfants) ont été plus restrictifs que les risques à la santé animale ou les risques phytotoxiques pour l'arsenic, le cadmium, le mercure et le plomb. Nous encourageons le lecteur à lire la section correspondante du rapport complet afin de comprendre les biais de cette évaluation, tant en terme de données utilisées que de l'approche et de la définition des récepteurs. La principale critique de cette évaluation est que les critères maximum retenus pour chaque métal ont été dérivés en considérant que le récepteur n'est exposé que par une seule voie, ce qui nous apparaît inacceptable en vertu des principes d'évaluation du risque adoptés au Québec (Lignes directrices du MSSS, 1999).

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec
Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

Dans une deuxième étape, l'U.S.EPA a estimé le risque associé à l'apport de *dioxines/furannes* et *BPC coplanaires* (« composés dioxin-like ») par la valorisation de biosolides municipaux, dont la teneur en ces composés est égale à 300 ng EQT/kg m.s. concentration (valeur correspondant au 95^e centile de la concentration mesurée dans les boues américaines) (Abt Associates Inc, 1999). Cette étude, résumée dans la section V-1.4 du rapport complet, était basée sur l'estimation du risque encouru par un individu vivant pendant les 75 dernières années d'une période d'épandage de 100 ans. Les résultats de ces travaux ont conduit à la proposition d'une concentration limite dans les biosolides valorisables égale à 300 ng EQT/kg m.s. Bien que l'évaluation soit dans l'ensemble réalisée de façon conservatrice, l'estimation du risque n'a pas été réalisée en tenant compte de l'exposition simultanée par différentes voies. Ainsi, alors que le risque maximal obtenu par l'U.S.EPA est de 1 cas sur 12050 personnes (ingestion de sol par un enfant), en additionnant les différentes voies d'exposition, le risque est de 1 cas de cancer sur 7143 personnes (scénario agricole). Il est à noter que pour l'U.S.EPA, un risque d'excès de cancer de 1 cas sur 10 000 est acceptable.

La dernière évaluation de risques à la santé que nous avons consultée et résumée (section V-1.5) est celle réalisée par l'U.S.EPA concernant les *engrais minéraux* utilisés aux États-Unis (U.S.EPA, 1999a). Cette évaluation est la seule à prendre en compte les incertitudes reliées aux valeurs des différents paramètres utilisés (simulations Monte-Carlo). Le risque, estimé spécifiquement pour des agriculteurs et leur famille, est basé sur les concentrations mesurées dans les matières fertilisantes américaines et sur les taux d'application utilisés. Malheureusement, les seuls résultats présentés sont ceux qui posent un problème de santé, à savoir le risque posé par l'arsenic et par les dioxines/furannes. Les risques à la santé liés à l'arsenic varient entre 4 cas sur 100 millions et 9 cas sur 100 000. Le risque d'excès de cancer dû aux dioxines/furannes varie entre 3 cas sur 10 000 (enfant) et 9 cas sur 10 000 (agriculteur adulte). Contrairement aux autres évaluations citées ci-dessus, le risque a été estimé pour un individu exposé par la voie d'ingestion alimentaire (la voie « chaîne alimentaire » comprenant l'ingestion de végétaux, de tissus animaux et de poisson), mais les risques liés à l'ingestion accidentelle de matières fertilisantes ont été estimés séparément. Cependant, un des biais importants de cette évaluation de risque vient du fait que le scénario de fertilisation ne considère pas l'usage simultané de plusieurs matières fertilisantes sur une même parcelle, alors que cette pratique est nécessaire.

La revue critique des évaluations de risques effectuées par ou pour l'U.S.EPA (section V-1) a montré que les hypothèses de travail et les approches retenues dans ces études n'étaient pas appropriées, selon nous, pour estimer le risque lié à la valorisation des MRF au Québec. Nous considérons tout particulièrement que les données utilisées à la base de la réglementation américaine ne sont pas adéquates pour conclure que l'épandage de MRF selon cette réglementation ne présente aucun risque pour la santé humaine.

C'est pourquoi nous avons réalisé notre propre évaluation des risques à la santé liés au cadmium et aux dioxines/furannes provenant des MRF valorisées en milieu agricole. Les risques ont été évalués pour deux cas : (i) critères C2 : utilisation conjointe de biosolide de concentration égale au critère C2 et d'ACM de concentration égale à la norme du BNQ, et (ii) critères C1 : utilisation conjointe de biosolide de concentration critère C1 et d'ACM de concentration égale à la norme du BNQ. Pour chaque cas, des engrais minéraux ont aussi été utilisés, mais leur contribution à la contamination des sols étant négligeable comparée à la contribution des MRF, nous ne les avons pas mentionnés dans le reste du texte.

V-2 Évaluation des risques à la santé dans le contexte québécois

L'objectif de cette évaluation des risques à la santé humaine est de quantifier la dose de cadmium et de dioxines/furannes pouvant être reçue par des individus fortement exposés (IFE)⁴² aux MRF, directement et indirectement, lorsque des biosolides, des amendements calciques et magnésiens (ACM) et des engrais minéraux sont utilisés conjointement, et d'estimer si cette dose est associée à un risque à la santé. Pour cela, nous nous sommes basées sur des scénarios de fertilisation établis dans le respect des *taux d'application agro-environnementaux*⁴³ et favorisant l'utilisation de biosolides et d'ACM. Notre mandat étant de valider les critères C2, nous avons considéré que la concentration de cadmium et de dioxines/furannes dans les biosolides et les ACM était égale à la valeur *du critère (ou sous-critère) C2* ou à la *valeur maximale permise par la certification du BNQ*⁴⁴, respectivement. Suite aux résultats obtenus, nous avons aussi estimé le risque lié à l'utilisation de biosolides⁴⁵ dont la concentration en cadmium et dioxines/furannes est égale aux *critères C1 des Critères provisoires* (MENV, 1997). **L'évaluation de risques a été réalisée en se basant sur les Lignes directrices émises par le MSSS (1999)**, dont les principes et les valeurs numériques recommandées sont applicables à l'évaluation des risques liés à l'utilisation agricole des MRF. Toutefois, certaines de ces données⁴⁶ ont dû être adaptées à la situation particulière de l'exposition d'une population spécifique aux contaminants présents dans les *sols agricoles*.

La quantité de MRF épandues au Québec représente environ 2,6% de la quantité d'engrais organiques d'origine animale épandue et seulement 2,3% des sols agricoles du Québec étaient concernés par ces épandages en 1999 (section II-1.3). Cependant, le recours aux MRF étant lié à une pénurie régionale d'engrais organiques d'origine animale, il apparaît que les MRF, essentiellement les biosolides, seront vraisemblablement utilisés à long terme sur une proportion restreinte de sols agricoles situés dans des régions où l'accès aux engrais animaux est difficile. La majorité des sols québécois ne recevront pas de MRF, mais la valorisation de celles-ci sera concentrée sur un nombre limité d'exploitations.

⁴² Voir section V-2.1.1 de ce rapport

⁴³ Taux d'application répondant aux besoins des cultures en éléments majeurs et respectant les contraintes environnementales.

⁴⁴ En fonction du pouvoir neutralisant de l'ACM

⁴⁵ Avec utilisation conjointe d'ACM dont la concentration en cadmium et dioxines/furannes est égale aux valeurs maximales permises par la certification BNQ.

⁴⁶ Notamment le taux d'ingestion d'eau et le taux d'inhalation, pour tenir compte des efforts physiques des agriculteurs.

Dans ce contexte, le risque à la santé, le cas échéant, sera maximal pour les personnes habitant et travaillant dans de telles zones agricoles (cette population sera donc choisie pour l'évaluation du risque). Par contre, le risque pour la population en général sera réduit du fait de la dilution des denrées possiblement contaminées par les MRF avec les autres denrées alimentaires produites selon des procédés traditionnels.

V-2.1 Définition des conditions d'exposition utilisées

Le contexte de cette évaluation de risque est particulier du fait i) que nous devons estimer les concentrations de contaminants pouvant se retrouver dans l'environnement suite à l'utilisation agricole *future* des MRF, ce qui implique un certain nombre de suppositions et donc d'incertitudes, et ii) que cette évaluation de risque doit idéalement être réalisée à long terme, car la contamination des sols agricoles peut avoir des répercussions à long terme sur la santé à cause de l'accumulation des contaminants dans les sols.

Conformément aux recommandations émises dans les Lignes directrices, le risque a été estimé pour le groupe de la population qui est le plus exposé aux MRF, à savoir les agriculteurs qui vivent dans une région en déficit d'engrais de ferme et qui ont recours aux MRF pour fertiliser leurs champs. C'est pourquoi le récepteur sélectionné est un « individu fortement exposé » (IFE) qui représente un agriculteur en contact avec les MRF durant toute sa vie, selon des scénarios spécifiques de son âge et de son activité (section V-2.1.1 de ce rapport). Comme détaillé dans la section V-2.1.2, l'évaluation porte sur une période de 100 ans, et l'IFE est une personne qui naît après 25 ans d'utilisation de MRF, et qui est exposée durant les 75 années d'utilisation suivantes. Pour fin de comparaison, l'IFE pourrait être assimilé au HEI (highly exposed individual) utilisé par les États-Unis (voir section V-1.3 à V-1.5 du rapport complet) car les taux d'exposition du HEI et de l'IFE sont des taux moyens. Toutefois, à la différence du HEI, l'IFE est exposé par plusieurs voies simultanées (ce qui est beaucoup plus représentatif d'une personne qui doit se nourrir, respirer, boire, etc...). L'IFE ne se compare absolument pas à un MEI (mostly exposed individual, section V-1.2), qui représente le pire scénario d'exposition, car le MEI est défini comme un individu qui est exposé de façon maximale et non de façon moyenne. Les MEI ne sont d'ailleurs plus utilisés dans les évaluations de risques.

L'estimation de la contamination de l'environnement par l'utilisation des matières fertilisantes est basée sur des scénarios de fertilisation établis pour quatre types de culture. Pour toutes les simulations, nous avons considéré l'apport de cadmium ou de dioxines/furannes par des MRF (biosolides et amendements calciques et magnésiens) et des engrais minéraux. **La concentration de contaminant dans les MRF est considérée égale à la valeur critère C1 et/ou C2 pour les biosolides ou à la valeur maximale permise par la certification du BNQ pour les ACM** (en fonction du pouvoir neutralisant). L'utilisation de ces valeurs est dictée par le fait que **l'objectif de ce travail était de valider les critères C2, et donc de s'assurer de l'innocuité des concentrations égales aux valeurs critères.**

Dans le rapport complet, deux approches qui diffèrent par le taux d'application des biosolides de concentration égale à C2 (section V-2.2.3.1) ont été utilisées pour valider le critère C2. Cependant, les conclusions n'étant pas basées sur les résultats de la première approche (qui conduisait à une utilisation maximale de biosolides C2 et qui pouvait contrevenir au respect de règlements relatifs à la réduction de la pollution d'origine agricole), **nous ne présenterons ici que l'approche sur laquelle les conclusions et les recommandations ont été basées.**

Considérant qu'il est peu probable qu'une parcelle soit utilisée pour le même type de culture pendant 100 ans, nous avons utilisé un **taux d'application agro-environnemental moyen** de biosolides (C2 et/ou C1), d'ACM et d'engrais minéraux. **Cette approche permet d'avoir un aperçu global de la contamination de l'environnement due à l'utilisation de biosolides de concentration égale au critère C2, d'ACM de concentration maximale permise par la norme BNQ et d'engrais minéraux, lorsque ceux-ci sont appliqués régulièrement à des taux agronomiques et dans le respect des réglementations existantes.**

Selon cette approche, la validité des critères C2 et C1 vis-à-vis de leur innocuité sur la santé humaine a été évaluée en estimant les doses d'exposition au cadmium et aux dioxines/furannes pour un individu (IFE) exposé durant les 75 dernières années d'une période d'épandage de 100 ans, mais aussi pour un individu (IFE) exposé durant les 25 premières années d'épandage (mère de l'IFE), ce qui donne une idée des impacts de l'utilisation des MRF à long terme et à moyen terme, respectivement. Nous n'avons pas réalisé d'évaluation des risques toxicologiques pour la population en général puisqu'elle sera beaucoup moins exposée aux contaminants des MRF que l'IFE. Cependant, les impacts de l'utilisation des MRF sur la population en général ont été discutés.

V-2.1.1 Définition de l'individu fortement exposé (IFE)

L'IFE est un agriculteur qui est né dans une ferme située dans une région en déficit d'engrais de ferme, où les MRF (biosolides et ACM) sont utilisées comme matières fertilisantes dans les parcelles de l'exploitation ainsi que dans le jardin familial⁴⁷, lequel donne une production non négligeable des légumes consommés. L'IFE a été allaité pendant 1 an par sa mère, laquelle s'est nourrie depuis sa naissance d'une proportion importante de légumes de son jardin ou cultivés localement et de produits issus d'animaux élevés localement. Les produits animaux consommés par l'IFE et sa famille proviennent d'animaux nourris par du fourrage ou des grains cultivés sur des sols amendés par des MRF et/ou d'animaux qui pâturaient sur des prairies également fertilisées par des MRF. Une partie des légumes consommés par la famille ont eux aussi été produits sur des sols fertilisés par les MRF. Parmi les denrées alimentaires non produites à la ferme, une certaine proportion a également été cultivée avec des MRF. La résidence de l'IFE est entourée de terres agricoles, dont une certaine proportion est fertilisée par les MRF. La maison est sous les vents dominants par rapport aux terres cultivées. L'eau bue par l'IFE est soit de l'eau de surface provenant de la rivière la plus proche, soit de l'eau souterraine, lesquelles sont

⁴⁷ Dans lequel on peut utiliser des biosolides municipaux granulés certifiés conformes par le BNQ, à raison de 4,4 t/ha-an au maximum. De plus, une utilisation, certes illégale, mais néanmoins possible, des MRF prévues pour les champs de culture peut être faite dans les jardins familiaux (nous l'avons constaté nous-mêmes sur le terrain).

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

potentiellement contaminées par l'utilisation des MRF sur les sols agricoles de la région⁴⁸. L'IFE épand lui-même les MRF et s'occupe de sa machinerie. Les valeurs numériques correspondant à toutes ces données sont présentées dans la section V-2.4 du rapport complet.

La mère de l'IFE et l'IFE sont exposés par ingestion d'eau potable, par ingestion de produits animaux ou végétaux qui sont entrés en contact avec le sol contaminé, par inhalation d'air contaminé par des vapeurs et/ou des poussières et par contact cutané aux contaminants apportés dans les sols agricoles (figure 6).

⁴⁸ L'eau de surface sera finalement choisie afin d'être conservateurs, car la contamination de l'eau souterraine est négligeable (voir discussion).

