

**SUIVI DE LA QUALITÉ DE L'EAU DE RUISSELLEMENT, DE L'EAU DE
PERCOLATION ET DU SOL À LA SUITE DE L'ÉPANDAGE DE BOUES
D'ÉPURATION DES EAUX USÉES URBAINES EN ÉRABLIÈRE**

**Mémoire
présenté
comme exigence partielle
du grade Maître ès Sciences (M. Sc.)**

par

**Marie Roy
(B. Sc. Biologie)**

**Institut national de la recherche scientifique, INRS-Eau
2800, rue Einstein, Case postale 7500, SAINTE-FOY (Québec), G1V 4C7**

Août 1995

REMERCIEMENTS

Je désire exprimer ma reconnaissance à Monsieur Denis Couillard, professeur à l'INRS-Eau, pour ses conseils, sa collaboration et sa disponibilité dans la direction de ce mémoire. Je remercie également Monsieur Peter G.C. Campbell, professeur à l'INRS-Eau, et Monsieur Claude Camiré, professeur à l'Université Laval, pour leurs commentaires constructifs dans la correction de ce mémoire.

Je tiens à remercier tout particulièrement Monsieur Pierre Chouinard, assistant de recherche à l'INRS-Eau, et Monsieur Éric Cormier, étudiant à la maîtrise, pour leur collaboration à la partie expérimentale et pour leurs nombreux conseils durant les différentes étapes de ce travail; de même que Monsieur Guy Mercier, agent de recherche, pour sa contribution scientifique à ce projet.

Je me dois également d'adresser des remerciements à tout le personnel du laboratoire de l'INRS-Eau, à l'équipe du Service du suivi environnemental de la Direction de l'environnement forestier du ministère de Ressources naturelles dirigée par Maryse Dubé, de même qu'à l'équipe du Groupe conseil SOLIVAR pour leurs contributions techniques.

Je remercie le Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie du Canada (subvention CRSNG OGP 0003711), le Fonds pour la Formation des Chercheurs et l'Aide à la Recherche (subvention FCAR 96-ER-2428) et la Direction de la recherche et des technologies environnementales du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (subvention FRDTE-3331.52.92.07) pour leur participation financière.

RÉSUMÉ

Une alternative à l'incinération ou à l'enfouissement des boues d'épuration des eaux usées municipales est leur valorisation comme fertilisant dans le secteur forestier. Les différents impacts de la valorisation sylvicole des boues doivent être vérifiés sous les conditions climatiques, édaphiques et hydrologiques du Québec. Cette étude évalue les risques de contamination de l'eau de ruissellement, de l'eau de percolation et du sol, à la suite de l'application de boues résiduaire urbaines dans une érablière.

Des doses de boues séchées de 0, 200, 400 et 800 kg N disponible ha⁻¹ ont été appliquées à l'été 1993, et des doses de 200 et 400 kg N disponible ha⁻¹ ont été appliquées à l'automne 1993, en surface du sol de l'érablière expérimentale de Tingwick. Les éléments nutritifs (N, P, K, Ca et Mg) et les métaux associés aux boues (Al, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb et Zn) ont fait l'objet d'un suivi au cours des saisons de croissance 1993 et 1994.

Les conditions climatiques qui ont prévalu au cours de ces deux saisons ont occasionné peu de ruissellement en présence du couvert forestier. D'autre part, la concentration de NO₃ mesurée dans l'eau des lysimètres, installés à 30 cm de profondeur, a atteint 54 mg N L⁻¹ en 1993 et 107 mg N L⁻¹ en 1994. Les NH₄, P, K, Ca, Mg, Mn, Al, Fe, Cd et Zn ont aussi subi un lessivage significativement plus élevé dans les parcelles traitées. Au niveau des horizons LH, Bf et C du sol, les métaux ne se sont pas accumulés de façon significative.

Le lessivage des nitrates à la suite d'une application de boues à la dose maximale recommandée pour la valorisation sylvicole des boues (200 kg N disponible ha⁻¹) indique un dépassement de la capacité d'assimilation de l'azote par l'écosystème forestier étudié. De plus, l'augmentation de l'aluminium dans la solution du sol représente un potentiel de toxicité pour la flore forestière et pour les écosystèmes aquatiques adjacents aux zones traitées. Le critère relatif à la dose maximale recommandée pour la valorisation sylvicole des boues (200 kg N disponible ha⁻¹) n'apparaît pas suffisamment rigoureux pour éliminer tout risque de contamination d'un écosystème forestier comme celui de l'érablière expérimentale de Tingwick.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	i
RÉSUMÉ	iii
TABLE DES MATIÈRES	v
LISTE DES TABLEAUX	ix
LISTE DES FIGURES	xii
INTRODUCTION	1
Problématique	1
Objectifs	4
1 REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	5
1.1 Caractérisation physico-chimiques des boues	5
1.1.1 Teneurs et formes d'azote	5
1.1.2 Teneurs et formes de phosphore	6
1.1.3. Concentrations des métaux lourds dans les boues	6
1.1.4 Formes des métaux lourds	9
1.1.5 Contaminants organiques	11
1.1.6 Agents pathogènes	11
1.2 Normes recommandées pour la valorisation des boues	13
1.2.1 Charge en azote et en phosphore	13
1.2.2 Concentrations en métaux lourds	13
1.3 Risque de contamination de l'eau de ruissellement	16
1.3.1 Ruissellement en milieu forestier	16
1.3.1.1 Le ruissellement et son origine	16
1.3.1.2 Facteurs influençant le ruissellement en milieu forestier	17
1.3.2 Pertes d'éléments nutritifs dans l'eau de ruissellement d'un milieu non perturbés	18
1.3.3 Pertes d'éléments dans l'eau de ruissellement suite à l'application de boues	19
1.3.4 Comportement des contaminants inorganiques des boues dans l'eau de ruissellement	21
1.3.4.1 Comportement de l'azote dans l'eau de ruissellement	21
1.3.4.2 Comportement du phosphore dans l'eau de ruissellement	21
1.3.4.3 Comportement des métaux lourds dans l'eau de ruissellement	22

1.3.5	Effets des contaminants inorganiques des boues dans l'eau de ruissellement	25
1.4	Risques de contamination du sol et de l'eau de percolation	26
1.4.1	Comportement des contaminants inorganiques des boues dans le sol et dans l'eau de percolation	26
1.4.1.1	Comportement de l'azote des boues dans le sol et l'eau de percolation	26
1.4.1.1.1	Minéralisation	28
1.4.1.1.2	Immobilisation.....	29
1.4.1.1.3	Volatilisation	29
1.4.1.1.4	Nitrification.....	30
1.4.1.1.5	Dénitrification.....	30
1.4.1.1.6	Rétention sur les sites d'échanges	31
1.4.1.1.7	Lessivage	31
1.4.1.1.8	Doses	33
1.4.1.2	Comportement du phosphore dans le sol et l'eau de percolation.....	35
1.4.1.3	Comportement des métaux lourds dans le sol et l'eau de percolation.....	37
1.4.1.3.1	Mobilité.....	37
1.4.1.3.2	Prélèvement par les plantes.....	42
1.4.1.3.3	Cas particulier de l'aluminium.....	44
1.4.2	Effets des contaminants inorganiques des boues dans le sol et dans l'eau de percolation.....	45
1.4.2.1	Effets de l'azote dans l'eau de percolation	45
1.4.2.2	Effets d'un excès d'éléments nutritifs dans le sol	45
1.4.2.3	Effets de l'ajout d'éléments nutritifs sur l'habitat forestier	46
1.4.2.4	Effets des métaux lourds sur la faune	47
1.4.2.5	Effets des métaux lourds sur la flore	47
1.4.2.6	Effets des métaux lourds sur les champignons	48
1.4.2.7	Effets des métaux lourds sur la microflore.....	49
1.4.2.8	Effets de l'aluminium	51
1.4.2.9	Effets des métaux lourds lors de la valorisation agricole vs sylvicole.....	52
1.5	Risques de contamination de la sève d'érable.....	54
1.5.1	Composition de la sève d'érable.....	54
1.5.2	Effets des contaminants inorganiques des boues sur la sève d'érable.....	54

2 MÉTHODOLOGIE	57
2.1 Description du site	57
2.2 Dispositif expérimental.....	59
2.3 Épandages des boues.....	62
2.4 Caractérisation physico-chimique des boues	62
2.5 Caractérisation microbiologique des boues	62
2.6 Suivi des contaminants inorganiques dans l'eau de ruissellement	64
2.6.1 Système de collecte de l'eau de ruissellement.....	64
2.6.2 Échantillonnage de l'eau de ruissellement	66
2.6.3 Analyse de l'eau de ruissellement.....	66
2.6.3.1 Filtration et conservation	66
2.6.3.2 Analyse de l'azote ammoniacal.....	67
2.6.3.3 Analyse du phosphore total.....	67
2.6.3.4 Analyse de Al, Cu, Fe et Mn.....	68
2.6.3.5 Analyse de Cd et Pb	68
2.7 Suivi des contaminants inorganiques dans l'eau de percolation.....	69
2.7.1 Échantillonnage de l'eau de percolation.....	69
2.7.2 Analyse de l'eau de percolation	69
2.8 Chimie du sol.....	70
2.8.1 Échantillonnage du sol de l'érablière.....	70
2.8.2 Analyse du sol de l'érablière	73
2.9 Composition chimique de la sève d'érable	73
2.9.1 Échantillonnage de la sève d'érable.....	73
2.10 Analyses statistiques	73
3 RÉSULTATS ET DISCUSSION	77
3.1 Caractérisation physico-chimique des boues	77
3.1.1 Teneur et formes d'azote	77
3.1.2 Teneur et formes de phosphore.....	77
3.1.3 Concentration des métaux lourds.....	79
3.2 Caractérisation microbiologique des boues	80
3.3 Suivi des contaminants chimiques dans l'eau de ruissellement.....	80
3.3.1 Quantité d'eau de ruissellement.....	80
3.3.2 Variabilité des résultats	81
3.3.3 Azote ammoniacal.....	83
3.3.4 Phosphore total.....	85
3.3.5 Aluminium dissous	87
3.3.6 Fer dissous.....	89
3.3.7 Manganèse dissous	89
3.3.8 Cadmium dissous.....	92
3.3.9 Cuivre dissous.....	92

3.3.10 Plomb dissous	95
3.4 Suivi des contaminants chimiques dans l'eau de percolation	95
3.4.1 Échantillonnage de l'eau de percolation	97
3.4.2 Azote ammoniacal	97
3.4.3 Nitrates	100
3.4.4 Calcium, magnésium, potassium	105
3.4.5 Phosphore	105
3.4.6 Aluminium	110
3.4.7 Fer	113
3.4.8 Manganèse	116
3.4.9 Cadmium	118
3.4.10 Zinc	118
3.4.11 Cuivre et plomb	121
3.5 Suivi des contaminants chimiques dans le sol	122
3.5.1 pH	122
3.5.2 Azote	124
3.5.3 Phosphore	127
3.5.4 Calcium, magnésium, potassium	129
3.5.5 Aluminium, fer, manganèse	129
3.5.6 Cadmium, cuivre, plomb	129
3.6 Suivi des contaminants chimiques dans la sève de l'érable à sucre	135
3.6.1 Azote	135
3.6.2 Métaux	135
CONCLUSION	139
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	143
ANNEXES	159

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1:	Composition de boues provenant d'un milieu industriel et d'un milieu résidentiel, exprimée en mg kg ⁻¹ (m.s.).....	7
Tableau 1.2:	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 mg kg ⁻¹ (m.s.).....	7
Tableau 1.3:	Concentrations de métaux dans les boues du Québec et comparaison avec les quantités maximales permises lors de la valorisation sylvicole.....	8
Tableau 1.4:	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.....	10
Tableau 1.5:	Distribution des formes des métaux dans les boues selon différentes études (exprimée en pourcentage des métaux totaux).....	12
Tableau 1.6:	Comparaison des teneurs limites souhaitables et maximales des métaux dans les boues selon les normes québécoises et américaines.....	14
Tableau 1.7:	Formes de phosphore dans le sol et dans les eaux de ruissellement agricoles et formes biodisponibles.....	23
Tableau 1.8:	Concentrations totales de métaux dans l'eau de ruissellement, obtenus par Hinesly et Jones (1976) à la suite de l'application de boues en milieu agricole.....	25
Tableau 1.9:	Critères de qualité de l'eau retenus par le MENVIQ (1990) pour certains métaux en ce qui concerne la concentration à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés pour une courte période de temps sans ou avec peu de mortalité (toxic.....)	27
Tableau 1.9:	Critères de qualité de l'eau retenus par le MENVIQ (1990) pour certains métaux en ce qui concerne la concentration à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés pour une courte période de temps sans ou avec peu de mortalité (toxic.....)	27
Tableau 1.10:	Résumé de quelques études ayant évalué le risque de contamination de la nappe phréatique par les nitrates à la suite de l'application de boues d'épuration en milieu forestier.....	34

