

Article

« Mobilité des métaux et risque de contamination des eaux lors de la valorisation sylvicole des boues de station d'épuration municipales au Québec : une revue »

M. Roy et D. Couillard

Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, vol. 10, n° 4, 1997, p. 507-525.

Pour citer cet article, utiliser l'information suivante :

URI: <http://id.erudit.org/iderudit/705291ar>

DOI: 10.7202/705291ar

Note : les règles d'écriture des références bibliographiques peuvent varier selon les différents domaines du savoir.

Ce document est protégé par la loi sur le droit d'auteur. L'utilisation des services d'Érudit (y compris la reproduction) est assujettie à sa politique d'utilisation que vous pouvez consulter à l'URI <https://apropos.erudit.org/fr/usagers/politique-dutilisation/>

Érudit est un consortium interuniversitaire sans but lucratif composé de l'Université de Montréal, l'Université Laval et l'Université du Québec à Montréal. Il a pour mission la promotion et la valorisation de la recherche. Érudit offre des services d'édition numérique de documents scientifiques depuis 1998.

Pour communiquer avec les responsables d'Érudit : info@erudit.org

Mobilité des métaux et risque de contamination des eaux lors de la valorisation sylvicole des boues résiduelles urbaines au Québec

Use of municipal sewage sludge for the fertilization of forests. Mobility of metals and the risk of surface- and ground-water contamination

M. ROY¹ et D. COUILLARD²

Reçu le 6 mai 1996, accepté le 28 juillet 1997*.

SUMMARY

The presence of metals in municipal sewage sludge is still a major obstacle to their land application. Forest land application of sludge reduces the possibility of metals entering the human food chain. Present knowledge of their long-term behavior in forest soil is however limited. The risk of metals leaching to the aquatic ecosystem situated downstream from treated zone must be evaluated. This paper present a comparison of the risks of water contamination when sludges are applied to forests instead of cropland. The levels of metals in municipal sludge, their form and their mobility in sludge-treated soil are reviewed. Finally, the regulations of the Province of Quebec that have been established to protect forest land are compared to the recommendations of the U.S. Environmental Protection Agency.

Although sludge applications to forest land reduce the risk of human food chain contamination, properties of forest soils (low pH, low cation exchange capacity, presence of large continuous pores) could represent an increased hazard of metals leaching to aquatic ecosystems. Metal concentrations in sludge vary considerably depending on the source of the sludge. Metals found in sludge are predominantly associated with the solid phase, while soluble and exchangeable forms generally represent less than 10% of the total metals.

Short term studies have revealed that metals tend to accumulate in the upper layers of soil, but few studies have evaluated long-term metal mobility or bio-availability. Many factors can contribute to an increase mobility (pH, oxidation-reduction potential, organic matter decomposition). The risk of aquatic ecosystem contamination by aluminum leached from sludge-treated soils hasn't yet

1. Centre de Recherche et de Développement sur les sols et les grandes cultures, Direction générale de la Recherche, Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2560 boulevard Hochelaga, Sainte-Foy (Québec), G1V 2J3, Canada.
2. Institut National de la Recherche Scientifique, Université du Québec, INRS-Eau, 2800 rue Einstein, C.P. 7500, Sainte-Foy (Québec), G1V 4C7, Canada.

* Les commentaires seront reçus jusqu'au 20 juillet 1998.

been evaluated. It seems, however, that the risk exists if the soil become more acidic after sludge decomposition.

Limits on the amount of metals allowed in sludge have been fixed by many countries. Nevertheless, given the wide variation in the standards used to regulate the allowable content of metal in sludge or sludge-treated soils, disagreement presently exist among regulatory agencies. For example, the maximum cadmium limit allowed in sludge destined to be used as forest fertilizer in Quebec is 15 mg kg^{-1} , whereas it is 85 mg kg^{-1} in the United States. Different philosophical views on environmental protection (zero tolerance or tolerance of a certain level of metals in soil), as well as the organism chosen when standards are set, are responsible for this inconsistency.

Before sewage sludge application to forests becomes a common practice, the associated risks of metals leaching to the aquatic ecosystem must be evaluated. Long-term studies should be undertaken in order to establish safe standards for applying sludge in a forest environment. Such additional efforts will enable good quality sludge to be considered as a usable and valuable resource in forestry.

Key words : municipal sewage sludge, forest land application, metals, non point source contamination, sludge-treated soils.

RÉSUMÉ

La présence de métaux dans les boues résiduelles municipales demeure l'obstacle majeure à leur valorisation comme fertilisant agricole ou forestier. L'utilisation des boues en milieu forestier diminue certes les risques de contamination de la chaîne alimentaire humaine. Cependant, nos connaissances sur le comportement à long terme des métaux ajoutés aux sols forestiers sont encore très limitées. Le risque de lessivage des métaux vers les écosystèmes aquatiques situés en aval des zones traitées doit être évalué. Cet article propose une comparaison des risques de contamination de l'eau selon que l'application des boues s'effectue en forêt ou en milieu agricole. Les concentrations de métaux dans les boues municipales, leurs formes et leur mobilité dans les sols amendés sont passées en revue. Et finalement, les normes québécoises qui ont été établies pour protéger le milieu récepteur contre les métaux présents dans les boues sont comparées à celles recommandées par l'US EPA.

Mots-clés : boues résiduelles, valorisation sylvicole, métaux, pollution diffuse, eau, sol, forêt.

1 - INTRODUCTION

Avec le développement des réseaux d'assainissement des eaux usées municipales, le volume de boues résiduelles à éliminer devient de plus en plus élevé. Au Québec, l'ensemble des stations devraient générer près 200 000 tonnes de boues par année sur une base sèche (GRENIER et COUILLARD, 1989). La majeure partie de ces boues sont éliminées par incinération ou entreposées dans des sites d'enfouissement.

L'incinération peut certes être considérée comme une valorisation énergétique (JALBERT et ROULEAU, 1990) puisque la valeur calorifique des boues peut être récupérée lorsque les installations le permettent. Cependant, cette option peut s'avérer coûteuse en plus de ne représenter qu'une solution partielle. En effet,

l'élimination des cendres produites peut devenir elle aussi problématique (TYAGI et COUILLARD, 1989). Quant à l'enfouissement sanitaire des boues, la rareté des sites adéquats rend cette option de plus en plus onéreuse.

L'incinération, l'enfouissement ou le rejet en mer (pratiqué dans certains pays d'Europe notamment) ne font que déplacer le problème de la pollution. La valorisation des boues à des fins agricoles, sylvicoles ou horticoles s'inscrit dans un cadre de gestion plus rationnelle et durable des ressources naturelles. De cette façon, les boues ne sont plus considérées comme un déchet, mais peuvent être valorisées pour leur contenu en éléments fertilisants et leurs qualités d'amendement organique.

La valorisation sylvicole ou agricole apparaît de plus en plus comme une solution intéressante pour des municipalités et des entreprises forestières et agricoles (MENVIQ *et al.*, 1991). Aux États-Unis, environ 40 % des boues sont valorisées en agriculture ou en sylviculture (EVANS, 1993). Au Québec, la valorisation agricole prend son essor. Actuellement, environ 7 % des boues sont valorisées en agriculture. Cependant, même si le milieu forestier semble très propice à la valorisation des boues, très peu de projets de ce type ont été conduits au Québec jusqu'à maintenant.