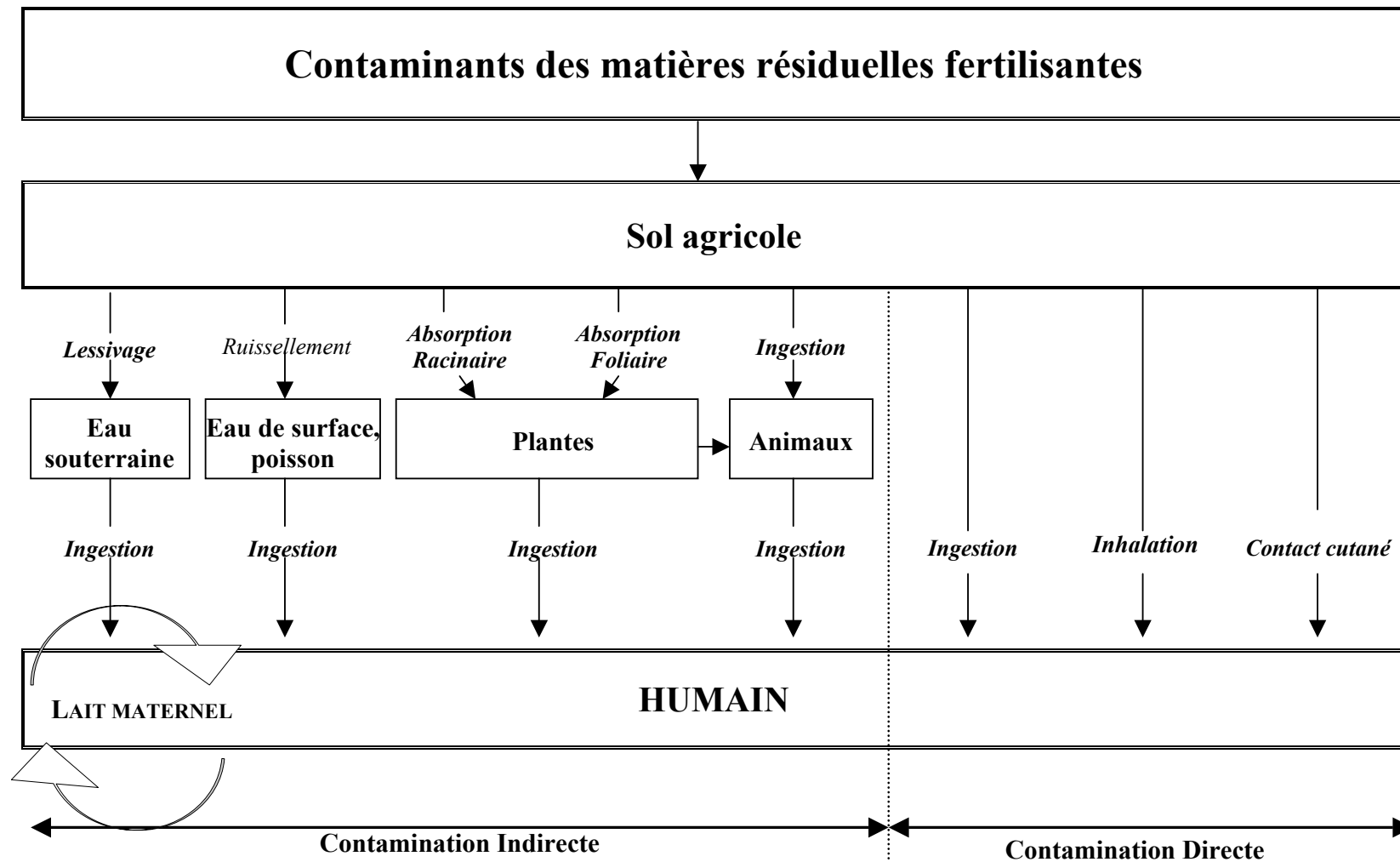


Figure 6 Représentation schématique de l'exposition aux contaminants apportés dans le sol par les matières fertilisantes

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec
Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

V.2.1.2 Scénarios d'exposition de l'IFE

Le risque a été estimé pour une pratique de 100 ans, en considérant que l'IFE (durée de vie de 75 ans) est exposé durant les 75 dernières années de la simulation, et que sa mère a été exposée durant les 25 premières années (Figure 7). Cette période de 100 ans avait déjà été retenue par l'U.S.EPA (U.S.EPA, 1994b; U.S.EPA, 1994a).

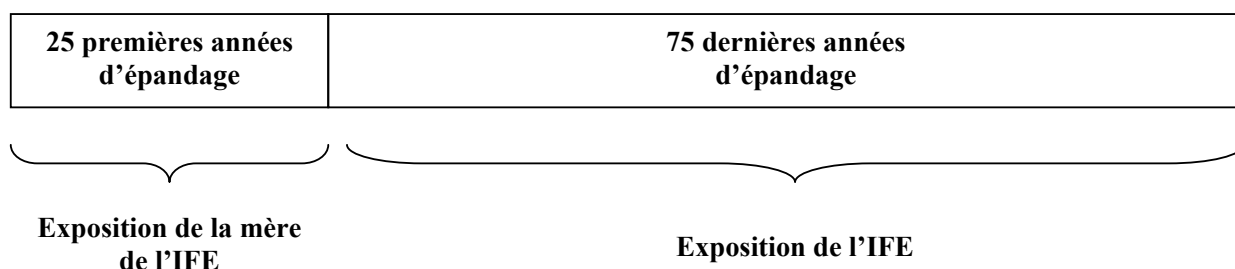


Figure 7 Représentation schématique de la chronologie du scénario d'exposition

L'exposition de la mère de l'IFE et de l'IFE par *ingestion d'aliments* est due au fait que (i) les contaminants présents dans le sol sont transmis aux plantes par absorption racinaire et/ou absorption foliaire et (ii) les animaux sont contaminés par ingestion de sol, de MRF et/ou de plantes contaminées. Cependant, l'homme est aussi exposé directement par *ingestion de sol*. Bien que l'ingestion de sol soit surtout importante lors de l'enfance, elle ne doit pas être négligée chez l'agriculteur car il s'agit d'une voie d'exposition directe (voir figure 6)⁴⁹. L'eau ingérée par l'IFE est contaminée par lessivage (eau souterraine) ou par le biais du ruissellement (eau de surface). L'eau transmet ses contaminants aux poissons, aux animaux et aux récoltes qui sont arrosées, mais la contamination indirecte des produits agricoles par l'eau ne sera pas considérée dans cette évaluation de risque.

Les personnes résidant en milieu rural peuvent être exposées par *inhalation de vapeurs* de contaminants organiques qui se dégagent des MRF. L'exposition par *inhalation de poussières* remises en suspension dans l'air lors du travail de la terre n'a été prise en compte que pour la période de vie considérée active des travailleurs (16-60 ans). Enfin, les contaminants des MRF peuvent être transmis à l'homme par *contact cutané*. Nous avons pu constater lors d'une visite sur le terrain, que les ouvriers agricoles ont un contact quasi-obligatoire avec les MRF lors du calibrage et/ou de la réparation des épandeurs. Le contact cutané peut aussi être pris en compte lors du jardinage familial.

⁴⁹ Bien que des distances doivent être respectées entre le lieu de résidence et les sols recevant des MRF, on ne peut écarter la possibilité que l'enfant accompagne ses parents sur le site, qu'il joue sur l'amas de MRF (certains biosolides n'ont pas d'odeur particulièrement repoussante, des plantes peuvent pousser sur les amas et des vers de terre peuvent y vivre, ce qui peut rendre les parents peu méfiants). De plus, la cour peut être contaminée par le sol ramené par la machinerie.

Les voies d'exposition que nous avons considérées pour représenter un agriculteur québécois fortement exposé sont donc les suivantes :

- ingestion de lait maternel pendant 1 an⁵⁰ (mère contaminée pendant les 25 premières années d'épandage par ingestion de légumes, de viande, d'eau, de sol et par inhalation d'air contaminé),
- ingestion de sol (taux d'ingestion spécifiques de la tranche d'âge),
- contact cutané (taux de contact cutané spécifiques de la tranche d'âge),
- ingestion de légumes, viandes, sol et eau (taux d'ingestion spécifiques de la tranche d'âge) (0-75 ans),
- inhalation de vapeurs et poussières (exposition normale) (0-75 ans),
- inhalation de poussières lors du travail des champs et contact cutané lors des épandages (16-60 ans).

Les aspects conservateurs de cette analyse sont :

- choix d'un individu ayant passé sa vie en milieu rural, « au contact » de MRF,
- la vie de l'individu commence après 25 années d'utilisation de MRF et les MRF sont utilisées tout au long de sa vie (75 ans) selon un scénario d'utilisation maximum. La mère de l'individu a été au contact de MRF pendant les 25 premières années de sa vie,
- valeurs conservatrices pour le taux d'ingestion d'eau et le taux d'inhalation d'air (voir section V-2.4.2 du rapport complet et annexes correspondantes), afin de refléter les effets du travail physique de la population cible,
- utilisation des concentrations égales aux critères provisoires pour les biosolides (afin de répondre au mandat qui nous a été donné) et des concentrations égales aux valeurs maximales permises par la certification BNQ (en fonction du pouvoir neutralisant) pour les amendements calciques et magnésiens.

Toutefois, cette évaluation de risques n'est pas excessivement conservatrice, car i) les taux d'exposition de l'IFE (ingestion, inhalation) sont des taux moyens généralement appliqués à la population générale (sauf exception, voir paragraphe précédent), et ii) nous avons aussi tenu compte du contexte québécois lié à la consommation des produits locaux par les agriculteurs, au climat et aux taux d'application agro-environnementaux des matières fertilisantes. Ainsi, nous avons :

- utilisé des proportions d'aliments contaminés représentatives des habitudes rurales de consommation,
- pris en compte la dilution des MRF dans le sol et de la période hivernale pendant laquelle l'exposition à ces sols est restreinte,

⁵⁰ Dans la région de Granby, 5,3% des enfants ont été allaités pendant plus d'un an (période de mai 1999 à mars 2000, Suzanne Dionne, CLSC de la Haute Yamaska, communication personnelle).

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

- pris en compte les pertes de contaminants du sol au cours du temps (ce qui n'est pas négligeable sur un période de 100 ans),
- utilisé le taux d'application agro-environnemental moyen des matières fertilisantes estimé à partir de quatre types de cultures différentes pour les biosolides et pour les engrais minéraux et les ACM,

V-2.1.3 Scénarios d'épandage et niveaux de contamination des matières fertilisantes utilisées

Nous avons évalué les risques à la santé dus à l'exposition au cadmium et aux dioxines/furannes apportés par les matières fertilisantes sur le sol, pendant 100 ans de fertilisation. Des évaluations de risques à la santé ont été réalisées pour déterminer si l'utilisation conjointe de biosolides dont les concentrations de cadmium ou de dioxines/furannes sont égales aux valeurs des *critères C1* ou *C2* (MENV, 1997), d'ACM dont les concentrations de contaminants sont égales aux valeurs maximales permises par la certification BNQ et d'engrais (concentrations moyennes) peut conduire à un risque pour la santé.

Les concentrations dans les ACM ont été fixées à celles permises par la certification BNQ. Pour les engrais minéraux, les concentrations moyennes mesurées pour les besoins de cette étude sur des échantillons d'engrais vendus au Québec ont été utilisées car nous n'avons pas suffisamment de données statistiques pour utiliser d'autres valeurs. Quoiqu'il en soit, la contribution des engrais à la contamination des sols est suffisamment faible (moins de 1%) comparée à la contribution des MRF pour que la valeur utilisée n'ait pas d'impact perceptible sur les résultats.

L'approche utilisée est basée sur l'utilisation du *taux d'application agro-environnemental moyen* des biosolides (3,9 t/ha-an) établi à partir de scénarios spécifiques de quatre types de culture (scénarios établis par le MENV dans le respect des réglementations en vigueur) (voir section IV de ce rapport). Nous tenons à rappeler que ce taux d'application est un **taux d'application global** et qu'il ne doit pas être considéré comme un taux d'application pour chaque culture, car il représente la charge de biosolides qui peut être apportée sur une large zone de sol incluant plusieurs parcelles, sur lesquelles les quatre cultures sont réalisées. Cette approche permet de travailler sur une base globale et de ne pas se cantonner à étudier un scénario trop spécifique, ce qui est particulièrement important lors d'une étude prospective impliquant le transfert de contaminants dans l'environnement à long terme.

Pour la validation des critères C2, nous avons considéré que les 3,9 t/ha-an de biosolides se composaient de 2,45 t de biosolide de concentration C2 et de 1,45 t de biosolide de concentration C1 (voir section IV de ce rapport), alors que pour valider les critères C1, nous avons considéré que 100% des biosolides étaient de concentration C1. Les taux d'application et les concentrations de cadmium et de dioxines/furannes dans les différentes matières fertilisantes utilisées dans ces deux évaluations sont présentées dans les tableaux 15 et 16 (évaluation des critères C2) et 17 et 18 (évaluation des critères C1). Les figures 8 et 9 représentent schématiquement les scénarios d'application des MRF utilisés. Ces conditions ont été appliquées pour les 25 premières et les 75 dernières années d'épandage (exposition de la mère de l'IFE et de l'IFE lui-même, respectivement, voir figure 7).

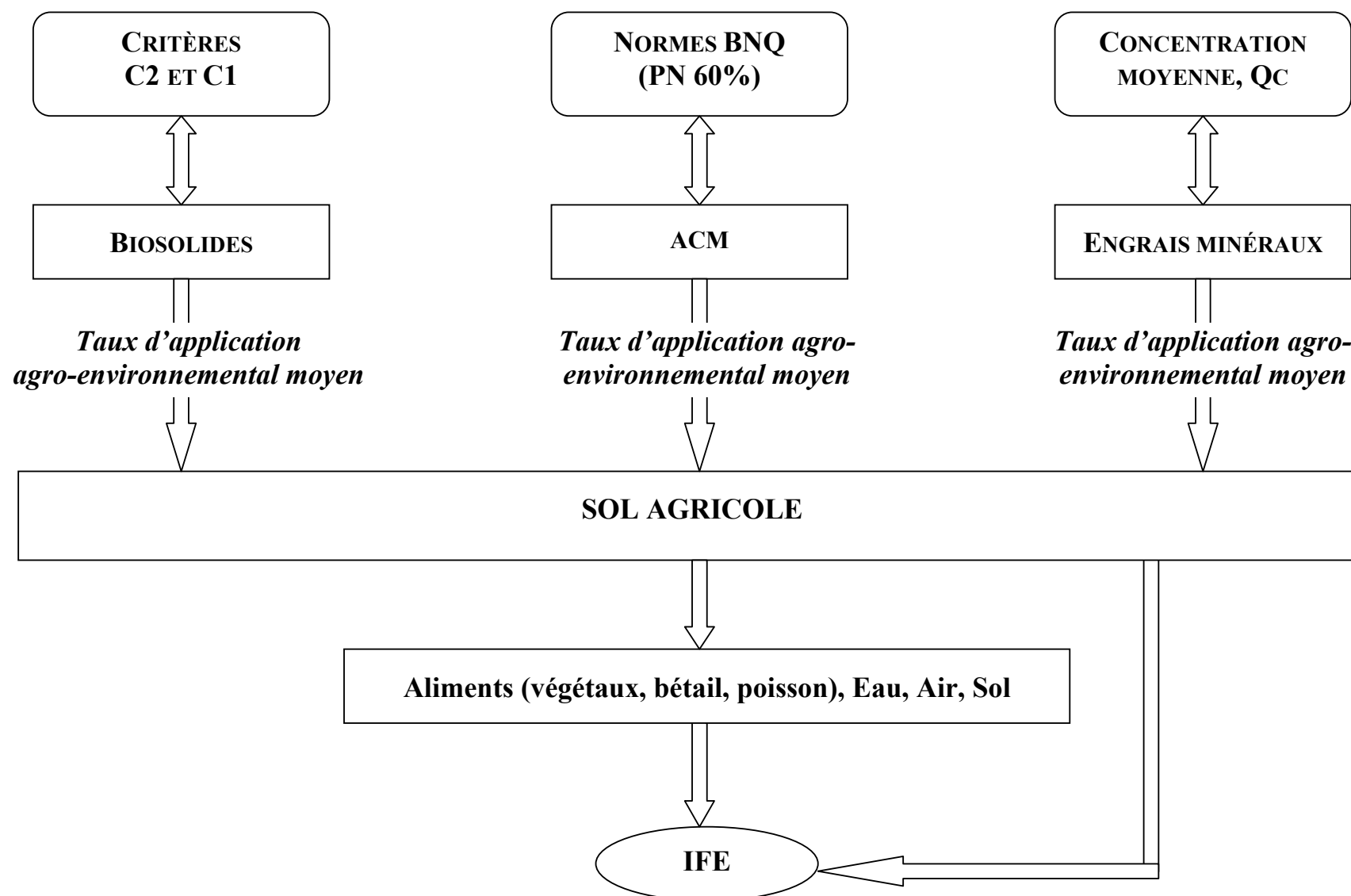


Figure 8 Représentation schématique du scénario de fertilisation pour la validation des « critères C2 »