Tableau 1.11:	Contenu en sucre, minéraux et phénols de la sève printanière de l'érable à sucre (<i>Acer saccharum</i> Marsh) tiré de Renaud et Allard (en préparation). Les concentrations sont exprimées en pourcentage.....	55
Tableau 1.12:	Moyenne et intervalle du contenu en métaux dissous de la sève printanière d'érable dans l'est du Canada, tiré de Robinson et al. (1989).....	55
Tableau 2.1:	Références physico-chimiques des podzols humo-ferriques ortiques (n = 7) de la section B (érablière à bouleau jaune typique) de l'érablière expérimentale de Tingwick (Roy et Gagnon, 1992).....	58
Tableau 2.2:	Méthodes utilisées pour la caractérisation physico-chimique des boues (MENVIQ, 1991).....	63
Tableau 2.3:	Méthodes utilisées pour la caractérisation microbiologiques des boues.....	64
Tableau 2.4:	Méthodes utilisées pour le dosage des contaminants inorganiques dans l'eau de ruissellement.....	70
Tableau 2.5:	Méthodes d'analyses utilisées pour le dosage des contaminants inorganiques dans l'eau de percolation.....	72
Tableau 2.6:	Méthodes utilisées pour la caractérisation chimique des échantillons de sol (CPVQ, 1988).....	74
Tableau 2.7:	Méthodes utilisées pour l'analyse de la sève d'érable.....	75
Tableau 3.1:	Caractérisation physico-chimique des boues séchées de la CUQ épandues en juin et septembre 1993.....	78
Tableau 3.2:	Quantité de métaux apportée par les boues de la CUQ selon les différents traitements.....	80
Tableau 3.3:	Coefficients de variation (C.V.) moyens obtenus sur les différents paramètres analysés dans l'eau de ruissellement au cours des saisons 1993 et 1994. L'étendu des C.V. est présenté entre parenthèse.....	83
Tableau 3.4:	Concentrations moyennes maximales et minimales de N-NO ₃ observées dans l'eau de percolation (30 cm de profondeur) au cours des saisons 1993 et 1994 pour les différents traitements.	102

Tableau 3.5:	Rapport molaire Ca/Al de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épandues (200, 400 et 800 kg N disp. ha-1) sui	114
Tableau 3.6:	Rapport C/N calculé pour l'horizon LH du sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994 pour les différents traitements.	127
Tableau 3.7:	Évolution des teneurs en aluminium, en fer et en manganèse assimilables (Extraction Mehlich III) dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	132
Tableau 3.8:	Évolution de la teneur des métaux extraits à l'Eau régale dans les trois horizons du sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	133
Tableau 3.9:	Concentrations d'azote minéral dans la sève printanière de l'érable à sucre des différentes parcelles traitées et témoins, mesurées un an après les épandages des boues (1994).	136
Tableau 3.10:	Influence des traitements sur la teneur en métaux de la sève récoltée au cours des printemps 1993 et 1994.	137

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1:	Évolution des métaux lourds dans les sols amendés par des boues.	38
Figure 2.1:	Levé cartographique de l'érablière de Tingwick (Roy et Gagnon, 1992).	60
Figure 2.2:	Dispositif expérimental	61
Figure 2.3:	Système de collecte de l'eau de ruissellement.	65
Figure 2.4:	Schéma d'un lysimètre à tension (modèle 1920, Soilmoisture Equipment Corp.)	71
Figure 3.1:	Précipitations totales mensuelles de pluie (mm) observées à la station météorologique de Tingwick et moyennes enregistrées entre octobre 1979 et décembre 1990 à la station d'Arthabaska.	82
Figure 3.2:	Évolution de la teneur en azote ammoniacal dans l'eau de ruissellement de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	84
Figure 3.3:	Évolution de la teneur en phosphore total dans l'eau de ruissellement de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	86
Figure 3.4:	Évolution de la teneur en aluminium dans l'eau de ruissellement de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	88
Figure 3.5:	Évolution de la teneur en fer dissous dans l'eau de ruissellement de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	90
Figure 3.6:	Évolution de la teneur en manganèse dissous dans l'eau de ruissellement de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	91
Figure 3.7:	Évolution de la teneur en cadmium dissous dans l'eau de ruissellement de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	93
Figure 3.8:	Évolution de la teneur en cuivre dissous dans l'eau de ruissellement de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	94
Figure 3.9:	Évolution de la teneur en plomb dissous dans l'eau de ruissellement de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	96
Figure 3.10:	Évolution de la teneur en azote ammoniacal de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	98

Figure 3.11:	Évolution de la teneur en nitrates de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	101
Figure 3.12:	Évolution de la teneur en calcium de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	106
Figure 3.13:	Évolution de la teneur en magnésium de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	107
Figure 3.14:	Évolution de la teneur en potassium de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	108
Figure 3.15:	Évolution de la teneur en phosphore total de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	109
Figure 3.16:	Évolution de la teneur en aluminium de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	111
Figure 3.17:	Évolution de la teneur en fer de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	115
Figure 3.18:	Évolution de la teneur en manganèse de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	117
Figure 3.19:	Évolution de la teneur en cadmium de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	119
Figure 3.20:	Évolution de la teneur en zinc de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	120
Figure 3.21:	Évolution du pH dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	123
Figure 3.22:	Évolution de la teneur en azote ammoniacal dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	125
Figure 3.23:	Évolution de la teneur en azote nitrique dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	126

Figure 3.24:	Évolution de la teneur en phosphore assimilable dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	128
Figure 3.25:	Évolution de la teneur en calcium assimilable dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.	130
Figure 3.26:	Évolution de la teneur en potassium assimilable dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994	131

INTRODUCTION

Problématique

En 1980, au Québec, les eaux usées domestiques traitées représentaient l'équivalent de la consommation de moins de 2% de la population (St-Yves *et al.*, 1989). Dans un effort pour améliorer la qualité des cours d'eau, le gouvernement du Québec a entrepris un large programme d'assainissement des eaux usées (PAEQ) (Couillard, 1988; Couillard *et al.*, 1986; Crowley *et al.*, 1986). Cet objectif ambitieux a comme principal défi d'épurer les eaux de nombreuses municipalités afin de retourner dans les cours d'eau une eau relativement propre (Polan et Jones, 1992). Cependant, l'assainissement des eaux se traduit par l'apparition de volumes importants de résidus organiques: les boues.

La gestion des boues issues des stations d'épuration municipales représente un défi de taille pour les années 90 au Québec. Lorsque le PAEQ aura atteint ses objectifs, soit l'épuration des eaux usées de 900 municipalités, l'ensemble des stations devraient générer près de 200 000 tonnes de boues par année sur une base sèche (Grenier, 1989; Grenier et Couillard, 1989). En 1991, 98,5% de ces boues étaient éliminées par incinération ou entreposées dans des sites d'enfouissement alors que seulement 1,5% faisaient l'objet d'une valorisation agricole (Beaulieu, 1991).

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, la disposition des cendres produites peut devenir elle aussi problématique (Tyagi et Couillard, 1989). Quant à l'enfouissement sanitaires 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) ne font que déplacer le problème de la pollution (Couillard, 1989). Des modes de gestion utilisés, la valorisation des boues à des fins agricoles ou sylvicoles représente la solution la plus définitive (Couillard, 1994). 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 se confirme progressivement comme solution d'intérêt auprès 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 (Couillard et Grenier, 1987), très peu de projets de ce type ont été conduits au Québec jusqu'à maintenant (Beaulieu, 1991).

Certaines recherches soulignent les avantages uniques qu'apporte l'application des boues résiduelles sur des sols forestiers quant aux caractéristiques des sites, la structure écologique et le mode de recyclage des éléments nutritifs (Smith et Evans, 1977; Grenier et Couillard, 1987; 1989). Ainsi, les produits forestiers ne sont généralement pas comestibles, d'où la diminution des risques de l'exposition humaine aux composantes néfastes des boues qui pourraient entrer dans la chaîne alimentaire (Couillard, 1995; Couillard et Grenier, 1989a; 1989b). Les sols forestiers sont généralement poreux, ce qui minimise le ruissellement de surface des nutriments ajoutés. 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 fertilisation des forêts naturelles n'est pas indispensable puisque les écosystèmes forestiers forment un système dynamique et complexe où les nutriments sont recyclés assurant une productivité continue du site. Toutefois, l'utilisation intensive de la biomasse forestière par de courtes rotations peuvent 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 par unité de surface. Dans ces circonstances, l'épandage de boues en forêts constitue non seulement une solution à la disposition des boues, mais aussi une voie à leur valorisation comme fertilisant. Aux États-Unis et en Europe, 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 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).

La qualité des boues peut cependant varier considérablement d'une station d'épuration à l'autre. 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. 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.

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 (Couillard et Grenier, 1989a; Burd, 1986; Environnement Canada, 1985), la protection de l'écosystème forestier ne doit pas être négligée. Les recommandations du guide de bonnes pratiques de valorisation sylvicole sont en grandes parties basées sur celles du guide agricole (MENVIQ *et al.*, 1991) et ont également été élaborées d'après les résultats d'études réalisées dans d'autres pays. Les écosystèmes forestiers québécois comportent leurs propres caractéristiques climatiques, édaphiques et hydrologiques et diffèrent considérablement des agro-écosystèmes. Par conséquent, il apparaît essentiel de réaliser des travaux de recherche qui mesureront les différents impacts de l'épandage de boues d'épuration sur les végétaux forestiers et leur milieu; ce qui permettra de valider et d'optimiser les pratiques de valorisation sylvicole sous les conditions propres au Québec.

La plus grande partie de la population québécoise est établie dans la Vallée du St-Laurent et au sud de celle-ci. Les groupements forestiers retrouvés dans ces régions

font partie de la forêt feuillue comprenant les domaines de l'érablière à caryer (Montréal), l'érablière à tilleul (Hull, Estrie, Trois-Rivières, Québec) et l'érablière à bouleau jaune (Bois-Francs, Québec, Beauce) (Rouleau et Leblanc, 1990). Parce qu'elles comportent une proportion importante d'autres essences de feuillus, certaines érablières ne sont pas exploitées pour les produits comestibles de l'érable, mais elles sont utilisées pour le bois d'oeuvre, l'industrie papetière et le bois de chauffage. Ces érablières pourraient donc convenir à l'épandage de boues d'épuration. Même si l'application de boues dans les érablières exploitées pour les produits comestibles de l'érable est interdite (MENVIQ *et al.*, 1991), il serait intéressant d'évaluer les risques de contamination de la sève d'érable suite à l'application de boues.

Objectifs

Les présents travaux ont pour buts de valider et d'optimiser les pratiques de valorisation sylvicole des boues d'épuration des eaux usées qui sont recommandées dans le guide québécois de valorisation sylvicole (MENVIQ *et al.*, 1991). Ces recherches permettront en particulier d'étudier les effets de plusieurs doses d'épandage de boues d'épuration des eaux usées municipales dans un écosystème forestier répandu au sud du Québec: l'érablière à bouleau jaune.

Les objectifs à atteindre dans le cadre de cette recherche sont les suivants:

- 1) Évaluer les risques de contamination de l'eau de ruissellement par des contaminants inorganiques soit: l'azote, le phosphore et certains métaux (aluminium, cadmium, cuivre, fer, manganèse et plomb).
- 2) Évaluer les risques de contamination de l'eau de percolation et du sol par ces mêmes contaminants inorganiques.
- 3) Évaluer les risques de contamination de la sève de l'érable à sucre par l'azote et certains métaux (aluminium, cadmium, cuivre, fer, manganèse et plomb).