Certaines recherches soulignent les avantages uniques qu'apporte l'application des boues résiduelles sur des sols forestiers (SMITH et EVANS, 1977 ; GRENIER et COUILLARD, 1987 ; 1989). Ainsi, les produits forestiers ne sont généralement pas comestibles, ce qui diminue les risques de l'exposition humaine aux composantes néfastes des boues qui pourraient entrer dans la chaîne alimentaire (COUILLARD et GRENIER, 1989).

De plus, l'utilisation intensive de la biomasse forestière par de courtes rotations peut conduire à une baisse de fertilité des sols. Le recours à des engrais peut alors s'avérer nécessaire afin de conserver ou d'augmenter la productivité des sites exploités. Dans ces circonstances, l'épandage de boues en forêt constitue non seulement une solution à l'élimination des boues, mais aussi une voie à leur valorisation comme fertilisant. Aux États-Unis, plusieurs essais ont permis de mesurer un accroissement considérable de la biomasse des forêts suite à l'application de boues d'épuration municipales (BROCKWAY, 1983 ; ZASOSKI *et al.*, 1983 ; WELLS, 1984).

L'application de boues en milieu forestier doit cependant avoir comme principal objectif la libération de nutriments à un taux qui n'excède pas la capacité d'assimilation de l'écosystème. En respectant les besoins nutritifs des sites récepteurs, des bénéfices pourront être obtenus en minimisant les risques de contamination des eaux souterraines, de dégradation de l'esthétique environnementale et de détérioration des processus biologiques (HART *et al.*, 1988).

Outre les éléments nutritifs, des constituants indésirables tels que métaux lourds, contaminants organiques et agents pathogènes peuvent être présents dans les boues et ce, à des concentrations variables selon l'origine des boues. Les composés organiques de synthèse ne sont pas considérés comme un obstacle à la valorisation des boues compte tenu de leur faible concentration et de leur dégradation rapide (COUILLARD *et al.* 1993). De plus, un traitement adéquat des boues et un contrôle lors de l'épandage limitent les risques de transmission des organismes pathogènes vers le milieu récepteur. Typiquement, les forêts sont éloignées des grands centres et sont utilisées sporadiquement pour des activités

récréatives diminuant ainsi les probabilités de contacts avec des boues fraîchement épandues.

La présence de métaux lourds dans les boues demeure l'obstacle majeur à leur valorisation. Même si, de façon générale, les risques de contamination de la population sont beaucoup plus faibles lors de la valorisation sylvicole que lors d'applications en milieu agricole (BURD, 1986 ; ENVIRONNEMENT CANADA, 1985), la protection des écosystèmes forestiers et plus particulièrement des milieux aquatiques en aval des zones traitées ne doit pas être négligée.

L'objet de cette revue de littérature est de mettre en lumière les risques de contamination des eaux lors de la valorisation sylvicole des boues de stations d'épuration municipales. Les caractéristiques des sites forestiers qui diffèrent de celles des milieux agricoles et qui sont susceptibles d'influencer le comportement des métaux seront analysées. Par la suite, les concentrations et les formes des métaux retrouvées dans les boues municipales seront décrites. La mobilité des métaux dans les sols amendés et les risques de lessivage vers les milieux aquatiques seront également discutés. Finalement, les normes québécoises qui ont été établies pour protéger le milieu récepteur contre les métaux présents dans les boues sont comparées à celles recommandées par l'agence de protection environnementale américaine (US EPA).

2 – EFFETS COMPARÉS DE LA VALORISATION AGRICOLE ET SYLVICOLE

Les conséquences de l'ajout de métaux par le biais de l'application de boues sur des terres agricoles ont largement été étudiées. Cependant, nos connaissances sur le comportement des métaux, issus des boues, dans les sols forestiers ne sont pas aussi complètes. Il est alors nécessaire de se référer aux données dérivées d'études effectuées sur la valorisation agricole des boues et de les extrapoler pour décrire les réponses des écosystèmes forestiers. Pour ce faire, il faut cependant être conscient des différences existant entre ces deux milieux.

CHANG *et al.* (1986) ont fait ressortir les caractéristiques des écosystèmes forestiers qui diffèrent de celles des systèmes agricoles. Les risques de contamination du sol et de l'eau selon que la valorisation des boues s'effectue en milieu agricole ou forestier, sont résumés dans la section suivante.

Comparativement aux sol cultivés, les sols forestiers ont généralement un faible pH, une faible capacité d'échange cationique (CEC) et un réseau continu de macropores. La combinaison de ces facteurs augmente le risque de lessivage des métaux à travers le profil de sol lorsque la charge hydrique excède l'évapotranspiration. Par conséquent, la qualité de l'eau de percolation et des eaux qu'elle alimente (souterraines et de surface) pourrait être affectée davantage lors d'une application en milieu forestier.

Les risques de contamination de l'eau de ruissellement sont plus élevés en milieu agricole compte tenu que le ruissellement est plutôt faible en milieu forestier non perturbé et que les phénomènes d'érosion entraînant des particules contaminées sont plus importants en milieu agricole. En effet, le ruissellement de

surface est plus important sur les sols agricoles parce que le couvert végétal y est beaucoup moins important et souvent totalement absent. Par contre, la création de chemins forestiers et le passage des engins lourds réduit la protection qu'offre le couvert forestier, compacte le sol et réduit l'infiltration. Il sera donc important de minimiser les perturbations et d'éviter l'application de boues sur les sites désorganisés.

3 – CONCENTRATIONS ET FORMES DES MÉTAUX DANS LES BOUES

Les métaux sont omniprésents dans les boues municipales. Leur concentration varie en fonction de l'origine des boues (secteur industriel ou résidentiel) (LEEPER, 1978), du type de traitement des eaux usées (aérobie, anaérobie), de l'efficacité du bloc digesteur (SOMMERS, 1977) et du type de réseaux de collecte des eaux usées (séparatifs ou combinés) (COUILLARD, 1990).

La composition moyenne des boues provenant d'un milieu résidentiel et celle de boues provenant d'un milieu industriel sont comparées dans le tableau 1. La présence d'industries est un facteur important limitant l'utilisation des boues. Les industries utilisant l'électroplaquage étaient, selon KLEIN *et al.* (1974), une source majeure de métaux dans les eaux usées de New York. Cependant, les métaux provenant des effluents d'industries peuvent être traités à la source, ce qui n'est pas le cas des métaux provenant du ruissellement urbain (COUILLARD et TYAGI, 1990) ou de la tuyauterie des résidences.

Tableau 1 Composition de boues provenant d'un milieu industriel et d'un milieu résidentiel, exprimée en $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (m.s.).

Table 1 Sludge composition from an industrial and a residential source, expressed as $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (dry weight).

Métal	Milieu industriel	Milieu résidentiel
Cadmium	650	11
Chrome	5 000	-
Cuivre	2 900	1 100
Manganèse	340	150
Nickel	500	30
Plomb	2 200	440
Zinc	10 300	2 100

Source: Leeper (1978).

Le tableau 2 présente les résultats d'une étude menée aux États-Unis sur la caractérisation des boues de stations d'épuration. La composition des boues a été obtenue à partir de plus de 250 échantillons récoltés dans 150 stations d'épuration localisées dans six états du centre-nord et deux du nord-est des États-

Tableau 2 Composition de boues de plus de 250 échantillons récoltés dans 150 stations d'épuration localisées dans six états du centre-nord et deux du nord-est des États-Unis selon le type de boues, exprimée en $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (m.s.).