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

Tableau 15 Concentrations de cadmium et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation des critères C2)

Voie d'exposition/type de culture	Concentration de cadmium (mg/kg m.s.)		Taux d'application annuel moyen des MRF (t m.s./ha-an)	
	Biosolides	ACM ¹	Biosolides	ACM
Ingestion de sol	$10^2 - 3^3$	24	$2,45^2 + 1,45^3$	0,525
Ingestion de végétaux	$10^2 - 3^3$	24	$2,45^2 + 1,45^3$	0,525
Ingestion de produits animaux	$10^2 - 3^3$	24	$2,45^2 + 1,45^3$	0,525
Ingestion d'eau et de poisson	$10^2 - 3^3$	24	$2,45^2 + 1,45^3$	0,525
Inhalation de poussières ⁴	$10^2 - 3^3$	24	$2,45^2 + 1,45^3$	0,525

¹ Selon le portrait du MENV (Charbonneau et Hébert, 2000), le pouvoir neutralisant moyen des poussières de cimenterie valorisées est de 65%, celui des cendres valorisées est de 59% (varie entre 25 et 115%) et celui des résidus magnésiens est de 51%. La valeur concentration maximale moyenne permise par la certification BNQ a été estimée à 24 mg/kg, sur la base d'un pouvoir neutralisant moyen de 60%.

² Biosolide C2

³ Biosolide C1

⁴ Travailleurs seulement

Tableau 16 Concentrations de dioxines/furannes et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation des critères C2)

Voie d'exposition/type de culture	Concentration de dioxines/furannes (ng EQT/kg m.s.)		Taux d'application annuel moyen des MRF (t m.s./ha-an)	
	Biosolides	ACM ¹	Biosolides	ACM
Ingestion de sol – culture fourragère	$50^2 - 17^4$	27	$2,45^5 + 1,45^4$	0,525
Ingestion de végétaux	$27^3 - 17^4$	27	$2,45^5 + 1,45^4$	0,525
Ingestion de produits animaux	$50^{2,6} - 27^7 - 17^4$	27	$2,45^5 + 1,45^4$	0,525
Ingestion d'eau et de poisson	$50^2 - 17^4$	27	$2,45^5 + 1,45^4$	0,525
Inhalation de poussières ⁸ et vapeurs	$50^2 - 17^4$	27	$2,45^5 + 1,45^4$	0,525
Contact cutané	$50^2 - 17^4$	27	$2,45^5 + 1,45^4$	0,525

¹ Norme BNQ pour tous les amendements calciques ou magnésiens

² Biosolide C2, sous-critère pour alimentation animale sauf pâturages

³ Biosolide C2, sous-critère pour alimentation humaine

⁴ Biosolide C1

⁵ Biosolide C2

⁶ Culture fourragère

⁷ Pâturage

⁸ Travailleurs seulement

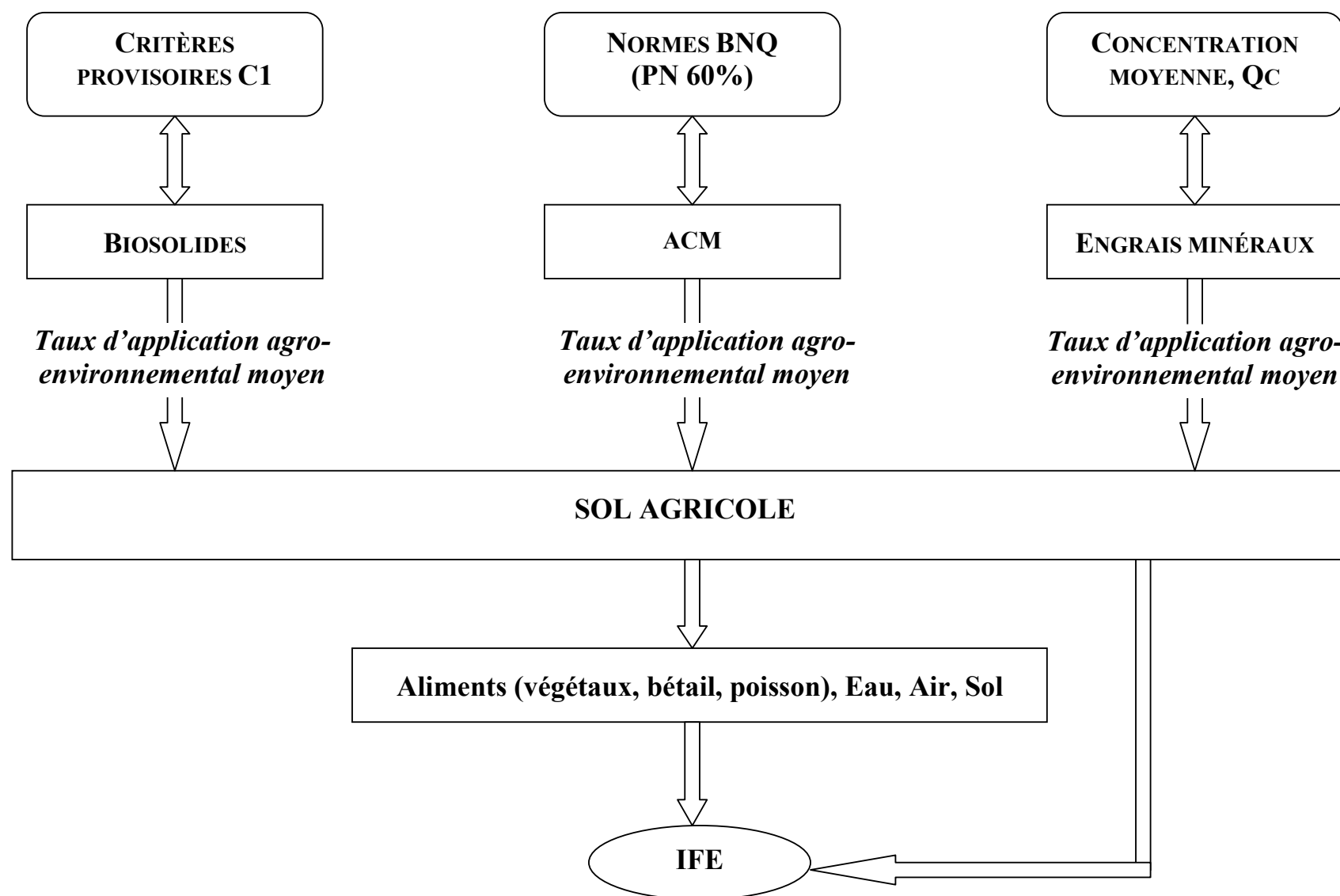


Figure 9 Représentation schématique du scénario de fertilisation pour la validation des « critères C1 »

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

Tableau 17 Concentrations de cadmium et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation des critères C1)

Voie d'exposition/type de culture	Concentration de cadmium (mg/kg m.s.)		Taux d'application annuel moyen des MRF (t m.s./ha-an)	
	Biosolides	ACM ¹	Biosolides	ACM
Ingestion de sol	3	24	3,9	0,525
Ingestion de végétaux	3	24	3,9	0,525
Ingestion de produits animaux	3	24	3,9	0,525
Ingestion d'eau et de poisson	3	24	3,9	0,525
Inhalation de poussières ²	3	24	3,9	0,525

¹ Selon le portrait du MENV (Charbonneau et coll., 2000), le pouvoir neutralisant moyen des poussières de cimenterie valorisées est de 65%, celui des cendres valorisées est de 59 % (varie entre 25 et 115%) et celui des résidus magnésiens est de 51%. La valeur concentration maximale moyenne permise par la certification BNQ a été estimée à 24 mg/kg, sur la base d'un pouvoir neutralisant moyen de 60%.

² Travailleurs seulement

Tableau 18 Concentrations de dioxines/furannes et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation des critères C1)

Voie d'exposition/type de culture	Concentration de dioxines/furannes (ng EQT/kg m.s.)		Taux d'application annuel moyen des MRF (t m.s./ha-an)	
	Biosolides	ACM ¹	Biosolides	ACM
Ingestion de sol	17	27	3,9	0,525
Ingestion de végétaux	17	27	3,9	0,525
Ingestion de produits animaux	17	27	3,9	0,525
Ingestion d'eau et de poisson	17	27	3,9	0,525
Inhalation de poussières ² et de vapeurs	17	27	3,9	0,525
Contact cutané	17	27	3,9	0,525

¹ Norme BNQ pour tous les amendements calciques ou magnésiens

² Travailleurs seulement

V-2.2 Méthodologie

Afin de ne pas trop alourdir ce rapport, nous ne présentons ici que les principes de la méthodologie. Les équations utilisées et davantage de détails peuvent être consultés dans le rapport complet.

V-2.2.1 Estimation de la contamination du sol, de l'eau et de l'air

La contamination du milieu par les MRF a été estimée en tenant compte des ajouts de MRF et des pertes de contaminants par érosion, volatilisation, dégradation ou lessivage. Afin de simplifier le modèle, nous avons considéré que le bruit de fond est constant (par conséquent, le bruit de fond ne sera pas pris en compte à cette étape)⁵¹ et que le prélèvement de contaminants par les récoltes n'avait pas d'impact significatif sur la concentration dans le sol. Cette dernière hypothèse est renforcée par le fait que i) les agriculteurs sont encouragés à laisser les résidus de culture sur le sol, et ii) on travaille à partir des données de cadmium total (les pentes d'absorption ont été estimées en fonction des teneurs en cadmium total), et comme les prélèvements par les plantes ne se font qu'à partir du cadmium disponible (qui représente environ 12% selon Marc Hébert, MENV, communication personnelle), l'impact sur la teneur en cadmium total dans le sol en est réduit. La répartition du contaminant dans les différents milieux (sol, eau, air) a été estimée en respectant le bilan de masse, c'est-à-dire la conservation de la masse apportée et l'équilibre entre les différents milieux.

V-2.2.1.1 Estimation de la concentration dans l'eau

Eau de surface. Les MRF épandues sur les sols peuvent contaminer l'eau de surface par ruissellement⁵². La quantité de sol perdue annuellement par érosion (QSPE, en t/ha-an, déterminée dans la section V-2.4.1.1.3) varie en fonction de la couverture du sol. Elle est donc plus élevée lorsque les sols sont cultivés que lorsque les sols sont en prairie ou en forêt. Nous avons tenu compte du fait que le sol érodé qui rejoint la rivière comporte des particules provenant du sol ayant reçu des MRF et du sol n'en ayant pas reçu, et la concentration de contaminant dissous dans l'eau a été estimée en tenant compte du partage du contaminant entre la phase aqueuse et la phase solide.

Eau souterraine. La concentration de contaminant provenant des MRF dans l'eau souterraine peut être estimée comme la quantité de contaminant perdue annuellement par lessivage divisée par la quantité d'eau nouvelle chaque année. La concentration totale de contaminant dans la nappe est estimée en tenant compte de la proportion de superficie de sol qui reçoit des MRF (ces valeurs seront les mêmes que celles utilisées pour l'estimation de la contamination de l'eau de surface) et de la concentration de contaminant dans les sols agricoles recevant des MRF, les sols agricoles ne recevant pas de MRF et les sols non agricoles.

⁵¹ Cependant, la concentration dans l'environnement sera estimée ultérieurement pour le bruit de fond afin de valider les modèles utilisés en comparant les doses d'exposition due au bruit de fond estimées dans cette étude et celles estimées pour les Canadiens.

⁵² La déposition atmosphérique de particules provenant des sols traités n'a pas été considérée ici.

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec
Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

V-2.2.1.2 Estimation de la concentration dans l'air

Les contaminants présents dans les MRF peuvent se disperser dans l'air sous forme de vapeur ou adsorbés à des particules en suspension. La remise en suspension ne sera considérée que lors du travail dans les champs (labourage, hersage, semis).

Vapeurs. La volatilisation des dioxines/furannes a été estimée à l'aide du modèle EMSOFT en utilisant les propriétés de la 2,3,7,8-TCDD. La dispersion dans l'air a ensuite été simulée par le modèle ISCLT3. Le principe et les données détaillées utilisées dans ce modèle sont décrits dans l'annexe V-A du rapport complet. Les simulations de dispersion ont été effectuées pour un taux d'émission unitaire de 2,3,7,8-TCDD de $1,0 \times 10^{-6}$ g/sec-m². La concentration dans l'air correspondant au taux d'émission estimé pour cette évaluation de risque est ensuite obtenue en multipliant le taux d'émission par la valeur de concentration unitaire dérivée par le modèle.

Particules. L'émission annuelle de particules respirables provenant de l'érosion des sols agricoles est suffisamment négligeable pour ne pas être prise en compte mais l'exposition des travailleurs aux particules émises lors du labour, de l'hersage et du semis doit être estimée. Dans son évaluation de risque sur les fertilisants (U.S.EPA, 1999a), l'U.S.EPA a estimé la quantité de poussières émises lors du labour, mais il n'existe pas, à notre connaissance, de moyen d'estimer la remise en suspension des particules respirables lors du travail de la terre. Par conséquent, nous avons préféré considérer que la concentration de poussières dans l'air lors du travail des champs était égale à la concentration maximale permise en milieu de travail au Québec, soit 10 mg/m³ (particules totales) (Gouvernement du Québec, 1996).

V-2.2.2 Estimation de la contamination des denrées alimentaires

V-2.2.2.1 Contamination des plantes

Les voies majeures de contamination des plantes par les contaminants du sol sont l'absorption racinaire pour le cadmium et le transfert air-plante pour les dioxines/furannes.