1 REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

1.1 Caractérisation physico-chimiques des boues

Pour être en mesure de déterminer les risques de contamination associés à la valorisation sylvicole des boues, la caractérisation des boues est une étape indispensable. Les caractéristiques les plus susceptibles d'influencer la qualité des boues sont les suivantes:

- a) la teneur et les formes d'azote et de phosphore;
- b) la teneur et les formes de métaux lourds;
- c) la présence de contaminants organiques;
- d) la présence d'agents pathogènes.

Ces caractéristiques varient selon le type de traitement que les boues ont subi, la population desservie, la nature des industries dont les rejets sont déversés dans le réseau des eaux usées (MENVIQ *et al.*, 1991) et l'apport d'eau de ruissellement urbain dans les systèmes unitaires (Couillard et Tyagi, 1988; 1990). La composition des boues d'une même station varie également dans le temps.

1.1.1 Teneurs et formes d'azote

Une des premières étapes suivies pour déterminer un taux d'application approprié de boues d'une station donnée est l'analyse de leur contenu en azote total. Cependant, une caractéristique importante des boues est le fait que leur contenu en azote peut non seulement varier considérablement selon le traitement reçu, mais peut également varier dans le temps pour un même traitement (King, 1976). De façon générale, la teneur en azote totale des boues varie entre 1 et 5% de la teneur en matière sèche (MENVIQ *et al.*, 1991) et peut atteindre dans certains cas 6% (Brockway et Urie, 1983), 6,65% (Higgins, 1984) ou 7,6% (Moffat *et al.*, 1991).

L'azote contenu dans les boues se présente sous formes organique et minérale. L'azote minérale est principalement représenté par la forme ammoniacale (NH_4^+), avec une faible proportion d'azote sous formes nitrite et nitrate (NO_2^- , NO_3^-) (Burton *et al.*, 1986; Henry *et al.*, 1990). Les boues digérées aérobies contiennent généralement plus de

nitrate que celles digérées anaérobies (King, 1984). Dans des boues digérées anaérobies, la minéralisation de l'azote arrête au stade de l'ammonium (NH_4^+) étant donné que la nitrification (transformation de NH_4^+ en NO_3^-) nécessite de l'oxygène. La fraction organique de l'azote est constituée de différentes protéines, acides aminés, etc. Les boues contiennent de 50 à 100% de leur azote sous formes organiques (Henry *et al.*, 1990).

1.1.2 Teneurs et formes de phosphore

La quantité de phosphore dans les boues peut atteindre 14% de la matière sèche, mais en général, elle se situe autour de 2% (Sommers, 1977). Au Québec, les boues des stations échantillonnées contenaient, en moyenne, 1,2% de phosphore (St-Yves et Beaulieu, 1988). Le phosphore contenu dans les boues est présent surtout sous la forme inorganique (50 à 75% du phosphore total selon MENVIQ *et al.*, 1991; 70 à 90% selon James et Aschmann, 1992).

1.1.3. Concentrations des métaux lourds dans les boues

La composition chimique des boues est d'une grande importance pour l'établissement de normes d'applications des boues en milieu forestier et davantage en milieu agricole. Or, la concentration des métaux lourds dans les boues varie énormément 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 1.1. 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 pourront être traités à la source, ce qui n'est pas le cas des métaux originant du ruissellement urbain (Couillard et Tyagi, 1990) ou de la tuyauterie des résidences.

Le tableau 1.2 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

Tableau 1.1: Composition de boues provenant d'un milieu industriel et d'un milieu résidentiel, exprimée en mg kg⁻¹ (m.s.).

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)

Tableau 1.2: 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 mg kg⁻¹ (m.s.).

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

Source: Sommers (1977)

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-Unis. Ces

Tableau 1.3: Concentrations de métaux dans les boues du Québec et comparaison avec les quantités maximales permises lors de la valorisation sylvicole.

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	1000
Cuivre	700	250	1000
Manganèse	1113	160	3000
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	2500

^a Source: St-Yves et Beaulieu (1988)

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

^c MENVIQ *et al.* (1991)

résultats sont un exemple de la grande variabilité de la concentration des métaux lourds dans les boues.

St-Yves et Beaulieu (1988) ont effectué une caractérisation des boues de 34 stations d'épuration d'eaux usées municipales du Québec. Les résultats présentés au tableau 1.3 indiquent que les boues produites au Québec affichent des niveaux de métaux lourds de beaucoup inférieurs à ceux des États-Unis (tableau 1.2). Les boues de 13 des 34 stations caractérisées par St-Yves et Beaulieu (1988) et celles de la CUQ pourraient faire l'objet d'une valorisation sylvicole. Cependant, les échantillons analysés par St-Yves et Beaulieu (1988) provenaient de boues de régions peu industrialisées du Québec et les résultats étaient issus d'un seul échantillon par station.

1.1.4 Formes des métaux lourds

Après l'épandage de boues d'épuration en milieu agricole ou sylvicole, les formes des métaux lourds dans les sols amendés déterminent la disponibilité de ces éléments pour le prélèvement par les plantes et le potentiel de contamination de la nappe phréatique (Lake *et al.*, 1984). La connaissance de la spéciation des métaux dans les boues et dans les sols est primordiale si l'on veut être en mesure de prévoir le comportement des métaux dans les sols amendés à court et à moyen terme. Des études ont montré que les métaux étaient préférentiellement associés avec la phase solide; les formes solubles et échangeables ne représentant généralement que 10% ou moins des métaux totaux (Lake *et al.*, 1984). 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 (Beauchemin *et al.*, 1993).

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 1.4 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 de métaux, puisque les réactifs utilisés ne sont pas complètement sélectifs pour une forme particulière comme l'ont démontré 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 dans le temps.

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.

Tableau 1.4: 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.

Références	Réactifs	Fractions extraites
Stover <i>et al.</i> (1976) (Cd, Cu, Pb, Zn)	KNO_3 ↓ KF ↓ $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ ↓ EDTA ↓ HNO_3	Échangeable ↓ Adsorbée ↓ Liée à la matière organique ↓ Liée aux carbonates ↓ Liée aux sulfures
Silviera et Sommers (1977) (Cd, Cu, Pb, Zn)	H_2O ↓ KNO_3 ↓ DTPA ↓ HNO_3	Hydrosoluble ↓ Échangeable ↓ Disponible ↓ Résiduelle
Sposito <i>et al.</i> (1982) (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn)	KNO_3 ↓ H_2O déionisée ↓ NaOH ↓ $\text{Na}_2\text{-EDTA}$ ↓ HNO_3	Échangeable ↓ adsorbée ↓ Liée à la matière organique ↓ Liée aux carbonates ↓ Résiduelle
Legret (1993) (Cd, Cu, Pb, Zn)	BaCl_2 ↓ $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{HNO}_3$ + $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ ↓ NaOAc ↓ $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ ↓ $\text{HF} + \text{HClO}_4$	Échangeable ↓ Liée à la matière organique et sulfates ↓ Liée aux carbonates ↓ Liée aux oxydes de Fe et de Mn ↓ Résiduelle

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 en carbonates et en sulfures contrôle en principe la concentration de certains métaux en solution. Cependant, la complexation organométallique qui implique la formation de complexes simples et/ou la chélation peuvent aussi être des mécanismes majeurs responsables de l'association des métaux lourds avec la phase solide des boues, spécialement lorsque des conditions oxydantes existent (Lake *et al.*, 1984).

Le tableau 1.5 résume les résultats de trois études sur le fractionnement des métaux lourds dans les boues. Ces études montrent une grande variabilité au niveau de la composition du matériel selon son origine. Toutefois, pour l'ensemble des boues étudiées, la fraction échangeable ou adsorbée demeure très faible 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 formes résiduelles, sont plus abondantes.

1.1.5 Contaminants organiques

Les contaminants organiques qui ont pu être identifiés jusqu'à ce jour dans les boues d'épuration sont généralement en faible concentration (Environnement Canada, 1985; Couillard et Grenier, 1990). Les risques de contamination de l'écosystème forestier par les composés organiques de synthèse contenus dans les boues semblent limités compte tenu de leur faible concentration et de leur dégradation rapide. Les contaminants organiques n'ont d'ailleurs pas fait l'objet de la présente étude. Les lecteurs intéressés tireront avantage à consulter la revue de littérature rédigée par Couillard *et al.* (1993).

1.1.6 Agents pathogènes

Bien que les procédés de stabilisation comme la digestion aérobie et la digestion anaérobie réduisent le nombre d'agents pathogènes, certains d'entre eux peuvent survivre (Environnement Canada, 1985). Parmi ces organismes, on retrouve des

Tableau 1.5: Distribution des formes des métaux dans les boues selon différentes études (exprimée en pourcentage des métaux totaux).

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) ^f	36 (HNO ₃)
Silviera & Sommers (1977) ^b	ND ^d (KNO ₃)	—	1,8 - 39 (DTPA) ^e	—	58 - 82 (HNO ₃)
Stover <i>et al.</i> (1976) ^c	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 Boues provenant de digesteurs anaérobies de 3 villes de l'Indiana, É.-U.

c Boues provenant de digesteurs anaérobies de 12 villes de l'Indiana, É.-U.

d ND: non détecté

e DTPA: diethylene triamine pentaacetic acid

f EDTA: ethylene diamine tetraacetic acid

bactéries, des virus, des protozoaires et des helminthes (Gaus *et al.*, 1990). Une partie importante de ces agents pathogènes seront éliminés suite à l'épandage des boues sur le sol, ne retrouvant pas leurs conditions de vie spécifiques telles que pH, température, humidité, texture et contenu en matière organique. Selon Gaus *et al.* (1990), les virus et les oeufs enkystés des helminthes sont les plus susceptibles de survivre dans l'écosystème forestier. Des études conjointes à la présente sont actuellement en cours afin de vérifier la survie de quelques organismes à potentiel pathogène dans l'écosystème forestier québécois (Couillard et Chouinard, 1995).

1.2 Normes recommandées pour la valorisation des boues

1.2.1 Charge en azote et en phosphore

Dans le guide de valorisation sylvicole des boues, le MENVIQ *et al.* (1991) établit à 200 kg N disponible ha⁻¹ pendant un période de 10 ans, la quantité maximale de boues à apporter au sol (N disponible = N inorganique + 0,3¹ N organique). De plus, un volume maximum de 200 m³ ha⁻¹ (2 cm d'épaisseur) de boues doit être respecté lors d'une seule application. Aux États-Unis, les doses de boues municipales apportées aux sols forestiers ou agricoles ne doivent pas excéder les doses agronomiques. Ces dernières sont définies en fonction des besoins en azote de la végétation, et de façon à minimiser les risques de lessivage vers la nappe phréatique (Water Environment Federation, 1993).

La quantité de phosphore apportée par les boues municipales est indirectement fixée par la dose d'azote permise mais ne devrait pas dépasser les besoins des cultures (MENVIQ *et al.*, 1991).

1.2.2 Concentrations en métaux lourds

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 édictées. Le tableau 1.6 présente les valeurs retenues au

¹ coefficient d'efficacité de la fraction organique de l'azote provenant de boues liquides ou déshydratées (MENVIQ et MAPAQ, 1991).

Tableau 1.6: Comparaison des teneurs limites souhaitables et maximales des métaux dans les boues selon les normes québécoises et américaines.

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	1000	240	1200	3000	3000	75/100
Cu	600	1000	200	1500	4300	1500	60/125
Hg	5	10	1	17	57	17	0,3/5
Mn	1500	3000	--	--	--	--	1500/3000
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	1750	2500	370	2800	7500	2800	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.

Québec (MENVIQ *et al.*, 1991). Les boues contenant au moins un métal dont la concentration est supérieure aux teneurs limites maximales (tableau 1.6 (2)) ne sont aptes à aucune valorisation. Les boues dont la concentration des métaux est inférieure aux limites maximales mais supérieure aux teneurs limites souhaitables (tableau 1.6 (1)) nécessitent un suivi de l'évolution des métaux dans le sol avant et après l'application de boues afin de déterminer s'il y aura des excès selon les concentrations à ne pas dépasser (tableau 1.6 (3)).

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 (tableau 1.6 (5)).