Table 2 *Composition of anaerobic and aerobic sludge of over 250 samples, taken from 150 treatment stations located in six north-central and two north-eastern American states, expressed as $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (dry weight).*

Métal	Anaérobie		Aérobie	
	Variation	Médiane	Variation	Médiane
Arsenic	10-230	116	—	—
Bore	12-760	36	17-74	33
Cadmium	3-3 410	16	5-2 170	16
Cobalt	3-18	7	—	—
Chrome	24-28 850	1 350	10-13 600	260
Cuivre	2-10 100	1 000	85-2 900	390
Mercure	0,5-10 600	5	1-22	5
Molybdène	24-30	30	30-30	30
Nickel	2-3 520	85	2-1 700	31
Plomb	58-19 730	540	13-15 000	300
Zinc	10-27 800	1 890	108-14 900	1 800

Source: Sommers (1977).

Unis. Ces résultats sont un exemple de la grande variabilité de la concentration des métaux dans les boues. Aucune étude de cette envergure n'a été conduite au Québec. Les données recueillies par St-Yves et Beaulieu (1988) lors de la caractérisation des boues de 34 stations d'épuration d'eaux usées municipales du Québec et les données obtenues de la Communauté urbaine de Québec (CUQ) sont présentées à titre indicatif (*tabl. 3*).

Après l'épandage de boues d'épuration en milieu agricole ou sylvicole, les formes des métaux dans les sols amendés déterminent la disponibilité de ces éléments pour le prélèvement par les plantes et le potentiel de migration vers les eaux souterraine et de surface (LAKE *et al.*, 1984). Les formes des métaux dans les boues ou dans le sol ont généralement été déterminées par des techniques d'extraction chimique sélective représentant les formes solubles, échangeables, adsorbées, liées à la matière organique, liées aux carbonates, liées aux sulfures et les formes résiduelles (cristallines) (LAKE *et al.*, 1984). Le tableau 4 présente les réactifs utilisés par différents auteurs et les formes de métaux présumées extraites.

Les procédures d'extraction ne représentent qu'une division arbitraire entre les différentes formes des métaux, puisque les réactifs utilisés ne sont pas complètement sélectifs pour une forme particulière (WELTÉ *et al.*, 1983 ; STOVER *et al.*, 1976). Cette méthode d'extraction n'en demeure pas moins un outil intéressant pour évaluer le fractionnement des métaux dans les boues et dans les sols amendés par des boues. Toutefois, l'adoption d'une procédure standard faciliterait la comparaison des résultats et permettrait une analyse plus détaillée des changements de formes des métaux au cours du temps.

Tableau 3 Concentrations de métaux dans les boues du Québec et comparaison avec les quantités maximales permises lors de la valorisation sylvicole.

Table 3 *Metal composition of sludge from Quebec and a comparison with maximum metal quantities allowed in sludge to be used as forest fertilizer.*

Métal	34 stations ^a (mg · kg ⁻¹ m.s.)	CUQ ^b (mg · kg ⁻¹ m.s.)	Maximum permis ^c (mg · kg ⁻¹ m.s.)
Arsenic	2,7	3,5	30
Bore	71	105	200
Cadmium	3,2	7	15
Cobalt	17	7	100
Chrome	45	240	1 000
Cuivre	700	250	1 000
Manganèse	1 113	160	3 000
Mercure	1,6	1,7	10
Molybdène	11	12	25
Nickel	21	27	180
Plomb	98	150	500
Sélénium	0,6	1,5	25
Zinc	600	550	2 500

^a Source : St-Yves et Beauieu (1988).

^b Moyenne des mois de janvier, février, mars 1993.

^c MENVIQ *et al.* (1991).

Dans les boues, les métaux se retrouvent principalement sous forme : (1) soluble (ion simple, complexes inorganiques, complexes organiques) ; (2) co-précipitée avec des oxydes de Fe et de Mn ; (3) précipitée ; (4) adsorbée (adsorption physique, spécifique ou chimique, échange ionique) ; (5) complexée à la matière organique (complexes simples, chélates) ; (6) associée avec des résidus biologiques. La répartition des métaux sous ces différentes formes varie en fonction des propriétés chimiques du métal et des caractéristiques des boues, lesquelles dépendent des propriétés physiques et chimiques imposées par les traitements apportés aux boues. Des paramètres comme le pH, la température, le potentiel d'oxydo-réduction (POR), la présence d'agents complexants et la concentration de ligands précipitants peuvent ainsi influencer les formes des métaux dans les boues (GOULD et GENETELLI, 1978).

La précipitation sous forme de carbonates et de sulfures contrôle en principe la concentration de certains métaux en solution. Cependant, la complexation organométallique qui implique la formation de complexes simples ou la chélation peuvent aussi être des mécanismes majeurs responsables de l'association des métaux avec la phase solide des boues, spécialement en conditions aérobies (LAKE *et al.*, 1984).

Le tableau 5 résume les résultats de trois études sur le fractionnement des métaux dans les boues. Ces études montrent une grande variabilité dans la composition du matériel selon son origine. Toutefois, pour l'ensemble des boues étudiées, la fraction échangeable ou adsorbée demeure très faible (< 10 %) pour des métaux comme le Cd, Cu, Ni, Pb et Zn, tandis que les formes plus réfractaires, *i.e.* les formes liées à la matière organique, les formes liées aux carbonates et les

Tableau 4 Réactifs utilisés par différents auteurs dans les procédures d'extraction sélective des métaux présents dans les boues ou dans les sols amendés avec des boues.

Table 4 Chemicals used by various authors to extract specific metals found in sludge or sludge treated soils.

Références	Réactifs	Fractions extraites
STOVER <i>et al.</i> (1976) (Cd, Cu, Pb, Zn)	KNO ₃	Échangeable
	↓	↓
	KF	Adsorbée
	↓	↓
	Na ₄ P ₂ O ₇	Liée à la matière organique
SILVIERA et SOMMERS (1977) (Cd, Cu, Pb, Zn)	↓	↓
	EDTA	Liée aux carbonates
	↓	↓
	HNO ₃	Liée aux sulfures
SPOSITO <i>et al.</i> (1982) (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn)	H ₂ O	Hydrosoluble
	↓	↓
	KNO ₃	Échangeable
	↓	↓
	DTPA	Disponible
LEGRET (1993) (Cd, Cu, Pb, Zn)	↓	↓
	HNO ₃	Résiduelle
	KNO ₃	Échangeable
	↓	↓
SPOSITO <i>et al.</i> (1982) (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn)	H ₂ O déionisée	adsorbée
	↓	↓
	NaOH	Liée à la matière organique
	↓	↓
	Na ₂ -EDTA	Liée aux carbonates
	↓	↓
	HNO ₃	Résiduelle
	BaCl ₂	Échangeable
	↓	↓
LEGRET (1993) (Cd, Cu, Pb, Zn)	H ₂ O ₂ + HNO ₃ + CH ₃ COONH ₄	Liée à la matière organique et sulfates
	↓	↓
	NaOAc	Liée aux carbonates
	↓	↓
	NH ₂ OHxHCl	Liée aux oxydes de Fe et de Mn
	↓	↓
	HF + HClO ₄	Résiduelle

formes résiduelles, sont plus abondantes. Les teneurs totales mesurées sont donc un indice peu fiable pour évaluer la toxicité d'un élément qui est attribuable principalement à ses fractions disponibles et mobiles (JING et LOGAN, 1992 ; SIMS et KLINE, 1991).