Cadmium. Dans le cadre de l'utilisation de MRF, l'absorption par voie racinaire est la voie plus importante de contamination des plantes par le cadmium. De nombreuses études ont été réalisées pour estimer l'absorption racinaire du cadmium par les plantes cultivées sur des sols fertilisés par des biosolides municipaux. Les résultats de ces études ont été utilisés par l'U.S.EPA (U.S.EPA, 1992) pour estimer les facteurs d'absorption racinaire du cadmium dans des plantes cultivées en champ. Nous avons utilisé les données obtenues à pH compris entre 5,0 et 7,5 pour toutes les trois types de cultures autres que la pomme de terre (pH compris entre 4,5 et 6,5). Ces gammes ont été établies à partir de la gamme de pH estimée dans les scénarios de fertilisation ($6,0 \leq \text{pH} \leq 6,5$, pour toutes cultures sauf pomme de terre : $5,0 \leq \text{pH} \leq 6,0$), à laquelle nous avons ajouté ou retranché une unité de pH (toutes cultures sauf pomme de terre) ou 0,5 unité de pH (pomme de terre). Nous avons utilisé cette approche pour i) conserver un maximum de données obtenues sur des cultures diverses, et avoir ainsi une meilleure valeur sur le plan statistique et ii) éviter d'utiliser des valeurs obtenues à des pH trop éloignés des pH de culture idéaux qui sont théoriquement rencontrés selon les scénarios de fertilisation avec MRF décrits

dans notre étude. La pente d'absorption retenue pour représenter l'absorption des catégories de plantes (par exemple, légumes à feuilles, légumes fruits...) est la moyenne géométrique des pentes individuelles estimées.

Dioxines/furannes. La concentration de dioxines/furannes dans les plantes contaminées par absorption foliaire des vapeurs dépend de la concentration de contaminant volatilisé et disponible pour les plantes, laquelle dépend du flux de contaminant volatilisé à partir du sol amendé par les biosolides et de conditions propres au terrain, telles que vitesse du vent, surface de sol contaminé et hauteur de mélange. La concentration dans le sol utilisée pour estimer la concentration dans l'air est la concentration moyenne (sur les 25 premières et les 75 dernières années) obtenue en tenant compte des pertes par dégradation, érosion et lessivage. Le flux de contaminants perdus par volatilisation a été estimé à l'aide du logiciel EMSOFT, pour la période de juin à septembre (période de végétation pour la récolte). La valeur moyenne obtenue est ensuite utilisée pour estimer la concentration dans l'air. Une fois que la concentration de contaminant sous forme de vapeur dans l'air est connue, la concentration dans les tissus végétaux situés au dessus du sol peut être estimée.

V-2.2.2.2 Contamination des tissus animaux

Le transfert de contaminants dans les animaux terrestres a été estimé à partir d'un facteur de biotransfert (FBT) qui correspond au ratio [concentration du contaminant à l'équilibre dans un tissu ou un organisme (mg/kg)/dose journalière de contaminant (mg/j)] (Hattemer-Frey et Travis, 1991). La contamination du poisson a quant à elle été estimée à l'aide d'un facteur de bioconcentration (ratio concentration dans le tissu/concentration dans l'eau) pour le cadmium et d'un facteur de bioaccumulation (FBA) qui représente le ratio entre la concentration dans le poisson et la concentration dans l'eau et la nourriture du poisson (incluant les sédiments) pour les dioxines/furannes.

V-2.2.2.3 Concentration dans le lait maternel

La méthode utilisée est basée sur celle développée dans le rapport *Estimating Exposures to dioxin-like compounds* (U.S.EPA, 1994a). On considère que la concentration de dioxines/furannes dans les matières grasses du lait maternel est la même que la concentration dans les tissus gras de la mère, laquelle est estimée à partir de la dose journalière reçue par la mère.

V-2.2.3 Estimation de l'exposition humaine

Les algorithmes et les données utilisées pour estimer l'exposition sont généralement ceux recommandés par les Lignes directrices du MSSS (1999), mais quelques données ont été modifiées pour tenir compte de l'effort physique des agriculteurs, ou proviennent d'autres sources car elles n'étaient pas mentionnées dans les Lignes directrices. Tous les algorithmes et les toutes les données utilisées sont présentes dans el rapport complet, et des explications complémentaires sont aussi fournies en annexe du rapport complet.

Les données utilisées pour réaliser ces estimations peuvent être consultées dans la section V-2.3. du rapport complet.

V-2.3 Résultats

La description schématique des scénarios d'exposition et des scénarios d'épandage a été présentée dans les figures 6 à 9 et les taux d'application ainsi que les concentrations utilisées ont été présentées dans les tableaux 15 à 18.

V-2.3.1 Validation des doses d'exposition bruit de fond estimées

V-2.3.1.1 Cadmium

Les doses bruit de fond de cadmium que nous avons estimées pour l'IFE ont été comparées aux doses bruit de fond (pour les non fumeurs) publiées par Santé Canada (Health Canada, 1996) afin de valider les approches d'estimation utilisées (tableau 19).

L'ingestion est la voie majeure d'exposition au cadmium, quelle que soit la tranche d'âge. Les valeurs de doses par ingestion d'aliments estimées selon notre évaluation sont semblables à celles estimées par Santé Canada. Les doses d'ingestion de sol estimées selon notre évaluation sont sensiblement du même ordre de grandeur que celles estimées par Santé Canada. Les doses d'ingestion d'eau potable estimées selon notre évaluation sont plus élevées que celles estimées par Santé Canada. La différence s'explique par le fait que la concentration bruit de fond dans l'eau retenue pour notre évaluation est plus élevée que celle retenue par Santé Canada à l'échelle canadienne. Enfin, les doses bruit de fond totales selon notre évaluation sont semblables à celles estimées par Santé Canada.

Ces résultats nous permettent de valider les approches que nous avons utilisées pour estimer les niveaux d'exposition de l'IFE et indiquent que les hypothèses retenues pour décrire l'exposition ne sont ni excessivement conservatrices. Les doses bruit de fond que nous avons estimées seront donc retenues pour l'estimation des risques liés aux MRF.

Tableau 19 Comparaison des doses bruit de fond de cadmium estimées dans cette étude pour l'IFE et des doses estimées par Santé Canada pour la population générale

Voie d'exposition	Doses de cadmium (ng/kg-j) en fonction de l'âge (années)				
	0 – 6 mois	7 m–4 ans	>4–11 ans	>11–19 ans	>19–75 ans
Ingestion d'aliments					
Selon Santé Canada	270 – 620	580	460	260	180
Selon notre évaluation ¹	429	602	420	253	163
Ingestion de sol					
Selon Santé Canada ²	2,8	4,9	0,6	0,3	0,2
Selon notre évaluation	1,91	7,14	0,84	0,30	0,22 (1,12) ³
Ingestion d'eau potable					
Selon Santé Canada	0 – 3,2	0,5	0,3	0,3	0,2
Selon notre évaluation ⁴	7,3	4,4	3,0	3,3	2,2
Inhalation d'air ⁵					
Selon Santé Canada	1,3	1,7	2,0	1,2	1,5
Dose bruit de fond totale					
Selon Santé Canada	271 – 631	592	462	261	182
Selon notre évaluation	438	619	428	259	170

Source : Santé Canada (Health Canada, 1996)

¹ Inclut ingestion de végétaux, de produits animaux et de poisson² Basé sur la concentration 95^e centile des sols urbain en Ontario (0,8 mg/kg m.s.)³ Cette valeur correspond aux travailleurs (20-60 ans)⁴ La différence s'explique par le fait que la concentration bruit de fond retenue pour cette évaluation québécoise est plus élevée que celle retenue par Santé Canada à l'échelle canadienne.⁵ L'inhalation de cadmium n'a été estimée que pour les poussières (travailleurs) dans notre évaluation de risque, et la dose résultante est de l'ordre de 1000 fois plus faible que la dose totale d'inhalation.

V-2.3.1.2 Dioxines/furannes

Les doses bruit de fond estimées dans cette étude ont été comparées aux doses bruit de fond estimées pour les Canadiens par Gilman et coll. (1991) et à la dose bruit de fond qui semble la plus réaliste à deux spécialistes des dioxines/furannes au Canada. Les valeurs sont présentées dans le tableau 20. La dose bruit de fond totale de 2,0-4,2 pg EQT/kg-j estimée par Gilman et coll. (1991) surestimerait la dose bruit de fond totale actuelle des Canadiens, selon Gaétan Carrier (Université de Montréal) et Jake Ryan (Santé Canada) (communications personnelles). Ces spécialistes estiment que la dose bruit de fond actuelle serait plutôt de l'ordre de 1 pg EQT/kg-j.

Il apparaît que la dose bruit de fond que nous avons estimée (1,1 pg EQT/kg-j) correspond bien à cette valeur, ce qui permet de valider les modèles et les hypothèses que nous avons retenues pour estimer l'exposition de l'IFE. Le bruit de fond estimé dans cette étude est celui retenu pour relativiser le risque lié aux MRF.

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

Tableau 20 Comparaison des doses bruit de fond de dioxines/furannes estimées dans cette étude pour l'IFE et des doses estimées par d'autres auteurs pour la population générale

Voie d'exposition	Dose bruit de fond de dioxines/furannes (pg EQT/kg-j) estimée par		
	Gilman et coll., 1991 ¹	Communications personnelles ²	Cette étude
Ingestion d'aliments ³	1,88 – 4,03	-	0,66
Ingestion de lait maternel	nd	-	0,43
Ingestion de sol	0,025 – 0,027	-	0,002
Ingestion d'eau	<0,01 – 0,05	-	0,001
Inhalation	0,05	-	<0,001
Bruit de fond total	2,0 – 4,2	1	1,1

n.d. : non déterminé

¹ Pour un adulte de 70 kg exposé de 17 à 70 ans selon des scénarios moyens

² Gaétan Carrier (Université de Montréal) et Jake Ryan (Santé Canada)

³ Inclut végétaux, viande et poisson

Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ces derniers)

V-2.3.2 Évaluation des critères C2

Des biosolides ont été appliqués à raison de 3,9 t/ha-an, soit 2,45 t de biosolide de concentration égale au critère C2 et 1,45 t de biosolide de concentration égale au critère C1 (taux d'application agro-environnemental moyen⁵³) (tableaux 15 et 16 et figure 8).

V-2.3.2.1 Cadmium

Les charges de cadmium apportées sur 100 ans et les concentrations moyennes dans les sols lors des 25 premières et des 75 dernières années d'épandage sont présentées dans le tableau 21.

⁵³ Obtenu à partir des scénarios de fertilisation établis pour quatre types de culture

Tableau 21 Charges de cadmium apportées par les matières fertilisantes pendant 100 ans de fertilisation et concentrations moyennes dans le sol (évaluation des critères C2)

Paramètre	Type de culture
	Alimentation animale et humaine
Charge totale de cadmium apportée par les matières fertilisantes (kg/ha-100 ans) ¹	
Biosolide C1	0,44
Biosolide C2	2,885
Agents chaulants	1,26
Engrais minéraux	0,016
Total	4,16
Charge de cadmium (kg/ha) restant ² à la	
25 ^e année	1,05
100 ^e année	3,83
Concentration moyenne dans le sol en considérant les pertes (mg/kg)	
25 premières années	0,32
75 dernières années	1,44

¹ Selon le scénario des biosolides de papetières (section IV-1.3)

² La charge de cadmium restant est estimée en fonction de la charge apportée et des pertes encourues

Lorsque les biosolides de concentration C2 et C1 sont appliqués conjointement avec des ACM de concentration égale aux normes BNQ, et selon des taux agro-environnementaux moyens, **la concentration de cadmium dans les aliments destinés à la consommation humaine est augmentée** (par rapport à la concentration bruit de fond) par l'utilisation des MRF (tableau 22) :

- sur les 25 premières années, la concentration est augmentée de 29% dans les végétaux et les produits animaux et 0,2% dans l'eau de surface et le poisson
- sur les 75 dernières années, la concentration est augmentée de 131% dans les végétaux et les produits animaux et de 0,96% dans l'eau de surface et le poisson

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

Tableau 22 Concentrations de cadmium dues au bruit de fond ou dues aux MRF (évaluation des critères C2)

Aliment/milieu	Concentration de cadmium (µg/kg m.s. ou µg/L d'eau)			Pourcentage d'augmentation dû aux MRF ³	
	Due au bruit de fond ¹	Due aux MRF ²		25 premières années	75 dernières années
		25 premières années	75 dernières années		
Sol, poussières (toutes cultures)	1100	320	1440	29%	131%
Plantes					
Légumes à feuilles	368 – 99 ⁴	107	482	29%	131%
Légumes fruits	169 – 46 ⁴	49	221	29%	131%
Racines	112 – 30 ⁴	33	147	29%	131%
Légumineuses	6 – 2 ⁴	176	7,5	29%	131%
Maïs sucré	116 – 31 ⁴	34	151	29%	131%
Pomme de terre	11 – 3 ⁴	3,3	15	29%	131%
Graines/céréales	59 – 16 ⁴	22	77	29%	131%
Tissus animaux ⁵					
Bœuf	8,0	3,1	11	29%	131%
Porc	8,6	3,3	11	29%	131%
Poulet	50,3	19	66	29%	131%
Œufs	2,6	1,0	3,4	29%	131%
Lait	21,7	8,3	28	29%	131%
Poisson	18,7	0,037	0,178	0,2%	0,96%
Eau de surface	0,100 ⁶	2×10^{-4}	$9,6 \times 10^{-4}$	0,2%	0,96%

¹ En considérant que le bruit de fond est stable sur 100 ans

² Inclut biosolides C2 (2,45 t/ha-an), biosolides C1 (1,45 t/ha-an) et ACM (0,525 t/ha-an). L'apport par les engrais minéraux est négligeable.

³ Estimé comme [conc due aux MRF / conc due au bruit de fond] × 100. Les valeurs calculées à partir des données inscrites dans le tableau peuvent varier du fait de l'arrondissement de ces dernières, mais les pourcentages ont été estimés à partir des valeurs exactes.

⁴ Concentration estimée pour les plantes cultivées en dehors du Québec, estimée comme concentration au Québec × 0,27

⁵ Ces concentrations correspondent uniquement au cadmium apporté par l'ingestion de fourrage, de grains et de sol contaminés par les MRF, pendant les 75 dernières années d'épandage.

⁶ Concentration moyenne retenue (voir section III-1.1.7 du rapport complet)

Les doses moyennes d'exposition au cadmium dues au bruit de fond et aux MRF que nous avons estimées pour l'IFE sont comprises entre 244 et 878 ng/kg-j, selon les tranches d'âge (tableau 23). Sur les 25 premières années d'épandage, la dose totale de cadmium est de 668 ng/kg-j pour les enfants âgés de 7 mois à 4 ans (résultats non présentés).