De plus, si les boues sont appliquées sur un site agricole ou forestier, un site public ou un site perturbé, soit qu'une quantité cumulative de chacun des métaux (tableau 1.6 (6)) ne doit pas être dépassée ou soit que la concentration des métaux des boues ne doit pas dépasser la limite souhaitable (tableau 1.6 (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, considérant l'amendement au même titre que n'importe quel autre fertilisant et considérant 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 (tableau 1.6 (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 (tableau 1.6 (7)). Cette réglementation implique que, par exemple, des boues contenant 1000 mg 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, 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).

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 les limites de 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 disponible pour nuire aux microorganismes 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. Ces écarts entraînent un certain malaise entre 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.

Les normes québécoises sont plus sévères que les normes américaines, ce qui est souhaitable compte tenu que les conditions édaphiques et climatiques du Québec sont différentes ce qui pourrait entraîner une capacité de rétention des métaux moindre. Il n'en demeure pas moins que la réglementation québécoise devra être vérifiée puisqu'elle a été élaborée à partir d'études provenant d'autres pays.

1.3 Risque de contamination de l'eau de ruissellement

1.3.1 Ruissellement en milieu forestier

1.3.1.1 Le ruissellement et son origine

Lorsque l'eau des précipitations tombe sur un bassin versant et que les taux d'infiltration et d'évaporation sont égaux ou inférieurs à l'intensité de l'averse (Llamas, 1985) ou au

taux de fonte de la neige (Riedl, 1984), commence le phénomène de ruissellement sur toute la superficie du bassin touchée. Avant d'atteindre un cours d'eau principal ou secondaire, les précipitations sont partiellement retenues sur les surfaces végétales, partiellement absorbées dans le sol par infiltration et partiellement évaporées et retournées à l'atmosphère. Le surplus d'eau ruisselle sous forme de nappes d'eau ayant une certaine hauteur selon l'intensité des précipitations et selon la pente de la surface d'écoulement.

1.3.1.2 Facteurs influençant le ruissellement en milieu forestier

Le ruissellement de l'eau et des sédiments d'une superficie donnée est influencé par plusieurs facteurs, en particulier: (a) les caractéristiques des précipitations (quantité, durée, intensité, fréquence et conditions antécédentes); (b) les caractéristiques du bassin versant (superficie, forme, pente, longueur et orientation, type de réseau de drainage); (c) les caractéristiques du sol (perméabilité, érodabilité); (d) les caractéristiques du couvert végétal (espèce, âge, densité) et (e) les types d'aménagements (barrage, système de drainage, coupe forestière, etc).

L'espèce végétale de même que l'âge du peuplement peuvent influencer la portion de pluie interceptée par le couvert forestier et de fait, la soustraire au ruissellement (Riedl, 1984). En regard de leur capacité à intercepter les précipitations, les espèces forestières peuvent être énumérées en ordre décroissant comme suit: épinette, sapin, pin, espèces à grandes feuilles et autres espèces. Par exemple, la quantité d'eau interceptée par des épinettes peut varier de 15 à 80% de l'eau de pluie selon que les précipitations sont fortes (> 24 mm) ou faibles (< 2 mm). D'autre parts, les jeunes peuplements ont une faible capacité à intercepter les précipitations. Cependant, cette aptitude augmente avec l'âge puisque la voûte s'accroît et que la densité du feuillage augmente, ce qui limite la quantité de pluie atteignant le sol.

Les sols forestiers, comparativement aux sols agricoles, possèdent une couche d'humus qui augmente la quantité d'eau qui peut être interceptée par le sol. Cette couche d'humus a la propriété d'absorber l'énergie de l'averse et prévient la formation d'une couche d'eau cohésive. De cette façon, l'air contenu dans les pores du sol s'échappe plus facilement et permet à l'eau d'y pénétrer plus rapidement. Pour cette raison, l'infiltration est généralement plus rapide dans un sol forestier que dans un sol cultivé. Le taux de ruissellement est donc moindre en milieu forestier.

Par ailleurs, outre la pente générale d'un site forestier, la présence de dépressions formant une multitude de petits réservoirs contribue largement à réduire le ruissellement direct en retenant l'eau de surface pour une infiltration ultérieure (Hewlett, 1982).

Les pratiques utilisées en aménagement forestier peuvent également influencer la qualité de l'eau en forêt. Ainsi, la construction de routes, l'utilisation de machinerie lourde, l'éclaircie, les feux contrôlés, le pâturage du bétail sont autant d'activités qui influencent la surface du sol et sa susceptibilité à l'érosion (Brown, 1983). Le degré de dégradation de la qualité de l'eau ira de pair avec l'intensité des différents types d'aménagements.

1.3.2 Pertes d'éléments nutritifs dans l'eau de ruissellement d'un milieu non perturbés

Peu d'information est disponible au sujet des pertes de nutriments par ruissellement en milieu forestier et ses impacts sur la qualité de l'eau (Duffy *et al.*, 1989). Les pertes d'éléments nutritifs dans l'eau de ruissellement des écosystèmes non perturbés sont généralement considérées comme mineures. Dans une vaste étude réalisée dans la vallée de Hubbard Brook au New Hampshire, Likens *et al.* (1985) ont constaté que 63% des précipitations annuelles (131 cm en moyenne) a quitté le bassin versant comme eau courante, alors que le reste (49 cm ou 37%) a été perdu par évapotranspiration. De plus, 53% de l'eau courante annuelle a été produit pendant les mois de mars, avril et mai. Cependant, aucun ruissellement de surface n'a été constaté même au cours de périodes de précipitations intenses. Le microrelief en buttes et dépressions favorisait vraisemblablement une haute capacité d'infiltration de l'eau.

Dans cette étude, les concentrations en N-NO_3^- dans les cours d'eau ont atteint environ $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ durant l'été (juin à septembre) au moment où l'azote disponible était utilisé par la végétation en croissance et par les hétérotrophes du sol. Après le déclin de la croissance, avec la chute des feuilles et la diminution de l'activité microbologique du sol, la concentration a augmenté pour atteindre un sommet de 2 mg L^{-1} en mars et avril. Les pertes totales d'azote vers les cours d'eau ont été de $2,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Ces faibles pertes ont été comblées par les apports de NO_3^- provenant des précipitations. En comparaison, un champ de maïs en culture conventionnelle (sans couvre-sol) peut perdre jusqu'à $145 \text{ kg d'azote ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (Timmons *et al.*, 1973).

Les pertes de phosphore dans l'eau de ruissellement sont étroitement reliées aux fortes précipitations. En effet, le phosphore, étant en grande partie sous forme particulaire, est emporté lors de pluies érosives (Likens *et al.*, 1985). Duffy *et al.* (1989) ont étudié les pertes de nutriments dans l'eau de ruissellement d'une plantation de pins à l'aide d'un simulateur de pluie. Suite à l'application d'une pluie de 50,8 mm h⁻¹ pendant 2,5 hrs totalisant 127,0 mm (période de retour pour une pluie naturelle = 100 ans), la concentration de P-PO₄ dans l'eau récoltée sur une superficie de 1 m² n'a pas dépassé 0,03 mg L⁻¹. En extrapolant, ces chercheurs obtiennent une perte de 0,037 kg de P-PO₄ ha⁻¹ an⁻¹. Toutefois, ces résultats sont conservateurs puisque l'étude a été réalisée peu de temps après la chute des feuilles. L'épaisse couche de litière forme une protection contre l'érosion tout en fournissant peu d'éléments nutritifs compte tenu de son état de décomposition peu avancée. De plus, les échantillons récoltés ont été filtrés avant leurs analyses de sorte que seulement la partie soluble du phosphore, représentant généralement qu'une faible portion du phosphore total (Likens *et al.*, 1985, a été analysée.

1.3.3 Pertes d'éléments nutritifs dans l'eau de ruissellement suite à l'application de boues

Il semble qu'aucune étude portant sur la qualité de l'eau de ruissellement suite à l'application de boues en milieu forestier n'ait été publiée jusqu'à ce jour, à part peut-être d'une étude préliminaire qualitative (Henry, 1983). L'auteur a observé un ruissellement liquide (contenant un peu de solides) immédiat et substantiel après une pluie simulée projetée sur une couche de boues de 1 à 2,5 cm épandues dans une zone forestière. S'il est vrai que le ruissellement est généralement faible sous un couvert forestier en saison de croissance, il peut en être autrement au printemps lors de la fonte de la neige ou lorsque des précipitations intenses ou à fréquence rapprochée ont lieu en absence du feuillage soit au printemps ou à l'automne. Une contamination des eaux de ruissellement est possible lorsque le sol devient saturé ou lorsque la topographie du milieu récepteur excède 30% (Nutter *et al.*, 1979). La qualité de l'eau de ruissellement risque d'être particulièrement affectée lorsque les pluies auront lieu immédiatement après l'application de boues liquides. Le risque est tout de même présent lors de l'utilisation de boues séchées ou après que les boues liquides épandues se soient asséchées. En effet, les matières solides des boues peuvent être transportées par

érosion et les éléments solubles peuvent être emportés par l'eau de ruissellement (Kladivko et Nelson, 1979).

L'application de boues pendant la saison de croissance limiterait les risques de pertes de nutriments puisque le couvert forestier réduit l'intensité de la pluie et les risques de ruissellement. Toutefois, lorsque les boues utilisées ne se décomposent pas complètement au cours de la première saison ou lorsque les produits de la décomposition des boues s'accumulent à la surface du sol, les pertes de nutriments dans l'eau de ruissellement au cours de l'automne et du printemps suivants sont possibles.

D'autre part, un des impacts importants de l'application de boues est le développement d'une couche de matière organique à la surface du sol d'autant plus importante selon le degré de siccité des boues. Cette couche organique pourra éventuellement diminuer le ruissellement soit en augmentant la quantité d'eau de pluie retenue dans les aires traitées, soit en augmentant l'infiltration d'eau par l'amélioration des conditions physiques du sol (Aguilar et Loftin, 1992; Bruggeman et Mostaghimi, 1993; Dunigan et Dick, 1980; Kelling *et al.*, 1977; Kladivko et Nelson, 1979). Otis (1985) rapporte cependant que l'application d'eaux usées peut réduire significativement la conductivité hydraulique et le taux d'infiltration dans le sol par obstruction des pores. Le degré de siccité des boues semble donc être une caractéristique à considérer dans la détermination des quantités à appliquer pour minimiser les risques de ruissellement tout en diminuant les risques de colmatage. Ces études ont cependant été réalisées en milieu agricole.

L'obstruction des pores du sol a aussi été observée en milieu forestier. Lors d'une application de boues liquides (19,6% matières solides) dans une forêt feuillue (loam sableux fin) au New Hampshire, à des taux de 6,9 et 14,5 t ha⁻¹ (m.s.), les matières solides des boues ont temporairement colmaté les pores à la surface du sol. Compte tenu que l'aire d'étude était relativement plane, des étangs se sont formés et l'écoulement des boues à l'extérieure des parcelles traitées a été faible (< 1%) (Medalie *et al.*, 1994). Cette recherche ne comportait cependant pas de volet particulier sur le ruissellement. De plus amples études seront nécessaires afin de déterminer les risques réels de contamination de l'eau de ruissellement en milieu forestier.

1.3.4 Comportement des contaminants inorganiques des boues dans l'eau de ruissellement

1.3.4.1 Comportement de l'azote dans l'eau de ruissellement

À partir d'études réalisées en milieu agricole, on observe que la majeure partie de l'azote perdu par ruissellement est sous forme ammoniacale (NH_4) (Dunigan et Dick, 1980). Dans les premiers temps suivant l'application, plus de NH_4 est perdu étant donné que les boues contiennent presque exclusivement leur azote minéral sous forme ammoniacale. Par la suite, lorsque les conditions le permettent, la nitrification s'opère. Cependant, comme les nitrates se déplacent aisément avec l'eau d'infiltration, la quantité de nitrates perdus dans l'eau de ruissellement reste inférieure aux pertes d'ammonium. En effet, pendant les premiers instants d'une averse d'intensité moyenne ou faible, l'eau s'infiltré dans le sol et les nitrates présents à la surface sont entraînés avec l'eau sous la surface du sol. Par la suite, le sol devient saturé et à ce moment, le ruissellement débute, alors que peu de nitrates sont disponibles pour le transport par ruissellement en surface. Inversement, l'ammonium, étant chargé positivement, sera retenu aux particules colloïdales du sol. Ainsi, l'ammonium sera moins sujet au lessivage en profondeur, mais sera en position vulnérable au ruissellement en surface.