3.1 Mobilité des métaux dans les sols amendés

Quoique des changements s'observent avec le temps, les formes de métaux dans les sols amendés reflètent celles présentes dans les boues elles-mêmes (EMMERICH *et al.*, 1982 ; SPOSITO *et al.*, 1982). Les formes dominantes sont celles

Tableau 5 Distribution des formes des métaux dans les boues selon différentes études (exprimée en pourcentage des métaux totaux).**Table 5** *Distribution of different metal forms found in sludge, taken from various studies (expressed as percentage of total metal).*

Auteurs	Échangeables	Adsorbés	Liés à la matière organique	Liés aux carbonates	Résiduels
Cd					
EMMERICH <i>et al.</i> (1982) ^a	< 0,1 (KNO ₃)	< 0,1 (H ₂ O)	22 (NaOH)	52 (EDTA) ^b	36 (HNO ₃)
SILVIERA & SOMMERS (1977) ^c	ND ^d (KNO ₃)	-	1,8-39 (DTPA) ^e	-	58-82 (HNO ₃)
STOVER <i>et al.</i> (1976) ^f	ND (KNO ₃)	ND (KF)	0-55 (Na ₄ P ₂ O ₇)	28-62 (EDTA)	0-31 (HNO ₃)
Cu					
EMMERICH <i>et al.</i> (1982)	< 0,1	1,5	60	23	16
SILVIERA & SOMMERS (1977)	0,3-10	-	1,4-30	-	1,6-84
STOVER <i>et al.</i> (1976)	0,8-15	2,9-17	2,7-24	12-52	10-55
Ni					
EMMERICH <i>et al.</i> (1982)	11	0,5	24	32	26
SILVIERA & SOMMERS (1977)	-	-	-	-	-
STOVER <i>et al.</i> (1976)	2,5-27	0-16	0-21	16-56	0-12
Pb					
EMMERICH <i>et al.</i> (1982)	-	-	-	-	-
SILVIERA & SOMMERS (1977)	ND-0,3	-	19-50	-	41-56
STOVER <i>et al.</i> (1976)	0-0,4	1,6-18	10-39	48-88	0-12
Zn					
EMMERICH <i>et al.</i> (1982)	0,1	< 0,1	28	58	10
SILVIERA & SOMMERS (1977)	ND- 0,18	-	11-29	-	62-88
STOVER <i>et al.</i> (1976)	0,1-0,6	0,2-0,9	40-65	9,0-42	4,3-18

^a Boues digérées anaérobies.^b EDTA : éhtylene diamine tetraacetic acid.^c Boues provenant de digesteurs anaérobies de 3 villes de l'Indiana, États-Unis.^d ND : non détecté.^e DTPA : diethylene triamine pentaacetic acid.^f Boues provenant de digesteurs anaérobies de 12 villes de l'Indiana, États-Unis.

liées à la matière organique, celles liées aux carbonates et les formes résiduelles. La compréhension des processus qui pourraient éventuellement amorcer une modification de ces formes de métaux dans les sols amendés, vers des fractions plus mobiles, est nécessaire pour évaluer les risques de contamination des sites récepteurs et des écosystèmes aquatiques situés en aval des zones traitées.

La mobilité des métaux dans les sols amendés est régie par des processus chimiques et physiques tels que l'adsorption, la précipitation et la formation de complexes. La figure 1 illustre l'évolution des métaux lourds ajoutés au sol. Ces processus sont influencés par des facteurs chimiques (pH, POR), par la présence de matière organique, par le contenu du sol en argile ou plus globalement par la CEC et la spécificité intrinsèque du métal. Étant donné que la majorité des métaux se retrouvent sous forme cationique, ils sont largement adsorbés par les colloïdes organiques et/ou argileux du sol.

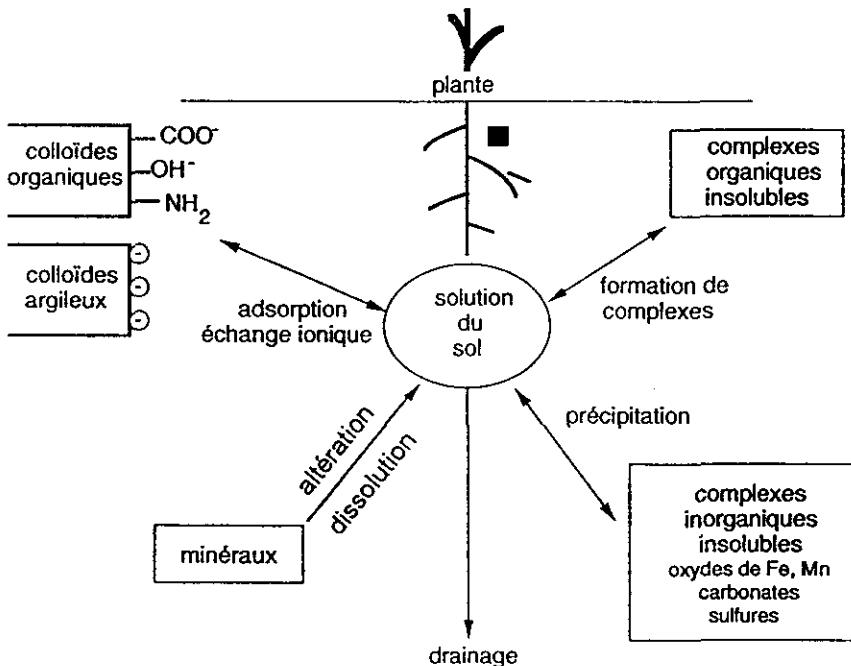


Figure 1 Évolution des métaux lourds dans les sols amendés par des boues.
Fate of heavy metals in sludge treated soils.

KORTE *et al.* (1976) ont démontré que le pH était le facteur principal qui contrôlait les mouvements des métaux dans le sol. En fait, ceux-ci sont fortement retenus et moins disponibles quand le pH varie entre 5 et 7 (LEEPER, 1978). EMMERICH *et al.* (1982) n'ont observé aucun mouvement de métaux après le lessivage de colonnes de sol sur une période de 25 mois. Les métaux étaient ajoutés via des boues d'épuration sur des profils de sols reconstitués. Cependant, ils ont noté une diminution du pH en fonction de la profondeur du profil qu'ils ont attribuée à la minéralisation et à la nitrification de l'azote organique ajouté. Cette diminution de pH pourrait augmenter la solubilisation des métaux, induire leur mouvement le long du profil, augmenter leur disponibilité pour les plantes et/ou augmenter les risques de contamination des eaux souterraines. Cependant, certains auteurs pensent que la diminution du pH avec le temps pourrait être compensée par une capacité accrue de rétention du sol due à l'augmentation de la matière organique (HARRISON *et al.*, 1990).

Outre l'adsorption, d'autres réactions chimiques telles que la précipitation chimique modifient la mobilité des constituants des boues épandues. À des valeurs très élevées de pH de la solution du sol, la rétention des métaux lourds par des mécanismes de précipitation prévaut, alors qu'à faible pH ($\text{pH} < 4$), la rétention par mécanismes d'échange de cations devient prédominante pour des sols argileux (YONG *et al.*, 1993). De plus, il y a jusqu'à un certain point, coprécipitation des métaux à l'état de traces avec les oxydes hydratés de fer, d'aluminium et de manganèse présents dans le sol. La solubilité de ces précipités varie en fonction du potentiel d'oxydo-réduction du sol. Ainsi, lorsque le sol devient anaérobie suite à une saturation en eau, le Fe (III) est réduit en Fe (II) et le Mn (IV) en Mn (II). Les métaux étant plus solubles sous cet état d'oxydation, les oxydes de fer et de manganèse se dissolvent et libèrent dans la solution du sol les métaux qui, auparavant, étaient coprécipités (ENVIRONNEMENT CANADA, 1985). L'application de boues à la surface du sol peut également conduire au développement de conditions anaérobies lorsque la diffusion de l'air est interrompue suite à l'obstruction des pores par les matières solides ou liquides des boues.