Tableau 23 Doses de cadmium estimées reçues par l'IFE et dues à l'utilisation de MRF (évaluation des critères C2)

Voie d'exposition	Doses de cadmium reçues par l'IFE (ng/kg-j)				
	0 à 6 mois	7 m à 4 ans	>4 à 11 ans	>11 à 19 ans	>19 à 75 ans
Doses dues aux MRF					
Ingestion plantes	89	172	134	84	59
Ingestion tissus animaux	694	83	47	28	165
Ingestion poisson	0	0,06	0,05	0,03	0,03
Ingestion d'eau	0,07	0,04	0,03	0,03	0,03
Ingestion sol/MRF	2,6	9,6	1,1	0,4	1,5
Dose totale due aux MRF	161	265	182	110	77
<i>Doses bruit de fond¹</i>	438	613	424	257	167
Dose totale	599	878	606	367	244

Les doses reçues par ingestion d'eau et inhalation d'air sont négligeables et ne sont pas présentées.

¹ Doses bruit de fond estimées par Health Canada, 1996.

Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ces derniers)

Note : Les données présentées dans le tableau 23 peuvent être utilisées pour valider le critère du CCME concernant la concentration du cadmium admissible dans les sols agricoles. Ce critère (1,4 mg/kg m.s.) a été dérivé en divisant le critère correspondant aux sols résidentiels (établi à partir de l'ingestion de sol) par un facteur 10, de façon à tenir compte de la transmission du cadmium par ingestion de plantes et de produits animaux (CCME, 1997). Si l'on effectue ici le ratio entre la dose apportée par ingestion de sol et la dose apportée par ingestion de produits d'origine agricole, on obtient une valeur largement supérieure à 10, ce qui indique que le facteur de 10 retenu par le CCME n'est pas excessif.

Lorsque le taux d'application agro-environnemental moyen des matières fertilisantes (biosolides, ACM et engrais) est utilisé pour estimer la dose totale d'exposition de l'IFE au cadmium, les doses reçues par les enfants âgés de 7 mois à 4 ans (878 ng/kg-j) sont supérieures à la RfD (840 ng/kg-j).

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

V-2.3.2.2 Dioxines/furannes

Les charges et les concentrations moyennes de dioxines/furannes dans le sol sur les 25 premières et les 75 dernières années d'épandage sont présentées dans le tableau 24.

Tableau 24 Charges de dioxines/furannes apportées par les matières fertilisantes et concentrations dans le sol (évaluation des critères C2)

Paramètre	Type de culture	
	Alimentation animale	Alimentation humaine et pâturage
Charge totale de dioxines/furannes apportée par les matières fertilisantes (mg EQT/ha-100 ans) ¹		
Biosolide C1	4,17	2,47
Biosolide C2	12,3	6,62
Agents chaulants	1,42	1,42
Engrais minéraux	0,01	0,01
Total	17,9	10,5
Charge de dioxines/furannes (mg EQT/ha) restant ² à la		
25 ^e année	2,77	1,64
100 ^e année	4,20	2,47
Concentration moyenne dans le sol en considérant les pertes (ng EQT/kg)		
25 premières années	0,97	0,57
75 dernières années	2,22	1,31

¹ Selon le scénario des biosolides de papeteries (section IV-1.3)

La charge de dioxines/furannes restant est estimée en fonction de la charge apportée et des pertes encourues

Les résultats présentés dans le tableau 25 indiquent que l'utilisation des MRF en milieu agricole selon les scénarios décrits dans le tableau 16 conduit à une **augmentation de la concentration de dioxines/furannes dans les aliments destinés à la consommation humaine** et qui ont été produits à partir des champs fertilisés dans ces conditions :

- sur les 25 premières années, la concentration de dioxines/furannes est augmentée, par rapport au bruit de fond, de 38% (végétaux), de 65% (produits animaux) et de 1,6% dans l'eau de surface et le poisson,
- sur les 75 dernières années, la concentration de dioxines/furannes est augmentée, par rapport au bruit de fond, de 87% (végétaux), de 148% (produits animaux) et de 8% dans l'eau de surface et le poisson

Tableau 25 Concentrations de dioxines/furannes dues au bruit de fond ou dues aux MRF (évaluation des critères C2)

Aliment/milieu	Concentration de dioxines/furannes (pg EQT/kg m.s. ou pg EQT/L d'eau)			Pourcentage d'augmentation dû aux MRF ³	
	Due au bruit de fond ¹	Due aux MRF ²		25 premières années	75 dernières années
		25 premières années	75 dernières années		
Sol, poussières					
Alimentation animale	1500	970	2220	65%	148%
Alimentation humaine, pâturage	1500	570	1310	38%	87%
Plantes					
Racines, pomme de terre	25,8	9,8	22,6	38%	87%
Autres légumes, céréales	21,3	8,1	18,6	38%	87%
Tissus animaux ⁴					
Bœuf	778	504	1152	65%	148%
Porc	537	348	795	65%	148%
Poulet	1260	814	1862	65%	148%
Œufs	960	621	1420	65%	148%
Lait	130	84	192	65%	148%
Poisson	1500	30	120	1,6%	8%
Eau de surface	0,050 ⁵	0,0008	0,004	1,6%	8%

¹ En considérant que le bruit de fond est stable sur 100 ans

² Inclut biosolides C2 (2,45 t/ha-an), biosolides C1 (1,45 t/ha-an) et ACM (0,525 t/ha-an). L'apport par les engrais minéraux est négligeable.

³ Estimé comme $[\text{conc due aux MRF} / \text{conc due au bruit de fond}] \times 100$. Les valeurs calculées à partir des données inscrites dans le tableau peuvent varier du fait de l'arrondissement de ces dernières, mais les pourcentages ont été estimés à partir des valeurs exactes.

⁴ Ces concentrations correspondent uniquement aux dioxines/furannes apporté par l'ingestion de fourrage, de grains et de sol contaminés par les MRF.

⁵ Concentration moyenne retenue (voir section III-2.1.6 du rapport complet)

La dose de dioxines/furannes due aux MRF estimées pour l'IFE lorsque les biosolides sont appliqués à un taux agro-environnemental moyen est de 0,72 pg EQT/kg-j (tableau 26). Pour la mère de l'IFE, la dose estimée sur une durée de vie de 25 ans (à partir de l'ingestion de tissus animaux et de plantes, sur les 25 premières années d'épandage) est de 0,38 pg EQT/kg-j.

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

Tableau 26 Doses de dioxines/furannes estimées reçues par l'IFE et dues à l'utilisation de MRF (évaluation des critères C2)

Voie d'exposition	Dose de dioxines/furannes due aux MRF (pg EQT/kg-j) ¹ (%)
Ingestion de produits animaux	0,53 (74%)
Ingestion de lait maternel	0,15 (21%)
Ingestion de poisson	0,015 (2,0%)
Ingestion de légumes	0,026 (3,6%)
Ingestion de sol	0,005 (0,7%)
Ingestion d'eau de surface	<0,001 (<0.1%)
Contact cutané	<0,001 (<0.1%)
Inhalation de poussières	<0,001 (<0.1%)
Inhalation de vapeurs	<0,001 (<0.1%)
Dose totale estimée	0,72

¹ Pour une exposition pendant les 75 dernières années d'épandage² Estimée comme la somme des valeurs estimées pour chaque voie d'exposition

Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ces derniers)

La dose d'exposition sur la durée de vie apportée par les MRF conduit à un risque d'excès de cancer compris entre 4,1 et 720 cas sur un million de personnes (tableau 27). Ces correspondent à un risque accru de 65% par rapport au risque lié à l'exposition bruit de fond (compris entre 11×10^{-4} et $6,3 \times 10^{-6}$).

Tableau 27 Estimation du risque d'excès de cancers dû aux dioxines/furannes apportées par les MRF (évaluation des critères C2)

Dose associée à un risque d'excès de cancers de 10^{-6}	Risque d'excès de cancer dû aux MRF
0,001 pg EQT/kg-j (U.S.EPA, 2000)	$7,2 \times 10^{-4}$
0,010 pg EQT/kg-j (U.S.EPA, 1994b)	$7,2 \times 10^{-5}$
0,175 pg EQT/kg-j (Carrier, 1991)	$4,1 \times 10^{-6}$

V-2.3.3 Évaluation des critères C1

Pour évaluer les critères C1, nous avons utilisé exactement la même méthodologie et les mêmes valeurs que celles utilisés pour l'évaluation des critères C2, à l'exception de la concentration de contaminants dans la totalité des biosolides qui est fixée à la valeur critère C1 (tableaux 17 et 18 et figure 9).

V-2.3.3.1 Cadmium

Les charges et les concentrations moyennes de cadmium dans les sols sur les 25 premières et les 75 dernières années d'épandage sont présentées dans le tableau 28.

Tableau 28 Charges de cadmium apportées par les matières fertilisantes pendant 100 ans de fertilisation et concentrations moyennes dans le sol (évaluation du critère C1)

Paramètre	Type de culture
	Alimentation animale et humaine
Charge totale de cadmium apportée par les matières fertilisantes (kg/ha-100 ans) ¹	
Biosolide C1	1,17
Agents chaulants	1,26
Engrais minéraux	0,02
Total	2,45
Charge de cadmium (kg/ha) restant ² à la	
25 ^e année	0,64
100 ^e année	2,25
Concentration moyenne dans le sol en considérant les pertes (mg/kg)	
25 premières années	0,19
75 dernières années	0,85

¹ Selon le scénario des biosolides de papetières (section IV-1.3)

² La charge de cadmium restant est estimée en fonction de la charge apportée et des pertes encourues

Comme l'indiquent les résultats présentés dans le tableau 29, l'épandage sur 100 ans de biosolides C1 conjointement avec des ACM de concentration maximale permise par la certification BNQ conduit à une **augmentation de la concentration de cadmium dans les aliments destinés à la consommation humaine** et produits dans ces conditions :

- sur les 25 premières années, la concentration de cadmium augmente 17% dans les végétaux et produits animaux, et de 0,56% dans l'eau de surface et le poisson,
- sur les 75 dernières années, la concentration de cadmium augmente 77% dans les végétaux et produits animaux, et de 2,6% dans l'eau de surface et le poisson.

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

Tableau 29 Concentrations de cadmium dues au bruit de fond ou dues aux matières fertilisantes (évaluation du critère C1)

Aliment/milieu	Concentration de cadmium (µg/kg m.s. ou µg/L d'eau)			Pourcentage d'augmentation dû aux MRF ³	
	Due au bruit de fond ¹	Due aux MRF ²		25 premières années	75 dernières années
		25 premières années	75 dernières années		
Sol, poussières (toutes cultures)	1100	190	850	17%	77%
Plantes					
Légumes à feuilles	368 – 99 ⁴	64	284	17%	77%
Légumes fruits	169 – 46 ⁴	29	130	17%	77%
Racines	112 – 30 ⁴	19	87	17%	77%
Légumineuses	6 – 2 ⁴	1,0	4,4	17%	77%
Maïs sucré	116 – 31 ⁴	20	89	17%	77%
Pomme de terre	11 – 3 ⁴	2,0	8,2	17%	77%
Graines/céréales	59 – 16 ⁴	10	45	17%	77%
Tissus animaux ⁵					
Bœuf	8,0	1,4	6,2 ⁶	17%	77%
Porc	8,6	1,5	6,7 ⁵	17%	77%
Poulet	50	8,7	39 ⁶	17%	77%
Œufs	2,6	0,5	2,0 ⁶	17%	77%
Lait	22	3,7	17 ⁶	17%	77%
Poisson	18,7	0,02	0,09	0,1%	0,5%
Eau de surface	0,100 ⁶	1,2 × 10 ⁻⁴	4,9 × 10 ⁻⁴	0,1%	0,5%

¹ En considérant que le bruit de fond est stable sur 100 ans

² Inclut biosolides C1 (3,9 t/ha-an) et ACM (l'apport par les engrais minéraux est négligeable)

³ Estimé comme [conc due aux MRF / conc due au bruit de fond] × 100. Les valeurs calculées à partir des données inscrites dans le tableau peuvent varier du fait de l'arrondissement de ces dernières, mais les pourcentages ont été estimés à partir des valeurs exactes.

⁴ Concentration estimée pour les plantes cultivées en dehors du Québec, estimée comme concentration au Québec × 0.27

⁵ Ces concentrations correspondent uniquement au cadmium apporté par l'ingestion de fourrage, de grains et de sol contaminés par les MRF, pendant les 75 dernières années d'épandage.

⁶ Concentration moyenne retenue (voir section III-1.1.7 du rapport complet)

Les doses d'exposition au cadmium apportées par des scénarios de fertilisation comprenant des biosolides C1, des ACM conformes aux normes BNQ (niveau de contamination égal à la valeur maximale permise) et des engrais minéraux (voir figure 9) ont été estimées suivant la même méthodologie que celle utilisée pour valider les critères C2. **Quelle que soit la tranche d'âge, la dose totale d'exposition de l'IFE au cadmium (comprise entre 212 et 768 ng/kg-j) est inférieure à la dose de référence (840 ng/kg-j) (tableau 30).**

Tableau 30 Doses de cadmium estimées reçues par l'IFE et dues à l'utilisation de MRF (évaluation du critère C1)

Voie d'exposition	Doses de cadmium reçues par l'IFE (ng/kg-j)				
	0 - 6 mois	7 m-4 ans	>4-11 ans	>11-19 ans	>19-75 ans
Doses dues aux MRF					
Ingestion plantes	52	101	79	49	35
Ingestion tissus animaux	41	49	28	17	9,5
Ingestion poisson	0	0,03	0,02	0,01	0,01
Ingestion sol/MRF	1,2	4,6	0,54	0,19	0,73
Dose totale due aux MRF	94	155	107	66	45
<i>Doses bruit de fond¹</i>	438	613	424	257	167
Dose totale	532	768	531	323	212

Les doses reçues par ingestion d'eau et inhalation d'air sont négligeables et ne sont pas présentées.

¹ Doses bruit de fond estimées par Health Canada, 1996.

Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ces derniers)

V-2.3.3.2 Dioxines/furannes

Les charges et les concentrations moyennes de dioxines/furannes dans les sols sur les 25 premières et les 75 dernières années d'épandage sont présentées dans le tableau 31. Le critère C1 étant le même quel que soit le type de culture, il n'y a plus de distinction entre les cultures destinées à l'humain ou à l'alimentation animale.

Tableau 31 Charges de dioxines/furannes apportées par les matières fertilisantes et concentrations dans le sol (évaluation du critère C1)

Paramètre	Type de culture
	Alimentation animale et humaine
Charge totale de dioxines/furannes apportée par les matières fertilisantes (mg EQT/ha-100 ans) ¹	
Biosolide C1	6,63
Agents chaulants	1,42
Engrais minéraux	0,01
Total	8,06
Charge de dioxines/furannes (mg EQT/ha) restant ² à la	
25 ^e année	1,29
100 ^e année	1,95
Concentration moyenne dans le sol en considérant les pertes (ng EQT/kg)	
25 premières années	0,44
75 dernières années	1,03

¹ Selon le scénario des biosolides de papetières (section IV-1.3)

² La charge de dioxines/furannes restant est estimée en fonction de la charge apportée et des pertes encourues

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

Les résultats présentés dans le tableau 32 indiquent que l'épandage sur 100 ans de biosolides de concentration égale au critère C1 et d'ACM de concentration maximale permise par la certification BNQ selon des taux d'application agro-environnementaux moyens conduirait à une **augmentation de la concentration de dioxines/furannes dans les aliments** produits dans ces conditions :

- sur les 25 premières années, la concentration de dioxines/furannes serait augmentée de 30% dans les végétaux et les produits animaux, et de 0,8% dans l'eau de surface et le poisson,
- sur les 75 dernières années, la concentration de dioxines/furannes serait augmentée de 69% dans les végétaux et les produits animaux, et de 3,6% dans l'eau de surface et le poisson.