Dunigan et Dick (1980) ont observé des concentrations de N-NH_4 dissous atteignant $11,0 \text{ mg L}^{-1}$ dans l'eau de ruissellement à la suite de l'application de $434 \text{ kg N total ha}^{-1}$ ($165 \text{ kg N disponible ha}^{-1}$) de boues en milieu agricole. Les concentrations de nitrates mesurées n'ont pas dépassé les limites recommandées (10 mg L^{-1}). Bruggeman et Mostaghimi (1993) ont mesuré une concentration maximale de 15 mg L^{-1} de N-NH_4 dans l'eau de ruissellement à la suite de l'application de 150 kg N ha^{-1} ($80 \text{ kg N disponible ha}^{-1}$) en surface d'un sol non labouré, suivi d'une simulation de pluie de $40\text{-}45 \text{ mm hre}^{-1}$. Les nitrates n'ont cependant pas été mesurés.

1.3.4.2 Comportement du phosphore dans l'eau de ruissellement

Le ruissellement du phosphore en milieu forestier se compare mal à celui qui s'effectue en milieu agricole, en partie parce que les facteurs érosifs (structure du sol, couverture végétale, aménagement des zones ripariennes) sont plus prononcés en milieu agricole. On peut supposer par contre, que les formes de phosphore susceptibles d'être emportées dans l'eau de ruissellement suite à l'application de boues soit en milieu

forestier ou agricole sont essentiellement les mêmes pour une boue donnée. Le tableau 1.7 résume les différentes formes de phosphore dans l'eau de ruissellement agricole.

Aucune recherche n'a étudié les pertes de phosphore par ruissellement suite à l'application de boues en milieu forestier. Les études en milieu agricole donnent toutefois un aperçu des concentrations de phosphore libérées. Par exemple, Bruggeman et Mostaghimi (1993) ont mesuré une concentration maximale de $0,8 \text{ mg L}^{-1}$ de P- PO_4 dissous dans l'eau de ruissellement suite à l'application de 50 et 100 kg P ha^{-1} (40 et $80 \text{ kg N disponible ha}^{-1}$) en surface d'un sol non labouré, suivi d'une simulation de pluie de $40\text{-}45 \text{ mm hre}^{-1}$ (période de retour = 2 à 5 ans).

Des concentrations de $1,1 \text{ mg L}^{-1}$ de P- PO_4 dissous ont été mesurées après l'application, en surface, de boues totalisant 780 kg P ha^{-1} ($1150 \text{ kg N disponible ha}^{-1}$), alors que $4990 \text{ mg P kg}^{-1}$ ont été retrouvés dans les sédiments de l'eau de ruissellement (Kladivko et Nelson, 1979). Ces résultats étaient significativement plus élevés que ceux obtenus pour le traitement témoin. Cette étude a cependant été réalisée en laboratoire sur une colonne de sol agricole reconstitué, sans couverture végétale.

La concentration maximale observée par Dunigan et Dick (1980) a été de $1,46 \text{ mg L}^{-1}$ de P- PO_4 dissous pour des doses de $43,3 \text{ kg P ha}^{-1}$ ($337 \text{ kg N disponible ha}^{-1}$) de boues appliquées en surface d'un champ de graminées (ivraie) de 4 à 6 cm de hauteur.

À la lumière de ces résultats, il est facile de constater que le niveau de concentration de $0,03 \text{ mg L}^{-1}$ de P- PO_4 nécessaire pour éliminer la croissance excessive de plantes aquatiques dans les rivières (MENVIQ, 1990) a été dépassé dans l'eau de ruissellement. Il serait important de vérifier que cette concentration ne soit pas atteinte dans l'eau qui alimente les cours d'eau des zones forestières amendées par des boues.

1.3.4.3 Comportement des métaux lourds dans l'eau de ruissellement

La présence de métaux lourds dans l'eau de ruissellement n'a pas fait l'objet d'investigations lors d'application de boues en milieu forestier. Seulement quelques études réalisées en milieu agricole se sont penchées sur ce problème potentiel. Aussi, Hinesly et Jones (1976) comparent le comportement des métaux dans l'eau de ruissellement à celui des métaux présents dans les cours d'eau. Dans l'eau naturelle bien aérée, le Fe et le Mn forment des composés peu solubles qui tendent à

Tableau 1.7: Formes de phosphore dans le sol et dans les eaux de ruissellement agricoles et formes biodisponibles.

I- Phosphore dans le sol:

Dans la phase solide:

- a) phosphore organique
(79% du phosphore total)
- i) phospholipides
 - ii) acides nucléiques
 - iii) nucléotides
 - iv) sucres phosphorylés
 - v) phosphates inositol
- b) phosphore inorganique:
- i) adsorbé à la surface des oxydes de Fe et d'Al
 - ii) précipité sous forme de phosphates (Fe-P, Al-P, Ca-P)
 - iii) inclus dans les minéraux cristallins ou dans les oxydes de Fe et d'Al;
 - iv) minéraux apatites

Dans la solution du sol:

- a) H_2PO_4^-
- b) HPO_4^{2-}
- c) composés organiques solubles

II- Phosphore dans les eaux de ruissellement agricoles:

Particulaire:

- (94% du phosphore total dans l'eau)
- a) inorganique: H_2PO_4^- , HPO_4^{2-}
sous forme:
- minéraux apatites
 - adsorbé sur les oxydes de Fe et Al
 - inclus dans les minéraux cristallins
- b) condensé: polyphosphates
- c) organique: acides nucléiques,
phosphates inositol,
phospholipides

Soluble:

- a) inorganique: H_2PO_4^- , HPO_4^{2-}
- b) condensé: polyphosphates
- c) organique: acides nucléiques,
phytine,
phospholipides

III- Phosphore biodisponible:

Particulaire:

- pas immédiatement disponible
 - selon la concentration de H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} en solution
- a) inorganique:
- minéraux apatites: pas utilisables à court terme
 - adsorbé sur les oxydes de Fe et Al: fraction de 38 à 83% utilisable
- b) organique: pas utilisable à court terme

Soluble:

- a) inorganique: H_2PO_4^- , HPO_4^{2-}
- b) condensé devient H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} par hydrolyse
- c) organique devient H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} par minéralisation biologique

Source: Bédard (1989).

s'agglomérer, flocculer, se déposer ou s'adsorber. Les concentrations de Fe et de Mn solubles dépassent rarement 0,2 et 0,02 mg L⁻¹ respectivement. Parallèlement, le Fe et le Mn dans l'eau de ruissellement, s'ils sont présents, seront davantage sous forme particulaire. Ces oxydes de Fe et de Mn, très peu solubles, constituent un bon piège pour les autres métaux. Tout comme pour le phosphore, les pluies érosives pourront augmenter la concentration de tels éléments dans l'eau de ruissellement traversant les aires traitées par des boues.

Hinesly et Jones (1976) se sont intéressés aux concentrations de métaux (Fe, Mn, Zn, Cu et Cd) retrouvés dans l'eau de ruissellement de parcelles cultivées (soya et maïs) amendées par des boues à différentes doses (16 à 105 t ha⁻¹ (m.s.)) (tableau 1.8). Les méthodes d'analyses utilisées (concentration par évaporation suite à l'ajout de HCl 6N) rendent difficiles les comparaisons avec des résultats plus récents. Toutefois, les concentrations de métaux observées dans l'eau de ruissellement de parcelles traitées ont été, à plusieurs reprises, significativement plus élevées que celles des témoins, et dans le cas du Fe, Mn et Cd, les concentrations ont excédé les critères de qualité de l'eau potable (tableau 1.8).

Larson et Dowdy (1976) ont par ailleurs observé une faible concentration de métaux dans l'eau de ruissellement suivant l'application de boues sur un sol cultivé. Les concentrations étaient généralement en dessous de celles observées dans les lacs et les rivières de la région. La concentration de Zn dans l'eau de ruissellement des parcelles traitées ont dépassé à 4 reprises celle du témoin. Les concentrations de Cu et de Cr ont été les mêmes dans les témoins et dans les parcelles traitées, alors que les concentrations de Cd, Pb et Ni se sont maintenues généralement en dessous des limites de détection soient 1,0, 6,5 et 3,5 µg L⁻¹, respectivement. Cependant, les boues utilisées étaient peu contaminées et les méthodes d'analyses utilisées à cette époque (concentration des métaux par évaporation) sont aujourd'hui discutables.

Les concentrations de Cu et de Cd dans l'eau de ruissellement étaient bien en dessous des normes dans une étude réalisée dans une prairie semi-aride du Nouveau Mexique (Aguilar et Loftin, 1992). Les concentrations de Pb ont été supérieures aux normes, mais non différentes du témoin.

Tableau 1.8: Concentrations totales de métaux dans l'eau de ruissellement, obtenus par Hinesly et Jones (1976) à la suite de l'application de boues en milieu agricole.

Métal	Concentration sans boues intervalle (mg L ⁻¹)	Concentration avec boues intervalle (mg L ⁻¹)	Quantité maximale de métal apporté par les boues (kg ha ⁻¹)	Critères de qualité de l'eau potable ^a (mg L ⁻¹)
Fe	2,13 - 17,05	5,13 - 64,09	3967	0,05
Mn	0,05 - 0,47	0,10 - 1,56	37	0,05
Zn	0,05 - 0,13	0,10 - 0,63	464	5,0
Cu	0,016 - 0,038	0,036 - 0,170	114	1,0
Cd	0,003 - 0,007	0,003 - 0,024	24	0,005

^a MENVIQ (1990)

De plus amples études devront être réalisées sur les risques de contamination de l'eau de ruissellement par les métaux compte tenu de l'absence de données en milieu forestier, de la rareté de celles en milieu agricole et de l'amélioration des méthodes d'analyse utilisées.

1.3.5 Effets des contaminants inorganiques des boues dans l'eau de ruissellement

L'eau de ruissellement alimente les cours d'eau et les lacs. Toute contamination de l'eau de ruissellement n'entraîne pas automatiquement la contamination de ces plans d'eau puisque la composition de l'eau de ruissellement va se modifier au cours de son cheminement par adsorption - désorption, sédimentation - mise en suspension, précipitation - solubilisation et surtout par dilution. Cependant, une partie des éléments comme l'azote, le phosphore et les métaux issus des boues, risque d'atteindre les cours d'eau et avoir des effets délétères sur les écosystèmes aquatiques en aval.

Des concentrations faibles de N et de P dans l'eau de surface (0,3 mg N L⁻¹ et 0,01 mg P L⁻¹) sont suffisantes pour supporter une croissance algale et peuvent, de concert avec d'autres facteurs environnementaux, conduire à des problèmes d'eutrophisation (Bengtson et Kilmer, 1975). Mais en général, le phosphore n'est pas toxique pour l'être humain, les animaux ou les poissons. Pour ne pas contribuer à l'eutrophisation des

systemes aquatiques, les indices généraux des concentrations totales souhaitables sont de 0,03 mg P-PO₄ L⁻¹ dans les rivières et de 0,02 mg P-PO₄ L⁻¹ dans les lacs (MENVIQ, 1990).

D'autre part, s'il est présent sous forme libre (NH₃), l'ammoniac est très toxique pour les organismes aquatiques. Sa toxicité varie selon le pH et la température de l'eau. Les normes recommandées par le MENVIQ (1990) en ce qui concerne les critères de toxicité chronique d'eau douce varie de 0,102 mg N-NH₄ L⁻¹ pour une température de 20°C et un pH de 9,0 à 2,08 mg N-NH₄ L⁻¹ pour une température de 0°C et un pH de 6,5.

Les métaux sont souvent toxiques à divers degrés selon le métal et l'organisme donné. Le tableau 1.9 présente les critères de qualité de l'eau pour la vie aquatique retenus par le MENVIQ (1990).