La formation de complexes est une autre réaction chimique pouvant influencer la mobilité des métaux dans le sol. Cette complexation fait intervenir l'association électrostatique ou covalente de cations avec des anions ou des molécules contenant des paires d'électrons libres. Lorsqu'il se forme plus d'une liaison entre les cations et les groupements fonctionnels de l'agent complexant, on parle de chélation. La solubilité des chélates métalliques est différente selon le type de ligands associés au métal. Ainsi, la formation de chélates solubles pourrait augmenter la mobilité des métaux lourds et réduire la capacité du sol à retenir ces constituants par adsorption spécifique et précipitation (ENVIRONNEMENT CANADA, 1985).

La mobilité spécifique des métaux peut également influencer leur degré de rétention. En effet, plusieurs études ont mis en évidence des différences de mobilité pour différents métaux à travers un même profil de sol. SIDLE et KARDOS (1977) ont suivi les mouvements de métaux lourds après l'application en milieu forestier de boues ayant subi un traitement de type anaérobie. Les quantités de Cu, Zn et Cd interceptées dans l'eau de percolation, à une profondeur de 120 cm, au cours des dix-sept mois qui ont suivi l'application, ont été de 0,3, 3,2, et 6,6 % des quantités appliquées respectivement. Ces résultats indiquent un ordre relatif de mobilité dans le sol comme suit : $\text{Cd} > \text{Zn} > \text{Cu}$. Le Cu était presque entièrement « fixé » dans les 15 premiers cm du sol. Même si la quantité de Zn percolée était bien en deçà des normes américaines pour l'eau de consommation (6 mg L^{-1}), les mouvements de Zn dans les sols étaient néanmoins significatifs. Dans cette étude, la concentration de Cd, comme celle du Zn, dans l'eau de percolation interceptée à 120 cm de profondeur restait inférieure à la norme, mais il aurait pu en être autrement avec un apport de boues plus important ou des boues plus riches en Cd, et ce, spécialement dans les sols à faible pH et à taux de percolation élevé. D'autres études rapportent que la mobilité du Cd et du Zn sont comparables, mais supérieures à celle du Cu (BROWN *et al.*, 1983).

Les réactions qui gouvernent la rétention ou le lessivage des métaux sont visiblement complexes. Dans les faits, le lessivage en profondeur des métaux, suite à l'application de boues en milieu agricole, semble peu important. Les métaux tendent à s'accumuler dans les 15 premiers cm (CHANG *et al.*, 1984 ; EMMERICH *et al.*, 1982). Les études réalisées suite à la valorisation sylvicole des boues (FISKELL *et al.*, 1990 ; GRANT et OLESON, 1983 ; HARRIS et URIE, 1986 ; SIDLE et KARDOS, 1977 ; WELLS *et al.*, 1986) montrent également un lessivage restreint des

métaux à court terme et par le fait même, une accumulation des métaux en surface du sol. En effet, une partie importante des métaux peut être immobilisée dans la couche d'humus et limiter ainsi le lessivage vers les horizons inférieurs. Toutefois, la combinaison du faible pH des sols forestiers, de la diminution de la quantité de matière organique en profondeur, de la faible CEC et du réseau continu de macropores peut représenter un risque accru de lessivage des métaux traces dans les sols forestiers si la charge hydrique provenant des précipitations ou de l'application de boues excède l'évapotranspiration (CHANG *et al.*, 1986).

Une mobilité plus importante des métaux a été associée à une couche d'humus récemment perturbée par une éclaircie après des années d'accumulation d'humus (HARRIS et URIE, 1986). L'éclaircie favorise la mise en solution de matières organiques solubles qui se complexent aux métaux. Les complexes organométalliques formés sont plus mobiles que les formes initiales de métaux non complexés.

D'autre part, la persistance des métaux dans le sol pendant de longues périodes est un facteur important à considérer lors de la valorisation des boues (POLAN et JONES, 1992). En effet, les métaux amenés au sol par l'application de boues d'épuration peuvent persister indéfiniment dans les couches superficielles (McGRATH et LANE, 1989), et devenir biodisponibles ou être lessivés lorsque la matière organique à laquelle les métaux sont liés se décompose (LESTER *et al.*, 1983). De plus, les effets à long terme d'une accumulation de métaux demeurent incertains dans l'éventualité d'un feu de forêt ou d'une coupe forestière qui conduirait à la libération rapide des métaux contenus dans la couche d'humus (HART *et al.*, 1988).

En somme, les métaux ont de fortes chances d'être retenus dans le sol par la matière organique et les oxydes de Fe et de Mn qu'il contient. Cependant, plusieurs facteurs peuvent contribuer au passage des métaux vers des formes plus mobiles ou plus disponibles pour les organismes vivants. Ce sont : une diminution du pH, une diminution du potentiel d'oxydo-réduction et une augmentation du taux de dégradation de la matière organique. Ce constat accentue l'importance de l'instauration de normes concernant la quantité maximum de métaux lourds à ne pas dépasser dans les sols amendés pour être en mesure d'y contrôler l'accumulation de métaux et ce, afin d'éviter de déplacer un problème de gestion de boues vers un problème de contamination des sols et des autres composantes des écosystèmes.

3.2 Cas particulier de l'aluminium

Les risques de contamination des milieux récepteurs par l'aluminium présent dans les boues n'ont été que très peu documentés. Au Québec, compte tenu des pH très acides des sols forestiers et étant donné la teneur déjà élevée de l'aluminium dans les sols forestiers, les boues de traitements physico-chimiques et d'étangs de déphosphatation ne peuvent être valorisées en forêt (MENVIQ *et al.*, 1991). Ces boues contiennent en effet des quantités importantes de résidus d'agents flocculants contenant du fer ou de l'aluminium. Cependant, aucune teneur limite en aluminium n'a été établie pour les autres types de boues pouvant être valorisées.

Pourtant, l'aluminium a été l'objet de beaucoup d'études dans le cadre de l'acidification des sols causée par les pluies acides. En effet, CRONAN et SCHOFIELD (1979) soutiennent que l'augmentation de la mobilisation de l'Al qui a été

attribuée aux intrants atmosphériques acides (H_2SO_4 et HNO_3) est l'un des effets les plus dramatiques des précipitations acides sur les écosystèmes terrestres et aquatiques. Dans un processus naturel de podzolisation, l'Al et le Fe sont transportés des horizons supérieurs du sol vers l'horizon B en association avec des complexes organométalliques solubles. Dans l'horizon B, dit illuvial, le pH augmentant, le Fe et l'Al précipitent graduellement selon un des deux mécanismes primaires suivants : 1) précipitation en hydroxydes et en sesquioxydes lorsque la matière organique est décomposée par les micro-organismes ou 2) précipitation des complexes en colloïdes organométalliques. Avec les pluies acides, le pH de la solution du sol de l'horizon B n'augmente pas avec la profondeur. Conséquemment, l'Al échangeable et amorphe est mobilisé et transporté en solution à travers le profil du sol et vers les cours d'eau. Des effets semblables pourraient être observés à la suite de l'application de boues sur des sols forestiers acides. En effet, la nitrification de l'azote apporté par les boues pourrait entraîner l'augmentation de l'acidité du sol si sa capacité tampon est dépassée. Les concentrations de l'Al en solution dans le sol pourraient alors augmenter puisqu'elles sont fortement dépendantes du pH. Des concentrations d'Al supérieures à $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ dans les cours d'eau peuvent conduire à une mortalité chez les poissons.