Tableau 32 Concentrations de dioxines/furannes dues au bruit de fond ou dues aux MRF (évaluation du critère C1)

Aliment/milieu	Concentration de dioxines/furannes (pg EQT/kg m.s. ou pg EQT/L d'eau)			Pourcentage d'augmentation dû aux MRF ³	
	Due au bruit de fond ¹	Due aux MRF ²		25 premières années	75 dernières années
		25 premières années	75 dernières années		
Sol, poussières	1500	445	1030	30%	69%
Plantes					
Racines et pommes de terre	25,8	7,7	17,7	30%	69%
Autres légumes, céréales	21,3	6,3	14,6	30%	69%
Tissus animaux ⁴					
Bœuf	778	231	535	30%	69%
Porc	537	160	369	30%	69%
Poulet	1260	374	864	30%	69%
Œufs	960	285	659	30%	69%
Lait	130	39	89	30%	69%
Poisson	1500	11	55	0,8%	3,6%
Eau de surface	0,050 ⁵	0,0004	0,0018	0,8%	3,6%

¹ En considérant que le bruit de fond est stable sur 100 ans² Inclut biosolides C1 (3,9 t/ha-an) et ACM (l'apport par les engrais minéraux est négligeable)

³ Estimé comme [conc due aux MRF / conc due au bruit de fond] × 100. Les valeurs calculées à partir des données inscrites dans le tableau peuvent varier du fait de l'arrondissement de ces dernières, mais les pourcentages ont été estimés à partir des valeurs exactes.

⁴ Ces concentrations correspondent uniquement aux dioxines/furannes apporté par l'ingestion de fourrage, de grains et de sol contaminés par les MRF.

Les doses d'exposition aux dioxines/furannes apportées par des scénarios de fertilisation comprenant des biosolides C1, des ACM conformes aux normes et des engrais minéraux (tableau 33) ont été estimées suivant la même méthodologie que pour la validation des critères C2.

Tableau 33 Doses de dioxines/furannes estimées reçues par l'IFE et dues à l'utilisation de MRF (évaluation du critère C1)

Voie d'exposition	Dose de dioxines/furannes reçue par l'IFE (pg EQT/kg-j)
Ingestion tissus animaux	0,29
Ingestion de lait maternel	0,08
Ingestion poisson	0,007
Ingestion plantes	0,02
Ingestion sol/MRF	0,002
Dose totale due aux MRF¹	0,40

¹ Les doses reçues par inhalation et par ingestion d'eau sont négligeables.

Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ceux-ci)

La dose d'exposition aux dioxines/furannes due à l'utilisation conjointe de biosolides de concentration égale au critère C1 et d'ACM de concentration maximale permise par la certification BNQ (0,40 pg EQT/kg-j, tableau 33) est supérieure aux doses correspondant à un risque d'excès de cancer de 1×10^{-6} (tableau 34). **Dans le contexte du critère C1, l'exposition aux dioxines/furannes apportés par les MRF conduirait donc à un risque d'excès de cancer compris entre $4,0 \times 10^{-4}$ et $2,3 \times 10^{-6}$ (tableau 34).**

Tableau 34 Estimation du risque d'excès de cancer dû aux dioxines/furannes apportées par les MRF (évaluation du critère C1)

Dose associée à un risque d'excès de cancer de 10^{-6}	Risque d'excès de cancer dû aux MRF
0,001 pg EQT/kg-j (U.S.EPA, 2000)	$4,0 \times 10^{-4}$
0,010 pg EQT/kg-j (U.S.EPA, 1994b)	$4,0 \times 10^{-5}$
0,175 pg EQT/kg-j (Carrier, 1991)	$2,3 \times 10^{-6}$

V-2.4 Discussion

Les risques à la santé associés au cadmium et aux dioxines/furannes apportés dans les sols agricoles par l'utilisation de MRF (biosolides de concentration C1 ou C2 utilisés conjointement avec des amendements calciques ou magnésiens de concentration maximale permise par la certification BNQ) ont été estimés pour un individu fortement exposé (IFE), qui représente les agriculteurs utilisant des MRF selon les conditions précisées dans cette étude (section V-2.1), exposés pendant les 75 dernières années d'une période d'utilisation de MRF de 100 ans. Les risques ont été estimés en considérant des scénarios de fertilisation représentatifs d'une utilisation maximale de MRF dans le respect des réglementations en vigueur, en tenant compte de la dispersion des contaminants dans l'environnement (air, eau sol, aliments) et en utilisant des données moyennes d'exposition pour représenter l'IFE.

Taux d'application des MRF

Les quatre scénarios de fertilisation⁵⁴ qui nous ont été fournis par Marc Hébert, agronome au MENV, ont été établis en favorisant l'usage de biosolides et d'ACM, et en tenant compte à la fois des besoins des cultures et des contraintes environnementales (RRPOA). Les hypothèses utilisées pour réaliser ces scénarios sont présentées en annexe V-E. Ces scénarios nous ont fourni des taux d'application agro-environnementaux pour chaque type de matières fertilisantes (biosolides de papetières, amendements calciques ou magnésiens et engrais minéraux). Ces scénarios représentent des cas de culture intensive et il est peu probable que les mêmes parcelles soient utilisés pour une même culture durant 100 ans.

Dans l'approche utilisée pour évaluer les critères C2 et les critères C1, nous nous sommes basées sur des **taux agro-environnementaux moyens pour toutes les matières fertilisantes** (biosolides de papetières, ACM et engrais minéraux), taux obtenus en considérant que chaque type de culture pour laquelle nous avons un scénario représentait 25% des cultures qui seraient pratiquées à long terme sur les sols d'une large zone (pouvant inclure les sols agricoles de plusieurs fermes)⁵⁵. Cela nous a permis de travailler dans un contexte global et dans des conditions de fertilisation avec des MRF qui seraient certes maximales, mais qui pourraient être rencontrées tout en respectant les recommandations agronomiques du CPVQ et les contraintes environnementales *actuelles ou devant être respectées dans les années à venir (cas du RRPOA)*, lesquelles sont susceptibles, à long terme, d'évoluer dans l'un ou l'autre sens.

Par conséquent, **cette approche représente adéquatement une situation de fertilisation avec des MRF dans une région en déficit d'engrais de ferme**, dans laquelle des agriculteurs auraient recours aux MRF pour fertiliser leurs sols, s'assurer d'une richesse en matière organique compatible avec un bon rendement et maintenir un pH optimal. Le taux d'application agro-environnemental moyen des biosolides de papetières (3,9 t m.s./ha-an) est plus élevé que le taux d'application agro-environnemental de trois des quatre types de culture considérés⁵⁶. Ce taux agro-environnemental moyen, qui est une moyenne mathématique représentant la quantité moyenne de biosolides épandus sur une zone comprenant plusieurs parcelles de sol, utilisées pour des cultures différentes, **permet d'estimer un niveau de contamination global** et de travailler dans un cadre représentatif de l'activité des agriculteurs utilisant des MRF, lesquels sont généralement amenés à pratiquer plusieurs types de culture à la fois, et donc à être en contact (directement ou par ingestion de denrées contaminées) avec plusieurs parcelles dont le niveau de contamination peut être différent. De plus, l'estimation de la contamination du milieu (air, eau) nécessite de travailler dans un contexte global et non avec une seule parcelle. Cette approche est conservatrice du fait que l'on considère une utilisation maximale des MRF (dans le contexte réglementaire actuel), mais elle nous apparaît réaliste compte tenu i) de la disponibilité des MRF qui devrait s'intensifier au fil des années (suite au *Plan d'action québécois sur la*

⁵⁴ Les hypothèses utilisées pour réaliser ces scénarios sont présentées en annexe V-E du rapport complet.

⁵⁵ Étant donné qu'il est impossible de déterminer quelle culture sera la plus pratiquée dans les années à venir, ni de savoir si dans une région donnée, quelle seront les proportions de ces cultures, nous ne pouvons qu'adopter une approche donnant autant d'importance à chaque type de culture pour réaliser l'évaluation de risques.

⁵⁶ Maïs-soya : 3,0 t/ha-an, Orge-prairie : 2,4 t/ha-an, carotte-chou-oignon : 2,2 t/ha-an et pomme de terre : 7,9 t/ha-an (voir tableau 7)

gestion des matières résiduelles 1998-2008), ii) des déficits en engrais de ferme qui se font de plus en plus préoccupants dans certaines régions et qui devront être comblés rapidement pour un développement durable des sols agricoles et iii) de l'amélioration de la qualité agronomique des sols suite à l'utilisation des MRF qui permet généralement une augmentation significative du rendement.

Choix des concentrations de cadmium et dioxines/furannes dans les matières fertilisantes

L'objectif de cette étude consistait à évaluer les risques à la santé que représenterait l'utilisation de MRF dont les concentrations de cadmium et de dioxines/furannes seraient égales aux valeurs des critères provisoires C1 et C2. Pour ce faire, les valeurs des concentrations de cadmium et de dioxines/furannes dans les biosolides ont été fixées aux valeurs égales aux critères provisoires C1 et/ou C2, suivant le cas. Pour ce qui est des concentrations dans les ACM, nous avons retenu les concentrations maximales permises par la certification BNQ car plusieurs ACM sont déjà certifiés et mis sur le marché. Pour les engrais minéraux, nous avons utilisé les valeurs de concentration moyenne mesurées spécifiquement pour les besoins de cette étude. Cependant, leur impact est tellement négligeable sur la contamination du sol que quelle que soit la valeur utilisée (concentration moyenne ou maximale), cela n'a aucun impact significatif sur la contamination du sol par le cadmium ou les dioxines/furannes lors de l'utilisation conjointe de MRF.

Période d'exposition de l'IFE

L'estimation des doses d'exposition aux cadmium et dioxines/furannes a été réalisée sur une période de 100 ans afin d'avoir des estimations à long terme. Pour les dioxines/furannes, pour lesquelles il n'existe pas de valeur seuil d'exposition sans effet, et dont l'apparition d'effets cancérogènes nécessite plusieurs années, il est particulièrement important de considérer une exposition sur la durée de vie. Le risque d'excès de cancer doit être estimé à partir de la dose journalière moyenne reçue sur la durée de vie.

Par contre, pour le cadmium, dont les effets toxiques apparaissent lorsqu'une dose seuil a été dépassée, il est préférable d'estimer la dose reçue à chaque tranche d'âge, et de la comparer avec la dose toxicologique de référence (en dessous de laquelle on ne devrait pas observer d'effets sur la santé). Dans cette étude, la dose d'exposition de l'IFE enfant a été estimée à partir de la concentration moyenne de cadmium estimée dans le sol au cours des 75 dernières années d'épandage (sur une période de 100 ans). Si l'IFE était né à la 25^e année, il serait moins exposé, et s'il naissait après la 62^e année, il serait plus exposé.

Modèles et hypothèses utilisées

Les modèles utilisés (incluant les algorithmes et les valeurs numériques) pour estimer les doses d'exposition ont été validés en comparant la dose bruit de fond estimée pour l'IFE avec les doses bruit de fond estimées pour le Canadien moyen par Santé Canada (cadmium) ou par des spécialistes canadiens des dioxines/furannes. Comme l'ont montré les résultats présentés dans les tableaux 19 et 20, nos estimations sont tout à fait comparables à celles des autres auteurs, et ne conduisent donc ni à une sous-estimation, ni à une surestimation.

Cela permet en outre de valider les pentes d'absorption utilisées lors de l'estimation des doses de cadmium dans les végétaux. En effet, lors de la sélection des valeurs expérimentales des pentes d'absorption (obtenues sur des sols ayant reçu des biosolides municipaux), nous avons considéré que le pH de trois des cultures (maïs-soya, orge-prairie et carotte-chou-oignon) pouvait être compris entre 5,0 et 7,5 et entre 4,5 et 6,5 pour la culture de pomme de terre (voir section V-2.2.2.1). Nous avons utilisé les valeurs obtenues dans ces larges gammes de pH afin d'avoir un nombre de données suffisamment élevé pour qu'elles soient aussi représentatives que possible (ceci est d'autant plus important que les résultats sont très variables, suivant l'espèce cultivée, le pH, le type de biosolide, etc...). De plus, à notre connaissance, aucune donnée obtenue avec des biosolides de papetière n'est actuellement disponible, ce qui accroît le degré d'incertitude avec lequel nous devons travailler. Il faut également considérer que les valeurs de pentes obtenues avec des biosolides sont aussi utilisées pour estimer l'absorption du cadmium provenant des ACM et des engrais, ainsi que du cadmium déjà présent dans le sol, pour lesquels la disponibilité pourrait être supérieure à la disponibilité du cadmium associé à de la matière organique.

Concentrations dans les aliments et l'eau de surface

Pour chaque évaluation réalisée (critères C2 et C1), nous avons estimé séparément la concentration de cadmium et dioxines/furannes due au bruit de fond et due aux MRF dans les aliments et l'eau, afin de faire ressortir les effets de la valeur critère sur la contamination des denrées alimentaires. Selon l'évaluation des critères C2⁵⁷, une augmentation importante de la concentration de ces contaminants a été estimée dans les aliments (augmentation moyenne comprise entre 29% (cadmium) et 65% (dioxines/furannes) pour les 25 premières années, et entre 131% (cadmium) et 148% (dioxines/furannes) pour les 75 dernières années (tableaux 22 et 25). Si la totalité des biosolides étaient de concentration égale à C1⁵⁸, ces augmentations seraient comprises entre 17% (cadmium) et 30% (dioxines/furannes) pour les 25 premières années et entre 69% (dioxines/furannes) et 77% (cadmium) pour les 75 dernières années (tableaux 29 et 32).

⁵⁷ 2,45 t/ha-an de biosolide de concentration égale à C2, 1,45 t/ha-an de biosolide de concentration égale à C1, 0,525 t/ha-an d'ACM de concentration maximale selon certification BNQ (taux d'application agro-environnementaux moyens)

⁵⁸ 3,9 t/ha-an de biosolide de concentration égale à C1, 0,525 t/ha-an d'ACM de concentration maximale selon certification BNQ (taux d'application agro-environnementaux moyens)

Les impacts sur la contamination de l'eau souterraine sont insignifiants⁵⁹. La contamination de l'eau de surface est augmentée de 0,2% (cadmium) à 1,6% (dioxines/furannes) sur les 25 premières années d'utilisation des *biosolides C2* et de 1% (cadmium) à 8% (dioxines/furannes) sur les 75 dernières années (tableaux 22 et 25). *Pour les biosolides C1*, ces augmentations sont de 0,1% (cadmium) à 0,8% (dioxines/furannes) et de 0,5% (cadmium) à 3,6% (dioxines/furannes), pour les 25 premières et 75 dernières années, respectivement (tableaux 29 et 32). Les pourcentages d'augmentations sont les mêmes dans la chair des poissons vivant dans cette eau de surface. Ces valeurs correspondent à des augmentations moyennes sur une période de 25 ou de 75 ans. Ainsi, l'augmentation sera moindre au début de la période, et plus élevée à la fin de la période.