1.4 Risques de contamination du sol et de l'eau de percolation

1.4.1 Comportement des contaminants inorganiques des boues dans le sol et dans l'eau de percolation

1.4.1.1 Comportement de l'azote des boues dans le sol et l'eau de percolation

Quoique le contenu en métaux lourds dans les boues déterminera la quantité totale qui pourra être appliquée sans danger sur un même site au cours des années, il est généralement accepté que la quantité d'azote contenue dans les boues dictera le taux annuel d'application de boues (MENVIQ *et al.*, 1991). La compréhension des mécanismes impliqués dans la transformation de l'azote en ses différentes formes s'avère très utile pour prédire le comportement de l'azote dans les sols amendés et ainsi permettre l'établissement de normes à respecter lors de l'application de boues en milieu forestier.

Ainsi, après l'application, l'azote ammoniacal (NH₄⁺) provenant directement de la fraction minérale des boues ou indirectement de la minéralisation (ou ammonification) de l'azote organique, peut être soit: volatilisé en ammoniac (NH₃), immobilisé par les microorganismes, prélevé par les végétaux, converti en nitrates (NO₃⁻) par la nitrification ou retenu sur les sites d'échanges (Burton *et al.*, 1986). Les nitrates pourront, eux aussi,

Tableau 1.9: Critères de qualité de l'eau retenus par le MENVIQ (1990) pour certains métaux en ce qui concerne la concentration à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés pour une courte période de temps sans ou avec peu de mortalité (toxicité aiguë) et la concentration à laquelle les organismes et leur progéniture peuvent être exposés indéfiniment sans subir d'effets néfastes (toxicité chronique).

Métal	Toxicité aiguë (mg L ⁻¹)	Toxicité chronique (mg L ⁻¹)
Al	0,75	0,087
Cd	e [1,273 (ln dureté ^a) - 3,828]	e [0,7852 (ln dureté) - 3,49]
	-----	-----
	1000	1000
Cu	e [0,9422 (ln dureté) - 1,464]	0,002 ^b

	1000	
Fe	0,3	0,3
Mn	aucun critère retenu	aucun critère retenu
Pb	e [1,273 (ln dureté) - 1,460]	e [1,273 (ln dureté) - 4,705]
	-----	-----
	1000	1000

^a dureté: concentration de CaCO₃ en mg L⁻¹,

exemple: pour une eau douce (30 mg L⁻¹ de CaCO₃), le critère de toxicité aiguë pour le Cd est de 0,0016 mg L⁻¹ et la toxicité chronique de 0,0004 mg L⁻¹.

^b pour les duretés inférieures à 60 mg CaCO₃ L⁻¹.

être immobilisés par les microorganismes, assimilés par les plantes et volatilisés par dénitrification.

La section suivante décrit brièvement les principaux processus impliqués dans la transformation de l'azote: minéralisation, immobilisation, volatilisation, nitrification et dénitrification, en insistant sur les particularités imposées par l'application de boues sur un sol forestier.

1.4.1.1.1 Minéralisation

La minéralisation ou l'ammonification comporte un ensemble de processus de dégradation biologique de l'azote organique qui aboutissent à la libération d'azote ammoniacal. Les microorganismes qui interviennent appartiennent à une très grande diversité d'espèces de bactéries, d'actinomycètes ou de champignons, de sorte que l'ammonification est un processus sans exigence écologique particulière puisque, quelles que soient les conditions de l'environnement, il se trouve presque toujours dans le sol des espèces microbiennes ammonifiantes adaptées à ces conditions, sauf bien entendu s'il s'agit de conditions incompatibles avec la vie (Karam, 1993).

Puisque la majorité de l'azote des boues existe sous forme organique, la minéralisation devra s'effectuer avant que l'azote soit assimilé, transformé ou perdu. Le taux de minéralisation de l'azote organique varie selon les caractéristiques des boues et du sol récepteur et selon les conditions climatiques (Henry *et al.*, 1990). Harvey *et al.* (1990) ont obtenu des taux de minéralisation variant de 7,7 à 51% selon l'utilisation de boues aérobies ou anaérobies, liquides ou déshydratées, entreposées ou non. Par ailleurs, des tests en laboratoire ont montré que le taux de minéralisation dans le sol forestier était de beaucoup inférieur sous une végétation de pins que sous une forêt feuillue, les conditions plus acides du sol de la forêt de pins étaient supposées en partie responsables (Burton *et al.*, 1986).

Seule une fraction de l'azote organique apportée par les boues se minéralise au cours de la première saison de croissance. Hart *et al.* (1988) ont observé que la capacité de minéralisation de l'azote restait haute pour au moins trois ans après l'épandage des boues sur un sol forestier. Dans le calcul de la quantité d'azote disponible, MENVIQ *et al.* (1991) considèrent que 30% de l'azote organique sera disponible la première saison de croissance. Toutefois, il serait avantageux de poursuivre les recherches afin de préciser des valeurs particulières aux boues utilisées lors d'un événement de valorisation. L'utilisation d'un paramètre pouvant être facilement analysé dans les boues et décrivant la quantité d'azote disponibles à court terme pourrait optimiser la valorisation.

L'ammonium directement ajouté ou obtenu par minéralisation n'atteint cependant pas de fortes concentrations dans le sol. Il peut être soit transformé en nitrates, immobilisé par la communauté microbienne, assimilé par la végétation ou perdu par volatilisation. Au

cours de leur expérience, Hornbeck *et al.* (1979) ont rarement mesuré une concentration d'ammonium supérieure à la limite de détection ($0,02 \text{ mg L}^{-1}$) dans la solution d'un sol forestier amendé par des boues. Cependant, Dubé *et al.* (1994) rapportent qu'en sol forestier acide, l'accumulation d'ammonium, à la suite de l'addition répétée de fertilisants azotés, peut résulter en une nitrification et en des pertes possibles d'azote sous forme de nitrates.

1.4.1.1.2 Immobilisation

L'immobilisation opère à l'inverse de la minéralisation. L'azote minéral est assimilé par la microflore qui le convertit en azote organique. L'équilibre minéralisation-immobilisation de l'azote (*i.e.* minéralisation nette) est largement conditionnée par le rapport C/N des débris organiques. Un rapport supérieur à 20-30 favorise l'immobilisation. Lorsque le rapport C/N baisse en bas de ce seuil critique, la minéralisation brute excède l'immobilisation et l'azote minéral peut alors s'accumuler (Camiré, 1992).

Une différence majeure entre les applications de boues en forêt et ceux en milieu agricole est la grande quantité de matière organique dans les sols forestiers. Ce grand réservoir organique possède typiquement un rapport C/N élevé et peut immobiliser une quantité significative d'azote (Zasoski et Edmonds, 1986). Cependant, un pH acide peut réduire l'activité biologique, et donc diminuer l'immobilisation même avec un rapport C/N favorable (Burton *et al.*, 1986).

1.4.1.1.3 Volatilisation

En milieu alcalin, l'ion ammonium cède un proton (H^+) et devient de l'ammoniac (NH_3). L'ammoniac produit se volatilise aisément et peut donc être perdu sous forme gazeux. Puisqu'en général, les boues sont légèrement alcalines, une partie de l'azote ammoniacal peut être perdu par volatilisation (King, 1976). Des pertes de 25 à 62% d'azote ont été attribuées à la volatilisation de l'ammoniac, suite à l'application de boues en surface du sol (Henry *et al.*, 1990). Des facteurs environnementaux tels que le vent et des températures élevées peuvent accentuer ces pertes. Cependant, les pertes en surface du sol ne sont pas nécessairement des pertes de l'écosystème car le feuillage des arbres peut capter des quantités importantes de NH_3 ou NH_4 . Aussi, la volatilisation ammoniacale est peu probable pour des sols avec un pH de 6 et moins, ce qui est le cas de la majorité des sols forestiers (Camiré, 1992). À cet effet, Burton *et al.* (1986) ont attribué un plus haut niveau d'azote ammoniacal, dans le sol d'une pinède, à un pH

acide qui diminue les pertes par volatilisation de même qu'à une pénétration des boues plus en profondeur dans la litière. Par conséquent, les boues incorporées au sol seront moins sujettes aux pertes d'azote par volatilisation (Gangbazo *et al.*, 1993) que les boues épandues en surface du sol. En forêt, l'incorporation n'est guère praticable, sauf dans le cas où les boues sont appliquées après une coupe à blanc. Le choix de boues à faible teneur en azote ammoniacal minimiserait les pertes gazeuses d'ammoniac.

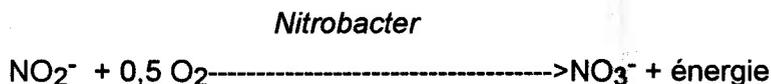
1.4.1.1.4 Nitrification

La nitrification est effectuée soit par des autotrophes obligatoires soit par des hétérotrophes, mais l'importance de ces derniers est relativement faible. La réaction se fait en deux étapes, soient la nitritation (ou nitrosation) et la nitratation (Camiré, 1992; Couillard, 1993).

- la nitritation



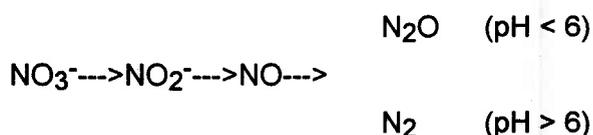
- la nitratation



Une présence adéquate d'ammonium dans le sol, une forte tension d'O₂ et un pH de 6,5 favorisent la nitrification. Les conditions très acides de plusieurs sols forestiers et la faible teneur du sol en NH₄⁺ qui est rapidement immobilisé limitent la nitrification. Une nitrification moindre des boues appliquées dans une pinède a été attribuée aux conditions plus acides de ce site où un pH de 4,2 avait été mesuré (Burton *et al.*, 1986). Il est intéressant de remarquer que lorsque la nitrification s'opère, des protons sont libérés contribuant ainsi à augmenter l'acidité du sol. Un pH plus acide diminue la capacité de rétention des cations.

1.4.1.1.5 Dénitrification

La dénitrification se produit lorsque des nitrates sont présents dans un environnement dépourvu d'oxygène et contenant suffisamment de carbone disponible permettant aux bactéries anaérobies, capables d'utiliser cette source d'énergie, de transformer les nitrates en N₂ ou N₂O gazeux (King, 1976).



Les conditions de l'environnement favorisant la dénitrification sont : 1) la présence de NO_3^- , 2) une faible tension en O_2 ; 3) une matière organique facilement décomposable et 4) une température adéquate. La dénitrification prend donc une importance dans les sols où la nitrification nette est importante et qui sont marqués par des alternances d'aérobiose et d'anaérobiose (Camiré, 1992). L'application de boues au sol peut engendrer de telles conditions. La décomposition de matière organique ajoutée via les boues peut produire des microsites anaérobies où la demande biologique en oxygène excède la quantité d' O_2 disponible. Ce phénomène s'accroît lors de l'apport d'une quantité excessive de boues liquides ou solides qui sature le sol en eau et/ou obstrue les pores essentiels à la diffusion de l'oxygène. Une partie de l'azote apporté par les boues pourrait alors être perdue par dénitrification. King (1976) rapporte des pertes par dénitrification de l'ordre de 15 à 38% de l'azote ajouté par des boues.

1.4.1.1.6 Rétention sur les sites d'échanges

L'ammonium (NH_4^+) peut être adsorbé sur les complexes d'échanges cationiques, fixé chimiquement sur les matières humiques et/ou fixé sur les argiles 2:1. Cependant, compte tenu de leur charge négative, les nitrates seront beaucoup moins retenus sur les sites d'échanges que les ions ammonium et pourront davantage être lessivés en profondeur, d'où le risque de contamination des eaux souterraines.

1.4.1.1.7 Lessivage

Puisque les conditions forestières restreignent le ruissellement en surface, le lessivage en profondeur des composantes des boues est le problème majeur de la qualité de l'eau et parmi ces composantes, les nitrates sont le problème numéro un (Zasoski et Edmonds, 1986). Malgré que les différents écosystèmes forestiers varient largement dans leur vulnérabilité au lessivage des nitrates, le risque de contamination de la nappe phréatique suite à l'épandage de boues d'épuration existe (Brockway et Urie, 1983). Henry *et al.* (1990) ont relevé plusieurs études traitant du lessivage des nitrates suite à l'application de boues en milieu forestier. Les risques de contamination des eaux souterraines par le lessivage des nitrates est probablement le facteur limitant de l'application de boues en forêts (Aschmann *et al.*, 1992; Henry *et al.*, 1990). Dès que la

fertilisation dépasse la capacité d'assimilation de nutriments de l'écosystème, la qualité de l'eau, typiquement élevée en forêt, peut être détériorée (Sopper, 1975).