4 – NORMES RECOMMANDÉES POUR LA VALORISATION DES BOUES

Afin d'éviter une contamination des milieux récepteurs, le gouvernement du Québec a publié un guide de bonnes pratiques de la valorisation sylvicole des boues. Ce guide établit des critères sur la qualité des boues aptes à être valorisées, la nature et les caractéristiques des milieux récepteurs à retenir, les contrôles à effectuer et les suivis à tenir (MENVIQ *et al.*, 1991). Ces critères sont basés sur la protection de la santé et du bien-être des humains et des animaux, la prévention de la pollution des eaux superficielles et souterraines, la conservation de la qualité du sol et l'amélioration de la fertilité à court, à moyen et à long terme, la conservation de la vocation récréative de la forêt et l'augmentation des rendements en matière ligneuse.

4.1 Concentrations en métaux

La toxicité des métaux dépend en partie de leur concentration et c'est pourquoi des teneurs maximales de métaux dans les boues et des concentrations maximales à ne pas dépasser dans les sols ont été prescrites. Le tableau 6 présente les valeurs retenues au Québec (MENVIQ *et al.*, 1991) : les boues contenant au moins un métal dont la concentration est supérieure à la limite maximale ne sont aptes à aucune valorisation ; lorsque la concentration en métaux des boues est inférieure aux limites maximales mais supérieure aux limites souhaitables, la teneur initiale en métaux du sol doit être mesurée afin de déterminer s'il y aura des concentrations à ne pas dépasser dans les sols.

Tableau 6 Comparaison des teneurs limites souhaitables et maximales des métaux dans les boues selon les normes québécoises et américaines.
Table 6 Comparison between acceptable limits and maximum metal content allowed in sludge according to Quebec and American standards.

Métal	Québec ^a			États-Unis ^b			
	(1) Limite souhaitable (mg · kg ⁻¹)	(2) Limite maximale (mg · kg ⁻¹)	(3) Concentration à ne pas dépasser (kg · ha ⁻¹)	(4) Limite souhaitable (mg · kg ⁻¹)	(5) Limite maximale (mg · kg ⁻¹)	(6) Concentration à ne pas dépasser (kg · ha ⁻¹)	(7) Concentration phytotoxique dans le sol ^c (mg · kg ⁻¹)
As	15	30	15	41	75	41	15/50
B	100	200	–	–	–	–	25/100
Cd	10	15	4	39	85	39	3/8
Co	50	100	30	–	–	–	25/50
Cr	500	1 000	240	1 200	3 000	3 000	75/100
Cu	600	1 000	200	1 500	4 300	1 500	60/125
Hg	5	10	1	17	57	17	0,3/5
Mn	1 500	3 000	–	–	–	–	1 500/3 000
Mo	20	25	4	18	75	18	2/10
Ni	100	180	36	420	420	420	100
Pb	300	500	100	300	840	300	100/400
Se	14	25	2,8	36	100	100	5/10
Zn	1 750	2 500	370	2 800	7 500	2 800	70/400

^a MENVIQ *et al.* (1991), Valorisation sylvicole des boues de stations d'épuration. Guide de bonnes pratiques.

^b Water Environment Federation (1993).

^c Kabata-Pendias et Pendias (1991) – ces valeurs ne sont pas des intervalles. Elles représentent la valeur minimale et maximale rapportées selon diverses études.

Les normes américaines (EPA) sont établies en tenant compte de la concentration des métaux dans les boues et de la quantité cumulative de métaux appliqués, si elle est connue, sinon, elles tiennent compte de la quantité de métaux accumulés au site récepteur. Ainsi, les boues ne peuvent être valorisées si la concentration d'au moins un contaminant dans les boues dépasse la teneur maximale (tabl. 6 (5)).

De plus, si les boues sont appliquées sur un site agricole ou forestier, un site public ou un site perturbé, ou bien la quantité cumulée de chacun des métaux ne doit pas dépasser la limite du tableau 6 (6), ou bien la concentration de chacun des métaux des boues ne doit pas dépasser la limite souhaitable (tabl. 6 (4)). Les boues doivent satisfaire à ce critère de qualité, en plus des critères relatifs aux pathogènes et aux matières volatiles. Lorsque les 3 critères de qualité sont satisfaits, on considère l'épandage au même titre que n'importe quel autre fertilisant et on considère qu'une surdose n'arrivera pas puisqu'elle conduirait à une diminution de la productivité ; aucun suivi n'est exigé après l'épandage. Des boues dont la concentration des métaux est inférieure aux concentrations souhaitables (tabl. 6 (4)) peuvent donc être valorisées sans suivi et sans limite de charge cumulative sur le sol. Cette mesure transfère la responsabilité de l'EPA de protéger l'environnement aux gestionnaires des boues. Cette largesse de la loi semble fort audacieuse compte tenu des concentrations phytotoxiques citées dans la littérature (tabl. 6 (7)). Cette réglementation implique que, par exemple, des boues contenant $1000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ de cuivre pourront être valorisées année après année sans qu'aucun suivi ne soit effectué. Pourtant, considérant le potentiel d'une accumulation de métaux traces par les écosystèmes forestiers et le transfert d'éléments à travers la chaîne trophique forestière, de même que le risque de lessivage des métaux vers les écosystèmes aquatiques, il existe sans aucun doute un besoin de mettre une limite supérieure sur les entrées d'éléments traces aux sites forestiers (CHANG *et al.*, 1986).

De plus, bien que le pH soit la variable maîtresse contrôlant la mobilité des métaux dans les sols et que les sols forestiers soient généralement plus acides que les sols agricoles, aucune restriction basée sur ce paramètre n'a été émise par les organismes de réglementation américaine ou québécoise.

Certaines normes établies par l'EPA sont d'ailleurs contestées. L'approche adoptée par l'EPA pour établir les teneurs limites en métaux, basée sur le risque de l'être humain de consommer des légumes de jardin dont le sol a été amendé par des boues, est critiquée par STERN (1993). Selon cet auteur, la complexité de cette méthode, qui fait intervenir divers aspects de la physiologie végétale et du comportement humain avec des incertitudes inhérentes considérables à chaque étape, conduit à des prédictions irréalistes.

McBRIDE (1995) met en doute la valeur des limites de concentration en métaux dans les sols agricoles proposées par l'EPA. Il soutient que des observations à long terme ont montré que les métaux issus de boues pouvaient demeurer suffisamment disponibles pour nuire aux micro-organismes et aux cultures sensibles, même dans des sols non acides, lorsque les concentrations de métaux étaient inférieures aux limites proposées par l'EPA.

McGRATH *et al.* (1994) ont mis en évidence les différences de teneurs limites en métaux acceptées par la législation de différents pays (tabl. 7). Par exemple, la concentration maximale de cuivre permise dans les boues varie de $600 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ en Suisse à $4\,300 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ aux États-Unis et celle du cadmium va de

0,8 mg · kg⁻¹ au Danemark à 85 mg · kg⁻¹ dans la réglementation américaine. Ces écarts entraînent un certain malaise parmi les organismes de réglementation partout dans le monde. Les différences philosophiques sous-jacentes à la protection de l'environnement (tolérance zéro ou tolérance d'une certaine augmentation des métaux dans les sols) ainsi que le choix des organismes à protéger sont à l'origine des disparités observées.