Impacts de la contamination de l'eau et des aliments sur l'exposition des populations

Dans les régions agricoles, l'eau bue par les riverains serait le plus souvent de l'eau souterraine et non de l'eau de surface (Marc Hébert, MENV, communication personnelle). Toutefois, nous avons effectué les estimations avec l'eau de surface, qui était plus fortement contaminée, afin de rester conservateur. Cela entraîne une sur-estimation de la dose reçue par ingestion d'eau, dose qui est cependant suffisamment négligeable⁶⁰ par rapport à la dose totale d'exposition au cadmium et aux dioxines/furannes pour que ce choix n'ait pas d'influence significative sur l'estimation du risque. De même, l'ingestion de poisson contaminé par les MRF (qui représente environ 20% de la consommation annuelle totale de poisson par l'IFE) ne contribue pas de façon significative au risque associé à la dose totale de cadmium ou de dioxines/furannes⁶¹.

Comme l'indiquent les résultats des tableaux 23 et 30, 97% à 100% de la dose d'exposition de l'IFE au cadmium provient de l'ingestion de végétaux et de produits d'animaux terrestres. L'ingestion d'eau, de poisson et de sol et l'inhalation sont des voies négligeables (sauf l'ingestion de sol chez les enfants). Par conséquent, une augmentation de la contamination des aliments a un impact direct et notable sur la dose d'exposition totale des consommateurs de ces produits. Dans le cas de l'IFE, la consommation de denrées alimentaires produites en contact avec les MRF est comprise entre 17 et 31% pour les végétaux cultivés au Québec et entre 25 et 50% pour les produits animaux.

En ce qui concerne les dioxines/furannes, l'ingestion de végétaux et de produits animaux terrestres représente 74,6% de la dose d'exposition, et le poisson 2% (tableau 26). L'ingestion de lait maternel représente 21% de la dose d'exposition totale due aux MRF (la concentration de dioxines/furannes dans le lait maternel a été estimé à partir de la dose absorbée par la mère durant les 25 premières années, et due uniquement aux MRF). L'ingestion d'aliments est donc, comme pour le cadmium, la principale voie d'exposition de l'IFE aux dioxines/furannes.

⁵⁹ Résultats présentés dans le rapport complet (section V-2.5.1)

⁶⁰ 0,015% de la dose totale de cadmium pour tranche 7 mois - 4 an et <0,1% de la dose de dioxines/furannes due aux MRF, selon l'évaluation des critères C2 (tableau 23 et 26).

⁶¹ L'ingestion de poisson représente 0,02% de la dose totale de cadmium pour la tranche d'âge 7 mois – 4 ans, et 2% de la dose de dioxines/furannes apportées par les MRF, selon l'évaluation des critères C2 (tableau 23 et 26).

Pour la majeure partie de la population qui consomme une très faible proportion de denrées alimentaires produites au contact de MRF, le risque est donc atténué par rapport à celui estimé pour l'IFE. Cependant, comme les populations vivant en milieu rural sont susceptibles de s'approvisionner en bonne partie auprès des agriculteurs, ces populations vivant dans une région en déficit d'engrais de ferme et où des MRF sont utilisées seront amenées à consommer des proportions de denrées contaminées qui seront de l'ordre des proportions que nous avons utilisées pour l'IFE. Si la pratique de valorisation agricole des MRF se développe et que les MRF utilisées sur une zone agricole donnée sont, à long terme, de concentration proche des valeurs critères C2 (voir tableaux 15 et 16), la dose d'exposition reçue par cette population risque d'être importante et de s'avoisiner ou de dépasser la dose toxicologique de référence.

Extrapolation des résultats pour l'utilisation de biosolides municipaux

Comme on a pu le constater dans la section IV (tableau 7), les scénarios d'épandage de matières fertilisantes basés sur l'utilisation de biosolides de papetières conduisent à l'apport d'une quantité de biosolides dans les sols qui est en moyenne 3,9 fois plus élevée que la quantité de biosolides municipaux qui seraient utilisés pour fertiliser une même culture. Lorsque l'on considère que la concentration de contaminant dans les biosolides est fixe (égale aux valeurs critères), il apparaît donc que la quantité de contaminant apportée par des biosolides municipaux est moindre que celle apportée par les biosolides de papetières⁶². Les quantités de contaminants apportées par le scénario C2 « municipaux » sont semblables à celles apportées par le scénario C1 « de papetières » (voir section IV). Par conséquent, si nous avons effectué l'évaluation de risques à la santé à partir des biosolides municipaux et non à partir des biosolides de papetières, les niveaux de risques obtenus seraient de l'ordre des niveaux de risques obtenus lors de l'évaluation des critères C1 (soit une dose de cadmium inférieure à la dose de référence pour toutes les tranches d'âge et une augmentation d'environ 36% de la dose de dioxines/furannes reçue par rapport au bruit de fond).

V-2.5 Conclusion

La revue critique des évaluations de risques effectuées par ou pour l'U.S.EPA (section V-1) a montré que les hypothèses de travail et les approches retenues dans ces études n'étaient pas appropriées pour estimer le risque lié à la valorisation des MRF au Québec. Nous considérons tout particulièrement que les données utilisées à la base de la réglementation américaine ne sont pas adéquates pour conclure que l'épandage de MRF selon cette réglementation ne présente aucun risque pour la santé humaine. C'est pourquoi nous avons réalisé notre propre évaluation des risques à la santé liés au cadmium et aux dioxines/furannes provenant des MRF valorisées en milieu agricole, en suivant les *Lignes directrices* émises par le MSSS (1999).

⁶² Cette différence (tableau 10) est de l'ordre de 1,5 et de 2 pour les scénarios C1 et les scénarios C2, respectivement (et non de l'ordre de 3,9) car i) les ACM ont une contribution non négligeable dans l'apport de contaminants (et leur apport varie peu du scénario « de papetière » au scénario « municipal ») et ii) dans le scénario C2 « de papetières », on utilise 63% de biosolide et 37% de biosolide C1 alors que dans le scénario C2 « municipal » on utilise 100% de biosolide C2.

Nous avons considéré une période de 100 ans, durant laquelle des MRF (biosolides et amendements calciques ou magnésiens) et des engrais minéraux étaient épandus tous les ans afin de fertiliser adéquatement les sols agricoles. Une période de 100 ans avait déjà été sélectionnée par l'U.S.EPA pour ses récentes analyses de risque dans un contexte comparable.

Les voies d'exposition au cadmium et aux dioxines/furannes que nous avons considérées sont l'ingestion (sol, végétaux, produits animaux, poisson, eau), l'inhalation de poussières (travailleurs), l'inhalation de vapeurs (dioxines/furannes seulement) et le contact cutané (dioxines/furannes seulement). Les risques ont été estimés pour un individu fortement exposé (IFE) qui vit pendant les 75 dernières années d'une période d'épandage de 100 ans. L'IFE est un agriculteur né à la ferme, qui a passé sa vie à la ferme, qui utilise les MRF pour fertiliser ses sols et qui vit dans une région en déficit d'engrais de ferme. Durant les 25 premières années de la période d'épandage de MRF, la mère de l'IFE (âgée de 0 à 25 ans) est exposée selon les mêmes scénarios que ceux décrits pour l'IFE (sauf les scénarios reliés au travail dans les champs). La dose totale d'exposition de la mère est prise en compte pour estimer le niveau de contamination du lait maternel par les dioxines/furannes (nous avons considéré que l'IFE est allaité durant 1 an).

Les risques à la santé associés au cadmium et aux dioxines/furannes apportés dans les sols agricoles par l'utilisation de MRF (biosolides de concentration égale au critère C1 ou C2 utilisés conjointement avec des amendements calciques ou magnésiens de concentration maximale permise par la certification BNQ) ont été estimés pour un individu fortement exposé, qui représente les agriculteurs utilisant les MRF dans les conditions décrites dans la section V-2.1. Les risques ont été estimés en considérant des scénarios de fertilisation avec utilisation maximale de MRF (dans le respect de contraintes agro-environnementales), et en tenant compte de la dispersion des contaminants dans l'environnement, et en appliquant des taux d'exposition moyens pour l'IFE⁶³. Les apports de cadmium et dioxines/furannes dus aux engrais minéraux étant négligeables comparés aux apports dus aux MRF (moins de 1%), nous ne mentionnons pas ces matières fertilisantes dans nos résultats.

Les résultats de l'évaluation de risque menée de façon spécifique au contexte québécois en se basant sur les **taux d'application agro-environnementaux moyens** de biosolides de papeteries et d'amendements calciques et magnésiens ont montré que :

- (i) **Lors de l'utilisation conjointe⁶⁴ de biosolides C2, de biosolides C1** (concentrations de *cadmium* et de *dioxines/furannes* égales aux *critères C2 ou C1*) **et d'amendements calciques ou magnésiens** (concentrations maximale permise par la certification BNQ), selon des taux d'application agro-environnementaux moyens⁶⁵,
 - La dose d'exposition de l'IFE au **cadmium** pour les enfants âgés de 7 mois à 4 ans est **supérieure à la dose de référence** établie par la banque de données IRIS de l'U.S.EPA (tableau 23),

⁶³ Sauf pour taux d'inhalation et ingestion d'eau chez l'adulte

⁶⁴ Les scénarios comprennent aussi des engrais minéraux, mais leur contribution à la contamination des sols est négligeable comparée à la contribution des MRF.

⁶⁵ 2,45 t/ha-an de biosolide C2, 1,45 t/ha-an de biosolide C1 et 0,525 t/ha-an d'ACM

- La dose d'exposition de l'IFE aux **dioxines/furannes** conduit à un risque d'excès de cancers (de $7,2 \times 10^{-4}$ à $4,1 \times 10^{-6}$) **supérieur au risque d'excès de cancers de 1 cas sur 1 million** (1×10^{-6}) (tableau 27) (soit une augmentation de 65% du risque dû à l'exposition bruit de fond),
 - Suite à ces résultats, nous avons utilisé le même scénario pour évaluer les critères C1.
- (ii) **Lors de l'utilisation conjointe⁶⁴ de biosolides C1** (concentration de *cadmium* et de *dioxines/furannes* égales aux *critères C1*) **et d'amendements calciques ou magnésiens** (concentrations maximale permise par la certification BNQ) selon des taux d'application agro-environnementaux moyens⁶⁶,
- La dose d'exposition de l'IFE au **cadmium** est **inférieure à la dose de référence**, pour tous les groupes d'âge (tableau 30),
 - La dose d'exposition de l'IFE aux **dioxines/furannes** conduit à un risque d'excès de cancers (de $4,0 \times 10^{-4}$ à $2,3 \times 10^{-6}$) **supérieur au risque d'excès de cancers de 1×10^{-6}** (tableau 34) (soit une augmentation de 36% du risque dû à l'exposition bruit de fond).

Par conséquent, il ressort de ces évaluations de risque que (i) pour le cadmium, le critère C1 (3 mg/kg m.s.) est acceptable, mais le critère C2 (10 mg/kg m.s.) est trop élevé car l'utilisation de biosolides dont le niveau de contamination correspond à ce critère conduit à une dose d'exposition supérieure à celle recommandée par des organismes de santé reconnus et (ii) pour les dioxines/furannes, les critères C1 et C2 (17 et 27 ou 50 ng EQT/kg m.s., respectivement) conduisent tous deux à un risque d'excès de cancers supérieur à 1×10^{-6} ; si l'on considère que le risque d'excès de cancer dû à l'exposition bruit de fond est déjà supérieur à 1×10^{-6} , il serait préférable de réduire au maximum les apports de dioxines/furannes dans l'environnement.

Cependant, les estimations étant basées sur le taux d'application des biosolides de papetières, qui est plus élevé que le taux d'application des biosolides municipaux, le risque associé à l'utilisation de biosolides municipaux dont la concentration en cadmium serait égale au critère C2 conduirait à un niveau de risque semblable à celui estimé pour le critère C1 pour les biosolides de papetières (dose d'exposition inférieure à la dose de référence pour toutes les tranches d'âge de l'IFE). En ce qui concerne les dioxines/furannes, le niveau de risque serait également de l'ordre de grandeur de celui estimé pour le critère C1 pour les biosolides de papetières (soit une augmentation d'environ 36% du risque d'excès de cancer dû aux dioxines/furannes déjà existant).

Nous recommandons fortement au lecteur de lire la discussion relative à ces résultats (section V-2.4) afin de mieux les situer dans leur contexte.

⁶⁶ 3,9 t/ha-an de biosolides C1 et 0,525 t/ha-an d'ACM

VI - RECOMMANDATIONS

Note : Il est fortement recommandé au lecteur de prendre connaissance des conclusions des sections IV et V avant de lire ces recommandations.

Selon les informations recueillies au cours de cette étude, il apparaît que les biosolides sont une alternative intéressante à l'apport de matière organique et de nutriments lorsque les engrais de ferme ne sont pas disponibles et que la valorisation de matières résiduelles présentant une valeur agronomique permet de réduire l'enfouissement et l'incinération.

Toutefois, si la valorisation agricole de ces MRF est intéressante d'un point de vue agronomique, il faut aussi s'assurer que l'utilisation agricole des MRF ne risque pas, à court, moyen ou long terme, de conduire à une contamination chimique des sols qui serait dommageable à la qualité des aliments produits et à la santé humaine. Une telle contamination serait irréversible et il serait regrettable que les générations futures aient à y faire face. Nous ne sommes pas habilitées à déterminer si les concentrations estimées dans les sols à long terme présentent un risque pour la croissance des cultures, mais ce mandat a été rempli par le CEAEQ. Les critères provisoires relatifs aux teneurs en organismes pathogènes n'ont pas été évalués lors de cette étude et devraient faire l'objet d'une évaluation poussée par des intervenants de la santé.

Par contre, sur la base de nos estimations concernant

- i) l'augmentation des concentrations de cadmium et dioxines/furannes dans les sols agricoles après 100 ans de fertilisation avec MRF et le dépassement, pour certains contaminants (arsenic, cadmium), des valeurs maximales recommandées par le CCME basées sur la protection de la santé humaine (section IV),
- ii) l'augmentation moyenne de la concentration de cadmium et dioxines/furannes dans les aliments sur les 25 ou les 75 dernières années d'une période d'épandage de MRF de 100 ans (section V-2),
- iii) les risques à la santé associés majoritairement à la consommation d'aliments contaminés (qui présente la voie prépondérante d'exposition) par le cadmium et les dioxines/furannes (section V-2),

et considérant le fait que

- les critères provisoires C2 sont supérieurs aux critères B (cadmium, mercure, nickel, et dioxines/furannes) et aux critères C (arsenic, chrome, cuivre, molybdène, sélénium et zinc) de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* du MENV (1998), que le critère C1 pour les dioxines/furannes est supérieur au critère B de cette *Politique* (section I-1), et que
- l'exposition aux dioxines/furannes due au bruit de fond conduit déjà à un risque d'excès de cancer supérieur à un cas sur un million (section V-2),

Nous faisons les recommandations suivantes :

1. Le critère C2 du cadmium (10 mg/kg m.s.) est trop élevé pour la valorisation des biosolides en agriculture, considérant i) les conclusions de notre évaluation des risques à la santé humaine associés à l'utilisation de biosolides de papetières de concentration égale au critère C2⁶⁷ (dose d'exposition de l'IFE supérieure à la dose de référence) et ii) le fait que la concentration totale de cadmium dans les sols après 100 ans de fertilisation avec des biosolides de papetières²⁵ conduit à un dépassement substantiel de la concentration recommandée par le CCME (1997) dans les sols agricoles (recommandation basée sur la protection de la santé humaine). La quantité maximale de cadmium pouvant être apportée sur les sols agricoles par les biosolides devrait donc être revue à la baisse. L'utilisation de biosolides de concentration égale au critère C1 (3 mg/kg m.s.), dans les mêmes conditions que celles utilisées pour évaluer le critère C2, ne conduit ni au dépassement du critère CCME dans le sol, ni au dépassement de la dose de référence pour le cadmium, et pourrait constituer une concentration limite acceptable.