L'augmentation initiale des nitrates dans la solution du sol résulte de la nitrification de l'azote ammoniacal contenu dans les boues suivie de la minéralisation de l'azote organique (Hart *et al.*, 1988). Les nitrates sont lessivés à travers des macropores interconnectés le long du profil du sol (Sidle et Kardos, 1979). L'augmentation des nitrates peut survenir immédiatement après le premier événement de recharge des eaux souterraines suivant l'application (Hart *et al.*, 1988). La quantité lessivée en profondeur sera fonction du type de forêt, des conditions climatiques et des doses de boues apportées (Beauchemin *et al.*, 1993). Wells *et al.* (1986) ont également démontré que l'âge des arbres, la couverture végétale et le type de boues influençaient la quantité de nitrates lessivés. Par la suite, des facteurs tels que: la dilution créée par les précipitations, la concentration causée par l'évaporation et la minéralisation saisonnière de l'azote organique, influencent la quantité de nitrates dans la nappe phréatique et particulièrement celle dans la solution du sol (Brockway et Urie, 1983).

L'utilisation de la norme de l'eau potable, soit 10 mg N L^{-1} de $(\text{NO}_2 + \text{NO}_3)\text{-N}$, comme critère comparatif de la qualité de l'eau souterraine se justifie par la très haute qualité de l'eau produite par les écosystèmes forestiers non-perturbés. Une concentration de nitrates supérieure à 10 mg N L^{-1} mesurée dans l'eau de percolation n'indique cependant pas une concentration similaire dans la nappe phréatique (Brockway et Urie, 1983). Le niveau de nitrates dans l'eau de percolation peut être réduit par dénitrification pendant le passage à travers la zone non-saturée et plus tard être réduit par dilution après être entré dans la zone saturée. Cependant, parce que les forêts sont reconnues pour produire une eau souterraine de haute qualité et que les effets à long terme sont mal connus, une approche conservatrice vis-à-vis de la fertilisation par des boues est indiquée. Par exemple, des interventions forestières telles que des coupes à blanc peuvent influencer la destination de l'azote des boues appliquées des années auparavant. Olesen et Mark (1989) ont observé une augmentation de la concentration de nitrates dans l'eau souterraine suite à une coupe à blanc d'une plantation de sapins ayant reçue des boues 12 ans auparavant.

Burton *et al.* (1986) suggèrent de privilégier l'utilisation de boues pauvres en NH_4^+ . Selon eux, lors de l'application de boues liquides en surface, l'azote ammoniacal est le

principal responsable des pertes de nitrates par lessivage. De plus, l'ajout de boues à faible teneur en azote ammoniacal apporte l'azote sous forme organique qui sera minéralisé plus lentement au lieu d'être perdu vers l'atmosphère par volatilisation.

1.4.1.1.8 Doses

Suite à l'analyse de plusieurs études sur l'utilisation de boues en milieu forestier, Riekerk (1982) conclut qu'en général, des problèmes environnementaux peuvent survenir suite à l'application de doses supérieures à $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ d'azote total. Le tableau 1.10 résume quelques études réalisées depuis le début des années 80 sur le lessivage des nitrates en fonction de la quantité de boues ajoutées et des types de sites récepteurs. On constate que les réponses des écosystèmes diffèrent les uns des autres, mais qu'il est possible d'appliquer des boues en forêt sans risque extrême d'atteindre des concentrations excessives d'éléments dans la solution du sol. Par exemple, l'application de plus fortes doses de boues aux forêts en croissance active apparaît être une bonne stratégie pour laquelle l'addition de nutriments à la forêt n'ira pas à l'encontre de la protection de la qualité des eaux souterraines (Brockway et Urie, 1983; Wells *et al.*, 1986).

De façon générale, le taux d'application de boues recommandé pour des zones forestières dépendra des caractéristiques des boues, des propriétés du sol, des fluctuations annuelles de la profondeur de la nappe phréatique, des conditions hydrologiques, du type et de l'âge du couvert forestier (Brockway et Urie, 1983). Conséquemment, pour une fertilisation judicieuse et un contrôle de la qualité de l'eau, le taux d'application de boues devrait être adapté aux caractéristiques des sites forestiers récepteurs et aux propriétés des boues utilisées. Compte tenu de la diversité des écosystèmes forestiers, de la variabilité des caractéristiques des boues et du nombre relativement restreint d'études dans le domaine, l'application d'une dose spécifique à un événement de valorisation sylvicole est pour le moment utopique. Le développement d'un modèle de prédiction des risques de lessivage des nitrates à partir des différentes composantes de l'écosystème visé et des boues utilisées devient indispensable (Zasoski et Edmonds, 1986). Haith *et al.* (1992) ont développé un modèle mathématique pour évaluer la quantité de boues à appliquer en forêt pour respecter la norme de qualité de l'eau souterraine en ce qui concerne la concentration des nitrates. Les limitations d'un tel modèle sont encore trop nombreuses compte tenu du nombre restreint de paramètres

Tableau 1.10: Résumé de quelques études ayant évalué le risque de contamination de la nappe phréatique par les nitrates suite à l'application de boues d'épuration en milieu forestier.

Auteurs	Type de forêt	Type de boues	Doses épanchées kg N total/ha (kg N disp./ha)*	[nitrates] max mg/L (profondeur)	Observations
Brockway et Urie (1983) (Michigan)	Plantation de pins (36 ans)	liquides	287 à 1160 (145 à 590)	16 (1,2 m)	Après 2 ans, la [NO ₃] revient à la normale.
	Coupe à blanc récente	liquides	689 à 2760 (350 à 1400)	50 (1,2 m)	Maximum obtenu après la fonte de la neige.
Burton <i>et al.</i> (1986) (Michigan)	Forêt de peupliers (10 ans)	liquides	560 (433)	11,1 (nappe)	
	Forêt de feuillus (50 ans)	liquides	783 (605)	0,6 (nappe)	
	Plantation de pins	liquides	380 (294)	3,0 (nappe)	
Wells <i>et al.</i> (1986) (Caroline du Sud)	Plantation de pins (1 an)	liquides	400 (240)	60 (1 m)	Après 18 mois, la [NO ₃] revient à la normale pour tous les traitements.
		liquides	800 (480)	72 (1 m)	Emploi d'herbicides pour contrôler la repousse.
Aschmann <i>et al.</i> (1992) (Maryland)	Forêt mixte (mature) (loam fin; pH = 4,6)	solides	630 (200)	55 (1 m)	
		liquides	400 (240)	7 (1 m)	
		liquides	800 (480)	13 (1 m)	
		solides	630 (200)	3 (1 m)	
		liquides	400 (240)	5 (1 m)	
		liquides	800 (480)	20 (1 m)	
Medalie <i>et al.</i> (1994) (New Hampshire)	Forêt de feuillus (30 ans) (loam sableux fin)	liquides	400 (120)	4 (1 m)	Après 1 an, la [NO ₃] revient à la normale.
		liquides	800 (240)	35 (1 m)	Après 2 ans, la [NO ₃] fluctue autour de 20 mg/L.
		liquides	800 (240)	< 1 (1 m)	Après 2 ans, la [NO ₃] fluctue autour de 20 mg/L.
		liquides	200 (60)	30 (0,8 m)	Sous les limites de détection pendant 5 mois suivant l'application.
		liquides	400 (120)	90 (0,8 m)	
		liquides	800 (240)	70 (0,8 m)	
		liquides	199 à 740 (173 à 643)	0 (0,6 m)	

* N disponible = N inorganique + 0,3 N organique (Menviq *et al.*, 1991)

considérés et de l'absence de données pour évaluer sa fiabilité. En attendant des modèles plus complets, les doses maximales permises devraient à tout le moins être établies de façon à protéger l'environnement le plus vulnérable.

1.4.1.2 Comportement du phosphore dans le sol et l'eau de percolation

Le phosphore se présente sous forme organique ou inorganique (tableau 1.7). Dans le sol minéral, la forme organique représente de 25 à 55% du contenu total en phosphore (Beauchemin *et al.*, 1993). La quasi-totalité du phosphore total du sol existe sous des formes non accessibles pour les plantes. Le phosphore disponible est celui qui existe sous forme d'orthophosphate (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-}) dans la solution du sol ou sous une forme susceptible d'alimenter rapidement la solution du sol (Camiré, 1992). L'équilibre de la concentration du phosphore en solution est régi, d'une part, par le taux de minéralisation du phosphore organique et de mobilisation du phosphore minéral et, d'autre part, par les réactions de fixation de l'orthophosphate soluble en forme peu solubles. Suite à l'éluviation d'une colonne de sol avec une solution d'orthophosphates solubles, on constate que même après lavages répétés, une infime partie du phosphore ajouté se retrouve dans l'éluat. Le phosphore est donc retenu sous une forme non soluble dans le sol. Il évolue de la sorte vers des formes très peu solubles (rétroversion).

Les mécanismes responsables de la rétention du phosphore dans le sol sont les réactions d'adsorption, de précipitation et d'immobilisation. Les ions phosphoriques, électronégatifs, peuvent être adsorbés sur les surfaces d'hydroxydes de fer et d'aluminium, sur les surfaces argileuses, sur la calcite et sur les complexes organométalliques (Karam, 1993). Dans les sols acides, le phosphore forme des composés très peu solubles avec le Fe^{3+} et l' Al^{3+} , des composés plus solubles avec le Ca^{2+} et le Mg^{2+} à des pH près de la neutralité et des composés très peu solubles avec le Ca^{2+} dans les sols alcalins (Beauchemin *et al.*, 1993). L'horizon B des podzols est capable de fixer des quantités phénoménales de phosphore, en raison notamment de l'accumulation d'oxydes hydriques d'Al et de Fe (Camiré, 1992). Et tout comme l'azote, le phosphore peut être immobilisé par la communauté microbienne lorsque le rapport C/P est élevé (James et Aschmann, 1992). Cependant, le phosphore organique constitue une réserve plus facilement mobilisable que le phosphore minéral d'inclusion. Ces mécanismes de rétention dans le sol font du phosphore un élément relativement

immobile qui tend à s'accumuler en surface du sol lorsque des engrais phosphatés sont ajoutés (Chang *et al.*, 1983).

Le phosphore apporté par les boues tend également à s'accumuler en surface du sol. Chang *et al.* (1983) ont noté une augmentation du phosphore soluble dans la zone d'incorporation (0-15 cm) de boues compostées. Cependant, ils n'ont observé aucune augmentation significative de phosphore soluble sous la zone d'incorporation. Le phosphore lié au Fe et à l'Al a pour sa part augmenté de façon significative jusqu'à 45 cm de profondeur. Les quantités de phosphore ajoutées par les boues variaient de 0 à 6680 kg ha⁻¹.

Dans une étude réalisée dans une forêt feuillue de 60 ans à Hubbard Brook au New Hampshire (Hornbeck *et al.*, 1979), la concentration de phosphore totale dans la solution du sol et dans les cours d'eau était en moyenne de 0,7 à 0,8 µg L⁻¹. L'application de boues sur ce site forestier n'a pas causé de changements mesurables de ces valeurs. La quantité de phosphore total appliqué était de 56 et 11 kg ha⁻¹. La faible quantité de phosphore disponible des boues et la grande capacité de rétention du phosphore du sol de Hubbard Brook ont contribué à l'obtention de ces résultats. Riekerk et Zasoski (1979) ont aussi observé une forte capacité de fixation du phosphore pour des sols loameux et de gravier. Seulement une dose extrême de boues (8000 kg de phosphore ha⁻¹) a provoqué une augmentation significative de la concentration de phosphore dans la solution du sol au niveau de l'horizon C. Le développement de conditions anaérobies sous la couche de boues a pu, dans ce cas, réduire la fixation du phosphore par les oxydes de fer.

Ces études s'ajoutent à d'autres (Medalie *et al.*, 1994; Wells *et al.*, 1986; Grant et Oleson, 1983; Stednick et Wooldridge, 1979) et tendent toutes à démontrer que le phosphore ajouté par l'application de boues demeure à peu près immobile dans le sol lorsque les boues sont utilisées comme suppléments nutritionnels. Par conséquent, le lessivage du phosphore n'est pas la principale voie de contamination des eaux. Le phosphore, en raison de sa forte rétention aux particules du sol, migre généralement en associations avec les sédiments par le biais du ruissellement.