Tableau 7 Concentrations maximales de métaux permises dans les sols agricoles amendés avec des boues municipales (mg · kg⁻¹). (McGRATH *et al.*, 1994).

Table 7

Pays	Année	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Hg
Communauté européenne	1986	1-3	50-140	100-150	30-75	50-300	150-300	1-1,5
France	1988	2	100	150	50	100	300	1
Allemagne	1992	1,5	60	100	50	100	200	1
Italie		3	100	150	50	100	300	-
Espagne	1990	1	50	100	30	50	150	1
Royaume-Uni	1989	3	135	400	75	300	300	1
Danemark	1990	0,5	40	30	15	40	100	0,5
Finlande	1995	0,5	100	200	60	60	150	0,2
Norvège		1	50	100	30	50	150	1
Suisse		0,5	40	30	15	40	100	0,5
États-Unis	1993	20	750	1 500	210	150	1 400	8

Les recommandations du guide de bonnes pratiques de valorisation sylvicole québécois qui étaient en grande partie basées sur celles du guide agricole (MENVIQ *et al.*, 1991) et qui ont également été élaborées d'après les résultats d'études réalisées dans d'autres pays, sont présentement en révision sur la base d'études sylvicoles réalisées au Québec (COUILLARD *et al.*, 1995). Cette mise-à-jour était nécessaire compte tenu que les écosystèmes forestiers québécois comportent leurs propres caractéristiques climatiques, édaphiques et hydrologiques et diffèrent considérablement des agro-écosystèmes.

CONCLUSION

La valorisation sylvicole des boues résiduelles urbaines comporte un risque moins élevé de contamination de la population que leur utilisation en agriculture. Cependant, les caractéristiques des sols forestiers (faible pH, faible CEC, réseau continu de macropores) augmentent le risque de lessivage des métaux vers les écosystèmes aquatiques.

Les concentrations de métaux lourds dans les boues varient en fonction de l'origine des boues. Les formes solubles et échangeables retrouvées dans les

boues ne représentent généralement que 10 % ou moins des métaux totaux. Les métaux ajoutés aux sols forestiers par l'application des boues municipales ont tendance, à court terme, à s'accumuler dans la couche superficielle du sol. Cependant, peu d'études ont évalué la mobilité à long terme des métaux dans les sols amendés, alors que plusieurs facteurs peuvent contribuer à la mobilisation des métaux vers des formes plus mobiles (pH, POR, décomposition de la matière organique). Les risques de contamination des milieux aquatiques par l'aluminium lessivé des sols amendés ont peu ou pas été évalué jusqu'à maintenant. Il semble cependant que le risque existe en cas d'une acidification des sols à la suite de la minéralisation des boues appliquées.

L'établissement de quantités maximales de métaux lourds à ne pas dépasser dans les sols amendés est indispensable. Actuellement, les critères établis varient d'un pays à l'autre selon la philosophie adoptée (tolérance zéro ou tolérance d'une certaine augmentation des métaux dans les sols) par les différents organismes. D'ailleurs, les limites relativement élevées de métaux permises par l'EPA sont mises en doute par certains auteurs.

Avant que la valorisation sylvicole des boues ne devienne une pratique courante, les risques de lessivage des métaux vers les écosystèmes aquatiques devront être évalués. Des études à long terme devront être entreprises afin d'établir des normes d'application des boues adaptées au milieu forestier. Ces efforts supplémentaires permettront que les boues municipales de bonne qualité soient considérées comme une ressource à utiliser et à faire valoir en sylviculture.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BROCKWAY, D.G. (1983). Forest floor, soil and vegetation responses to sludge fertilization in red and white pine plantations. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 47 : 776-784.
- BROCKWAY, D.G., URIE, D.H. (1983). Determining sludge fertilization rates for forests from nitrate-N in leachate and groundwater. *J. Environ. Qual.*, 12 : 487-492.
- BROWN, K.W., THOMAS, J.C., SLOWEY, J.F. (1983). The movement of metals applied to soils in sewage effluent. *Water Air Soil Pollut.*, 19 : 43-54.
- BURD, R.S. (1986). Forest land application of sludge and waste water. Dans : *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. D.W. Cole, C.L. Henry et W.L. Nutter (Eds), p. 3-6. University of Washington Press, Seattle, Washington, USA.
- CHANG, A.C., LOGAN, T.J., PAGE, A.L. (1986). Trace element considerations of forest land applications of municipal sludges. Dans : *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. D.W. Cole, C.L. Henry et W. L. Nutter (Eds), p. 85-99. University of Washington Press, Seattle, Washington, USA.
- CHANG, A.C., WARNEKE, J.E., PAGE, A.L., Lund; L.J.*(1984). Accumulation of heavy metals in sewage sludge-treated soils. *J. Environ. Qual.*, 13 : 87-91.
- COUILLARD, D. (1990). Réponse d'une chaîne de traitement biologique des eaux usées à des apports de ruissellement urbain. *Can. J. Civ. Eng.*, 17 (6) : 894-904.
- COUILLARD, D., CHOUINARD, P., ROY, M. (1995). Évaluation environnementale et sylvicole de différentes pratiques de valorisation des boues d'épuration des eaux usées urbaines en érablières et en plantations de sapins de Noël. INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, Scientific Report n° R-438, 404 p.

- COUILLARD, D., CHOUINARD, P., MERCIER, G. (1993). *Risques environnementaux associés à la présence de contaminants organiques de synthèse dans différentes boues résiduaires lors de leur valorisation en milieux agricole et forestier* : Revue de littérature. INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, rapport scientifique n° 381, 109 p.
- COUILLARD, D., GRENIER, Y. (1989). Effect of applications of sewage sludge on N, P, K, Ca, Mg and trace element contents of plant tissues. *Sci. Total Environ.*, 80 (2) : 113-125.
- COUILLARD, D., TYAGI, R.D. (1990). Effets chocs hydrauliques des eaux usées de ruissellement pluvial urbain sur un système de traitement des eaux. *Environ. Technol.*, 11 (7) : 635-651.
- CRONAN, C.S., SCHOFIELD, C.L. (1979). Aluminium leaching response to acid precipitation: effects on high-elevation watersheds in the Northeast. *Science*, 204 : 304-306.
- EMMERICH, W.E., LUND, L.J., PAGE, A.L., CHANG, A.C. (1982). Movement of heavy metals in sewage sludge-treated soils. *J. Environ. Qual.*, 11 : 174-178.
- ENVIRONNEMENT CANADA (1985). *L'épandage des eaux usées traitées et des boues*. Service de la protection de l'environnement. Guide SPE 6-Ep-81-1, 190 p.
- EVANS, B. (1993). Biosolids disposal - an international overview of current and future trends. *Environ. Sci. Eng.*, March, 29-32.
- FISKELL, J.G.A., NEARY, D.G., COMEFORD, N.B. (1990). Slash pine and understory interception of micronutrients mineralized from sludge applied to a sandy, acidic forest soil. *For. Ecol. Manage.*, 37 : 27-36.
- GOULD, M.S., GENETELLI, E.J. (1978). Heavy metal complexation behaviour in anaerobically digested sludges. *Water Res.*, 12 : 505-515.
- GRANT, R.O., OLESON, S.E. (1983). Sludge utilization in spruce plantations on sandy soils. Dans : *Utilization of sewage sludge on land : rates of application and long-term effects of metals*. p. 79-90. Uppsala, 7-9 juin 1983, Commission of the European Communities: D. Reidel Publishing Company.
- GRENIER, Y., COUILLARD, D. (1989). Avantages et faisabilité de l'épandage forestier des boues résiduaires. *Forestry Chronicle*, 65 (1) : 9-16.
- GRENIER, Y., COUILLARD, D. (1987). Le recyclage des boues d'usine d'épuration des eaux usées à des fins de fertilisation forestières. *J. Geos.*, 16 (2) : 22-26.
- HARRIS, A.R., URIE, D.H. (1986). Heavy metals storage in soils of an aspen forest fertilized with municipal sludge. Dans : *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. D.W. Cole, C.L. Henry et W.L. Nutter (Eds), p. 168-176. University of Washington Press, Seattle, Washington, USA.
- HARRISON, R.B., SINGH, J., KREJSL, J., COVENY, S., HENRY, C.L. (1990). *Literature review on heavy metals-potential for movement and toxicity from sludge application*. College of Forest Resources, University of Washington, Seattle, Washington, 37 p.
- HART, J.B., NGUYEN, P.V., URIE, D.H., BROCKWAY, D.G. (1988). Silvicultural use of wastewater sludge. *J. of forestry*, 86 (6) : 17-24.
- JING, J., LOGAN, T.J. (1992). Effects of sewage sludge cadmium concentration on chemical extractability and plant uptake. *J. Environ. Qual.*, 21 : 73-81.
- KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS, H. (1991). *Trace elements in soils and plants*. CRC Press, Boca Raton, Florida, p. 14.
- KLEIN, A.L., LANG, M., NASH, N., KIRSCHNER, S.L. (1974). Sources of metals in New York City wastewater. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 46 (12) : 2653-2662.
- KORTE, N. E., SKOPP, J., FULLER, W.H., NIEBLA, E.E., ALESII, B.A. (1976). Trace element movement in soils: influence of soil physical and chemical properties. *Soil Sci.*, 122 : 350-359.
- LAKE, D.L., KIRK, P.W.W., LESTER, J.N. (1984). Fractionation, characterization and speciation of heavy metals in sewage sludge and sludge-amended soils: A review. *J. Environ. Qual.*, 13 : 175-183.
- LEEPER, G.W. (1978). *Managing the heavy metals on the land*. Pollution engineering and technology ; 6, 133 p.
- LEGRET, M. (1993). Speciation of heavy metals in sewage sludge and sludge-amended soil. *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, 51 (1-4) : 161-165.