2. Les sous-critères C2 des dioxines/furannes (27 et 50 ng EQT/kg m.s.) sont trop élevés pour la valorisation des biosolides en agriculture. En effet, les évaluations de risques à la santé ont démontré que la valorisation de biosolides de papetières de concentration égale aux critères C2²⁵ était associée à un risque d'excès de cancers supérieur à celui généralement considéré comme négligeable par des organismes de santé reconnus (1 cas de cancer sur 1 million de personnes). Actuellement, l'exposition bruit de fond des Québécois à ces substances conduit déjà à un risque d'excès de cancer supérieur à 1 cas sur 1 million, ce qui devrait nous inciter à réduire les apports de dioxines/furannes dans l'environnement. L'utilisation du critère C1 des dioxines/furannes (17 ng EQT/kg m.s.) pourrait constituer une première limite acceptable. Les concentrations de dioxines/furannes mesurées actuellement dans les MRF ne dépassant pas 13 ng EQT/kg m.s., cette valeur pourrait être ultérieurement retenue comme concentration limite maximale.

⁶⁷ Avec des amendements calcaïques ou magnésiens de concentration maximale permise par la certification BNQ.

3. Le critère C2 de l'arsenic (75 mg/kg m.s.) est trop élevé pour la valorisation de biosolides en agriculture, car la concentration totale d'arsenic dans les sols agricoles estimée après 100 ans de fertilisation avec biosolides de papetières de concentration égale au critère C2²⁵ est supérieure à la recommandation du CCME (1997) basée sur la protection de la santé humaine. La quantité maximale d'arsenic pouvant être apportée sur les sols agricoles par les biosolides devrait donc être revue à la baisse. L'utilisation régulière de biosolides de concentration égale au critère C1 (13 mg/kg m.s.), dans les mêmes conditions que celles utilisées pour évaluer le critère C2, ne conduit pas au dépassement du critère CCME dans le sol et pourrait constituer une concentration limite acceptable..

4. Les critères C1 et C2 pour le chrome, le cuivre, le plomb et le zinc devraient être revus sur la base d'une évaluation du risque écotoxicologique, car les concentrations totales estimées dans les sols lors de l'application des critères C2²⁵ sont plus élevées que les recommandations du CCME (1997) basées sur la protection de l'environnement.

Les recommandations concernant les critères provisoires relatifs à la concentration de contaminants ont été établies en considérant que les MRF étaient appliqués dans le respect des taux agro-environnementaux, et en assumant que la qualité de toutes les MRF respectait les critères et les normes. Par conséquent, il est important que des procédures administratives et sur le terrain permettent de s'assurer que ces conditions sont respectées dans tous les cas.

Nous n'avons pas fait de recherche concernant la présence possible de contaminants autres que ceux faisant partie de la liste des contaminants faisant l'objet de critères ou de normes et pouvant avoir des effets néfastes sur la santé. Par conséquent, une attention particulière devrait être portée sur la présence possible d'autres contaminants, spécifiques de certains intrants ou de certains procédés.

LISTE DES RÉFÉRENCES

- Abt Associates Inc, 1999. Risk analysis for the round two biosolids pollutants. 133 pages. Préparé pour l'U.S.EPA.
- BPR Groupe conseil et GREPA, 1999a. Le portrait agroenvironnemental des fermes du Québec. 157 pages. Préparé pour l'Union des producteurs agricoles (UPA).
- Bureau de normalisation du Québec, 1997. Norme nationale du Canada - Amendements organiques - composts. CAN/BNQ 0413-200.
- Bureau de normalisation du Québec, 2000a. Norme - Amendements calciques ou magnésiens provenant de procédés industriels. CAN/BNQ 0419-090.
- Bureau de normalisation du Québec, 2000b. Norme nationale du Canada - Amendements organiques - Biosolides municipaux granulés. BNQ 0413-400-4.
- Carrier, G. 91. Réponse de l'organisme humain aux BPC, dioxines et furannes et analyse des risques toxiques, Le Passeur. 484 pages. ISBN 2-9801068-6-0.
- CCME, 1997. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols. 169 pages.
- Charbonneau, H. et Hébert, M. 2000. Communication personnelle sur les données brutes de la valorisation des MRF en 1999 au Québec. MENV.
- Charbonneau, H., Hébert, M., et Jaouich, A., 2000. Portrait de la valorisation agricole des matières résiduelles fertilisantes au Québec – partie 1 : aspects quantitatifs. Vecteur environnement, vol. 33, no. 6, nov. 2000. pp. 30-51.
- Charbonneau, H., Hébert, M., et Jaouich, A., 2001. Portrait de la valorisation agricole des matières résiduelles fertilisantes au Québec – partie 2 : contenu en éléments fertilisants et qualité environnementale. Vecteur environnement, vol. 34, no. 1, janv. 2001. pp. 56-60.
- CRIQ, 1994. Caractérisation de certains composts commerciaux disponibles au Québec. 19 pages et annexes. Centre de recherche de l'industrie du Québec.
- Federal Register, 1993. 40 CFR Part 503 - Standards for the use or disposal of sewage sludge. Subparts A, B, and D. vol. 58: 9387-9401
- Fries, G., 8-24-2000. Communication personnelle
- Gilman, A., Newhook, R., et Birmingham, B., 1991. An updated assesement of the exposure of canadians to dioxines and furans. Chemosphere 23: 1661-1667.
- Giroux, M., Rompré, M., Carrier, D., Audesse, P., et Lemieux, M., 1992. Caractérisation de la teneur en métaux lourds totaux et disponibles des sols du Québec. Agrosol V 2: 46-55.
- Gouvernement du Québec, 1996. Règlement sur la qualité du milieu de travail (S-2.1, r.15). mise à jour par erratum publié le 21 sept 1994, #5749.

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec
Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

- Gouvernement du Québec, 1997. Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole. Q-2, r.18.2.
- Hattemer-Frey, H. A. et Travis, C. C., 1991. Assessing the extent of human exposure through the food chain to pollutants emitted from municipal solid waste incinerators. In: Health effects of municipal waste incineration, Hattemer-Frey, H.A. & Travis, C. (Eds.). CRC Press, Inc., Boca Raton, chap. 4, pp.83-101.
- Health Canada, 1996. Canadian Soil Quality Guidelines for Contaminated site: Human health effects: inorganic cadmium - Final report. 44 pages. The National Contaminated Sites Remediation Program.
- Hébert, M., 2000. La valorisation agricole des biosolides de papetières : y a-t-il des risques? Le cas des éléments traces, des pathogènes et des odeurs. In: Les biosolides: une richesse pour nos sols, Conseil des productions végétales du Québec, I. (Eds.). Colloque sur les biosolides, Montebello, 16 et 17 mars 2000. pp 89-105.
- Institut national de santé publique du Québec, 1999. Devis – Validation des critères de cadmium et de dioxines et furannes lors de la valorisation des matières résiduelles fertilisantes.
- Institut national de santé publique du Québec, 2001. Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec. Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes. Rapport complet.
- MEF et MAPAQ, 1991. Valorisation agricole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales - Guide de bonnes pratiques. 91 pages.
- MEF, 1998. Orientations et principes pour la détermination des critères relatifs à la valorisation des matières résiduelles fertilisantes. 13 pages.
- MENV, 1997. Critères provisoires pour la valorisation des matières résiduelles fertilisantes (épandage, entreposage temporaire, compostage, fabrication et utilisation de terreaux).
- MENV, 1998. Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. 124 pages.
- MENV, 1999. Addenda #1 aux critères provisoires pour la valorisation des matières résiduelles fertilisantes (MRF). 35 pages.
- MSSS, 1999. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et l'examen de réhabilitation de terrains contaminés. Document de consultation.
- MSSS et Comité de santé environnementale, 1998. Commentaires concernant les documents : « Orientation et principes pour la détermination des critères relatifs à la valorisation des matières résiduelles fertilisantes » et « Critères provisoires pour la valorisation des matières résiduelles fertilisantes » préparé à l'attention du ministère de l'Environnement du Québec.

- Tran, T. S., Côté, D., et N'Dayegamiye, A., 1996. Effets des apports prolongés de fumier et de lisier sur l'évolution des teneurs du sol en éléments nutritifs majeurs et mineurs. *Agrosol*. 6: 21-30.
- Trépanier, J. P., 1992. Incendie de l'entrepôt de BPC de Saint-Basile-Le-Grand - rapport d'interprétation des résultats d'analyses physico-chimiques. 40 pages. Ministère de l'environnement et de la faune.
- U.S.EPA, 1990. Assessment of risks from exposure of humans, terrestrial and avian wildlife, and aquatic life to dioxins and furans from disposal and use of sludge from bleached kraft and sulfite pulp and paper mills. 673 pages. EPA/560/5-90-013.
- U.S.EPA, 1992. Technical support document for the land application of sewage sludge, volume I. 763 pages. EPA/822/R-93/002.
- U.S.EPA, 1994a. Estimating exposure to dioxin-like compounds - Review Draft. 3 volumes, 112 pages. Office of Health and environmental assessment.
- U.S.EPA, 1994b. Health Assessment Document for 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compound - Review Draft. 3 volumes, 66 pages. Office of Research and Development. <http://www.cqs.com/epa/exposure>.
- U.S.EPA, 1999a. Estimating risk from contaminants contained in agricultural fertilizers - draft report. Office of Solid Waste. Project #92U-7200-017.
- U.S.EPA, 1999b. Toxicological review - Cadmium and Compounds - in support of summary information on IRIS. 85 pages et annexes.
- U.S.EPA, 2000. Exposure and human health reassessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds - Part III: Integrated summary and risk characterization for 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. <http://www.epa.gov.ncea>.

GLOSSAIRE

Amendement : un amendement est une matière qui apporte une amélioration à la condition du sol.

Amendement calcique ou magnésien : matière fertilisante qui apporte une amélioration du pH (chaux, cendres, poussières de cimenteries)

Amendement organique : matière fertilisante qui apporte de la matière organique au sol (biosolide, fumier)

Biosolide : matière résiduelle fertilisante obtenue par traitement biologique d'eaux usées. Dans ce document, le terme englobe les boues de station de traitement des eaux usées municipales et les mélanges de boues de papetières (boues secondaires de papetières + boue primaire et/ou de désencrage)

Biosolide mixte (de papetières) : mélange de boues secondaires et de boues primaires et/ou de désencrage

Boues de désencrage (de papetières) : boues issues du traitement des papiers recyclé. Ces boues contiennent des fibres imprégnées d'encre et de kaolin.

Boues primaires (de papetières) : boues de traitement primaire des eaux de procédé des industries papetières. Les boues primaires consistent essentiellement en des fibres de bois.

Boues secondaires (de papetières) : boues issues du traitement secondaire des eaux de procédé des industries papetières. Elles contiennent essentiellement des fibres de bois et autres matières fines qui n'ont pas été enlevées lors du traitement primaires ainsi que des bactéries utilisées dans le système afin de digérer la matière organique. Ces résidus contiennent également des éléments nutritifs (azote, phosphore) qui ont été ajoutés au traitement afin de favoriser la croissance des bactéries, ainsi que des traces des différents produits chimiques utilisés dans la fabrication du papier.

Compost : produit résultant d'un procédé dirigé de biooxydation d'un substrat organique qui comporte une phase thermophile. Le substrat organique peut être du fumier, des résidus agricoles, des résidus agroalimentaires, des résidus d'abattoirs, des boues de stations d'épuration, des résidus d'usines de pâtes et papiers, etc...(source : Norme sur les composts)

Engrais : substance ou mélange de substances contenant de l'azote, du phosphore, du potassium ou tout autre élément nutritif des plantes (source : Loi sur les engrais)

Matière fertilisante (non résiduelle) : les matières fertilisantes incluent les engrais (ou nutriments) et les amendements du sol (chaux agricole par exemple).

Rapport synthèse

Évaluation des impacts à long terme de la valorisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec

Mise en contexte et risques à la santé associés à l'apport de cadmium et de dioxines/furannes

Matière résiduelle fertilisante : matières ou objets périmés, rebutés ou autrement rejetés dont l'emploi est destiné à entretenir ou à améliorer, séparément ou simultanément, la nutrition des végétaux, ainsi que les propriétés physiques et chimiques de l'activité biologique des sols. (Définition du MENV).

Pouvoir neutralisant (PN) : le pouvoir neutralisant correspond à la capacité d'un produit de réguler le pH par rapport à la capacité du CaCO_3 (chaux agricole). Il est exprimé en pourcentage. Un PN de 50% correspond à une capacité régulatrice égale à 50% de la capacité régulatrice de la chaux agricole.

Taux d'application agronomique (de matière fertilisante) : quantité (t m.s./ha-unité de temps) de matière fertilisante nécessaire pour répondre aux besoins des plantes. La détermination du taux agronomique tient compte des besoins spécifiques des plantes en élément nutritif et de la richesse du sol en ces éléments nutritifs. Les besoins agronomiques des plantes sont déterminés par les grilles du Conseil des productions végétales du Québec (CPVQ).

Taux d'application agro-environnemental (de matière fertilisante) : quantité (t m.s./ha-unité de temps) de matière fertilisante nécessaire pour répondre aux besoins des plantes (taux agronomique) et qui respecte les contraintes environnementales (par exemple, Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole pour le phosphore).

LISTE DES COMMUNICATIONS PERSONNELLES

Clément Audet, BNQ
Pierre Beaudet, MAPAQ
Richard Beaulieu, MENV
Claude Bernard, IRDA
Jacques Boulanger, MAPAQ
Gaétan Carrier, Université de Montréal
Hughes Charbonneau, stagiaire au MENV
Raynald Chassé, CEAEQ
Sylvie Cloutier, MENV
Louis Désilets, AIFQ
Suzanne Dionne, CLSC de la Haute Yamaska
George Fries, U.S. Department of Agriculture
André Germain, Environnement Canada
Marc Hébert, MENV
J. Laperrière, Norsk-Hydro
Regina McCartney, U.S.EPA
Yves Michaud, Centre géoscientifique du Québec
Laurent Poissant, Environnement Canada
Sylvain Primeau, MENV
Bryan Reday, Agriculture et Agroalimentaire Canada
Jake Ryan, Santé Canada
Marc Simoneau, MENV
Hélène Tremblay, MENV
Jean-Pierre Trépanier, Sanexen