- LESTER, J.N., STERRITT, R.M., KIRK, P.W.W. (1983). Significance and behaviour of heavy metals in waste water treatment processes. II. Sludge treatment and disposal. *Sci. Total Environ.*, 30 : 45-83.
- McBRIDE, M.B. (1995). Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective? *J. Environ. Qual.*, 24 : 5-18.
- McGRATH, S.P., CHANG, A.C., PAGE, A.L., WITTER, E. (1994). Land application of sewage sludge: scientific perspectives of heavy metal loading limits in Europe and the United States. *Environ. Rev.*, 2 : 108-118.
- McGRATH, S.P., LANE, P.W. (1989). An explanation for the apparent losses of metals in the long-term field experiment with sewage sludge. *Environ. Pollut.*, 60 : 235-256.
- MENVIQ, MFO, MSSS. (1991). Valorisation sylvicole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales – Guide de bonnes pratiques. Ministère de l'Environnement, ministère des Forêts et ministère de la Santé et des Services sociaux, Québec, 83 p.
- POLAN, P., JONES, P. (1992). Problématique des métaux lourds et des organismes pathogènes dans les boues de stations d'épuration municipales. *Sci. Techn. Eau*, 25 : 11-16.
- SIDLE, R.C., KARDOS, L.T. (1977). Transport of heavy metals in a sludge-treated forested area. *J. Environ. Qual.*, 6 : 431-437.
- SILVIERA, D.J., SOMMERS, L.E. (1977). Extractability of copper, zinc, cadmium, and lead in soils incubated with sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 6 (1) : 47-52.
- SIMS, J.T., KLINE, J.S. (1991). Chemical fractionation and plant uptake of heavy metals in soils amended with co-composted sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 20 : 387-395
- SMITH, W.H., EVANS, J.O. (1977). Special opportunities and problems in using forest soils for organic waste application. Dans : *Soils for management of organic wastes and waste waters*. L.F. Elliott et F.J. Stevenson (Eds), p. 429-454., Madison, WI, Am. Soc. Agron.
- SOMMERS, L.E. (1977). Chemical composition of sewage sludges and analysis of their potential use as fertilizers. *J. Environ. Qual.*, 6 : 225-235.
- SPOSITO, G., LUND, L.J., CHANG, A.C. (1982). Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in solid phases. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46 : 260-264.
- STERN, A.H. (1993). Monte Carlo analysis of the U.S. EPA model of human exposure to cadmium in sewage sludge through consumption of garden crops. *J. Expos. Anal. Environ. Epidemiol.*, 3 (4) : 449-469.
- STOVER, R.C., SOMMERS, L.E., SILVIERA, D.J. (1976). Evaluation of metals in wastewater sludge. *J. Water Poll. Control Fed.*, 48 (9) : 2165-2175.
- ST-YVES, A., BEAULIEU, R. (1988). Caractéristiques des boues de 34 stations d'épuration des eaux usées municipales, ministère de l'Environnement du Québec, Québec, 10 p.
- TISDALE, S.M., NELSON, W.L., BEATON, J.D. (1985). Soil and fertilizer phosphorus. Dans : *Soil fertility and fertilizers*. 4^e Ed. Macmillan Publishing Company, New York, p. 189-248.
- TYAGI, R.D., COUILLARD, D. (1989). Bacterial leaching of metals from sludge. Dans : *Encyclopedia of Environmental Control Technology*, vol. 3: *Wastewater Treatment Technology*, P.E. Cheremisinoff (éd.), 557-591. Gulf Publishing Co. Houston, Texas.
- WATER ENVIRONMENT FEDERATION. (1993). Standards for the use and disposal of sewage sludge (40 CFR Parts 257, 403 and 503) – Final rule and Phased-in submission of sewage sludge permit application (revisions to 40 CFR Parts 122, 123 and 501) – Final rule. Material prepared by the Water Environment Federation from a computer diskette and other information supplied by the US Environmental Protection Agency.
- WELLS, C.G. (1984). Response of loblolly pine plantations to two sources of sewage sludge. Dans : *Res & Dev. conf. proc.* TAPPI Press, p. 85-94, Atlanta, GA.
- WELLS, C.G., MURPHY, C.E., DAVIS, C., STONE, D.M., HOLLID, G.J. (1986). Effect of sewage sludge from two sources on element flux in soil solution of loblolly pine plantations. Dans : *The forest alternative for treatment and utilization of*

- municipal and industrial wastes*. D.W. Cole, C.L. Henry et W.L. Nutter (Eds). University of Washington Press, Seattle, Washington, USA, p. 154-166.
- WELTÉ, B., BLES, N., MONTIEL, A. (1983). Études des différentes méthodes de spéciation des métaux lourds dans les sédiments. I. Étude bibliographique. *Environ. Techn. Letters*, 4 : 79-88.
- YONG, R.N., GALVEZ-CLOUTIER, R., PHADUNGCHEWIT, Y. (1993). Selective sequential extraction analysis of heavy-metal retention in soil. *Can. Geotech. J.*, 30 : 834-847.
- ZASOSKI, R.J., COLE, D.W., BLEDSOE, C.S. (1983). Municipal sewage sludge use in forests of the Pacific Northwest, USA.: growth responses. *Waste Mgmt Res.* 1 : 103-114.