1.4.1.3 Comportement des métaux lourds dans le sol et l'eau de percolation.

Dans le sol, les cations métalliques sont présents sous différentes formes : (1) ions simples ou complexés dans la solution du sol; (2) ions facilement échangeables; (3) liés organiquement; (4) incorporés ou co-précipités avec des oxydes, des carbonates, des phosphates ou d'autres minéraux secondaires; ou (5) incorporés aux cristaux des minéraux primaires (Lake *et al.*, 1984). Les trois premières formes sont possiblement en équilibre entre elles, cet équilibre étant affecté par le pH, le POR et la concentration des métaux et des ligands (Viet, 1962). Les cations métalliques présents dans le sol sous ces trois formes sont considérés les plus disponibles pour les plantes. Les formes 4 et 5 représentent un degré décroissant de disponibilité (Soon et Bates, 1982).

L'application de boues sur le sol altérera la distribution des cations métalliques entre les différentes formes physico-chimiques et affectera alors leur disponibilité pour la plante. Inévitablement, la méthodologie utilisée pour déterminer la concentration des diverses formes des métaux lourds dans le sol et dans les boues devra être raffinée et standardisée afin que les normes concernant l'ajout de métaux aux sols soient exprimées en terme de concentration "disponible" et non en terme de concentration totale de métaux lourds (Lake *et al.*, 1984) (voir section 1.1.4).

Quoique des changements s'observent avec le temps, les formes de métaux lourds dans les sols amendés avec des boues reflètent celles présentes dans les boues elles-mêmes (Emmerich *et al.*, 1982; Sposito *et al.*, 1982). Les formes dominantes sont celles liées à la matière organique, celles liées aux carbonates et les formes résiduelles. La compréhension des processus qui pourraient éventuellement amorcer une mobilisation de ces formes de métaux dans les sols amendés, vers des fractions plus disponibles pour les organismes, est nécessaire pour évaluer les risques de contamination des sites récepteurs.

1.4.1.3.1 Mobilité

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 1.1 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

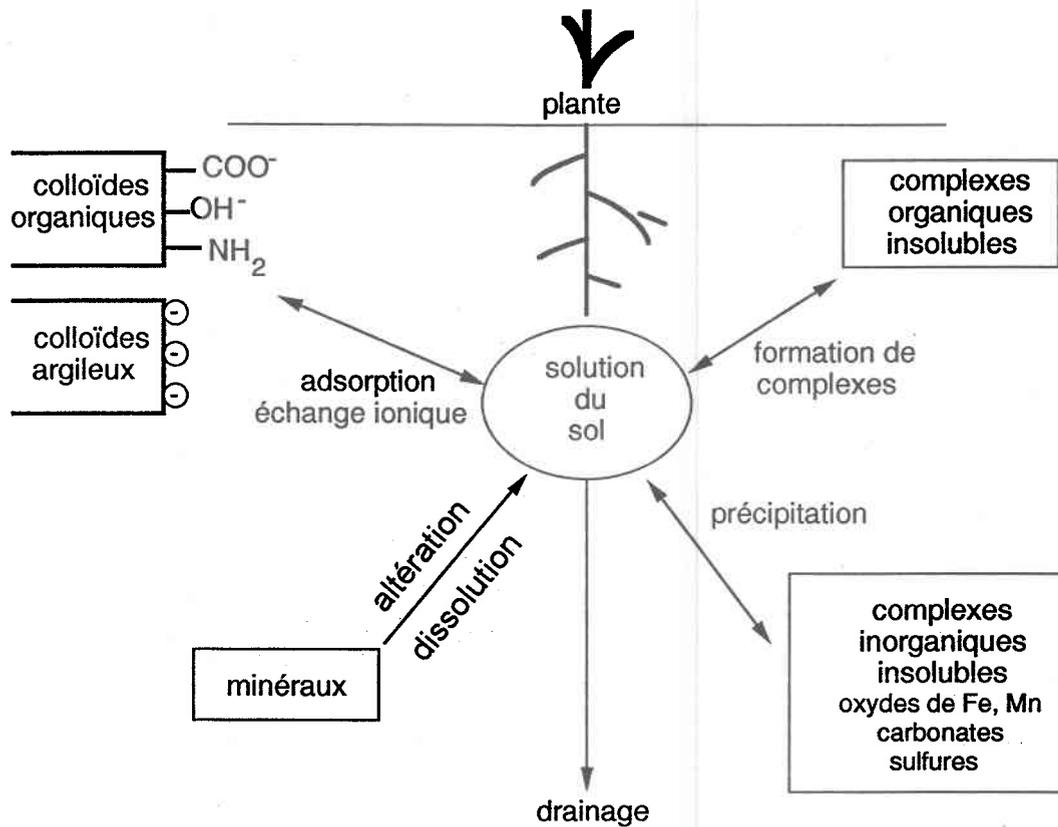


Figure 1.1: Évolution des métaux lourds dans les sols amendés par des boues.

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 (Polan et Jones, 1992). Rappelons que les charges négatives chez les minéraux argileux résultent: (1) des substitutions isomorphes (*i.e.* substitution de Si^{+++} et Al^{+++} par des ions de dimensions équivalentes mais de charges inférieures); et (2) de la neutralisation incomplète de charges d'atomes terminaux aux extrémités des couches. Dans le cas des colloïdes humiques, le développement des charges négatives provient de la dissociation de groupements carboxyliques (R-COOH), de groupements hydroxyles phénoliques et énoliques (R-OH), de groupements carbonyles (R=O) et de groupements amides (R-NH_2). Compte tenu du caractère amphotère de l'humus, le développement de charges négatives augmente avec l'augmentation du pH (Camiré, 1992).

Korte *et al.* (1976) ont démontré que le pH était le facteur principal qui contrôlait les mouvements des métaux lourds 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 (Beauchemin *et al.*, 1993).

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, la rétention par mécanismes d'échange de cations devient prédominante (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: $Cd > Zn > Cu$. 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; le Zn devra être considéré comme une source de contamination importante. Comme pour le Zn, même si le Cd dans l'eau de percolation pour cette étude était inférieur aux normes,

la quantité de Cd atteignant 120 cm de profondeur en relation avec la quantité appliquée par les boues pourrait être autrement si la concentration de Cd dans les boues appliquées avait été supérieure, 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 (Beauchemin *et al.*, 1993).

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 dans 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 du 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. En contrepartie, l'absorption des métaux à la surface de la matière organique particulière pourrait entraîner une diminution de la mobilité des métaux dans les sols (Karapanagiotis *et al.*, 1991).

D'autre part, la persistance des métaux lourds 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 lourds appliqués au sol via des boues d'épuration peuvent persister indéfiniment dans des couches superficielles (McGrath et Lane, 1989), et

devenir assimilables pour la plante 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 conduiraient à la libération rapide des métaux contenus dans la couche d'humus (Hart *et al.*, 1988).

En somme, les métaux lourds 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 à la mobilisation 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 sur 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 de sols et des composantes des écosystèmes qui leur sont rattachées.

1.4.1.3.2 Prélèvement par les plantes

Plusieurs études ont démontré que les plantes prélevaient une quantité substantielle de métaux additionnels à partir de sols amendés par des boues. L'accumulation des métaux par les plantes varie en fonction de l'espèce, des propriétés physiques et chimiques des sols et des boues, de la concentration et des formes de métaux (Harrison *et al.*, 1990).

Des propriétés spécifiques à l'espèce végétale telles que la géométrie de la racine (rayon, présence de poils absorbants et/ou de mycorhizes) et la physiologie de l'assimilation des métaux par les racines (pouvoir absorbant des racines, effets des exsudats racinaires) sont des facteurs importants contrôlant le prélèvement des métaux traces par les plantes. En plus des variables propres à l'espèce végétale, des variables édaphiques influencent le prélèvement des solutés suite à l'application de boues. Ce sont la concentration des métaux en solution et celle des formes labiles adsorbées et la distribution des métaux selon les différentes formes dissoutes (ion libre et formes complexées) (Page *et al.*, 1987).

Sauerbeck (1991) a observé que le prélèvement des métaux variait en fonction de l'espèce végétale et du métal concerné, mais qu'en général les dicotylédones (comprenant entre autres les plantes potagères) absorbaient plus de métaux lourds que les monocotylédones (e.g. les céréales). Il a aussi observé que les organes végétatifs contenaient plus de Cd et de Zn que les organes reproducteurs. Seulement le Cu et le Ni étaient préférentiellement transloqués vers les fruits et les graines. Comparativement au contenu du sol, les racines ont accumulé le Cd, Zn, Ni et Cu, mais pas le Pb et Cr. Seulement le prélèvement de Cd, Zn et Ni a augmenté avec l'acidité du sol, mais aucun prélèvement significatif n'a été mesuré pour le Cu, Pb et Cr.

Plusieurs extractants ont été utilisés afin de déterminer la quantité de métaux assimilés par les plantes. Cependant, aucun n'est applicable à une grande variété de sols et de végétaux. Idéalement, un même type d'extraction pour le sol, les boues et les sols amendés devrait être utilisé pour prédire l'éventuel prélèvement des métaux traces par les plantes (Page *et al.*, 1987).

Peu d'études de l'influence de la composition chimique des boues sur la biodisponibilité des métaux dans les sols amendés sont disponibles. La concentration des métaux en solution dépend particulièrement de la présence d'agents précipitants ou co-précipitants (Fe et Al), de la force des liaisons aux sites d'adsorption organique et minérale, du pourcentage de saturation des sites d'adsorption et de la présence de ligands dissous capables de complexer les métaux traces. Si ces dernières caractéristiques chimiques sont semblables d'un type de boues à l'autre, la disponibilité des métaux traces pour les plantes augmente avec l'augmentation de la concentration des métaux dans les boues (Page *et al.*, 1987). Jing et Logan (1992) ont observé, pour un même taux d'application de Cd, que le prélèvement des plantes était proportionnel à la concentration de Cd dans les boues et que le Cd des boues extrait par $\text{CaNO}_3/\text{EDTA}$ était la forme la plus fortement corrélée à la concentration de Cd assimilé par la plante (hybride du sorgho). Cette étude a aussi appuyé l'hypothèse de Corey *et al.* (1987) et Logan et Feltz (1984) voulant que le phosphore des boues réduise la solubilité du Cd par co-précipitation en divers phosphates.

Si une concentration élevée de métaux dans les boues augmente la quantité de métaux prélevés par les plantes, inversement, des boues faiblement contaminées pourraient

diminuer la biodisponibilité des métaux par liaison avec la matière organique et réduire ainsi le prélèvement suite à l'ajout de boues au sol (Jing et Logan, 1992; Corey *et al.*, 1987).

Le prélèvement des métaux par les plantes est aussi fonction du contenu du sol en matière organique, de la CEC, du pH, de la texture du sol, des oxydes de Fe et de Mn et de la température (Harrison *et al.*, 1990). En général, le prélèvement des métaux augmente avec la diminution du pH. Cependant la compétition des ions H^+ avec le Cd^{2+} , qui existe à faible pH au niveau de l'assimilation par les plantes, peut expliquer le fait que le prélèvement n'est pas aussi important que l'augmentation de la solubilité du métal ne le laisserait présager (Hatch *et al.*, 1988). De plus, aucune relation concluante n'a été observée entre la CEC et le prélèvement des métaux par les plantes sur des sols amendés (Page *et al.*, 1987).

1.4.1.3.3 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 problématique particulière de l'aluminium dans les sols forestiers québécois, 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, soit celles 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 de sol supérieurs 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 microorganismes 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 sont mobilisés et transportés 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. Les concentrations de l'Al en solution dans le sol pourraient alors augmenter puisqu'elles sont fortement dépendantes du pH.

1.4.2 Effets des contaminants inorganiques des boues dans le sol et dans l'eau de percolation

1.4.2.1 Effets de l'azote dans l'eau de percolation

Les nitrites et nitrates véhiculés dans l'eau de percolation sont les composantes issues des boues les plus susceptibles de contaminer les eaux souterraines. Ce genre de contamination est souvent dramatique étant donné le temps de renouvellement très long de ces eaux et la condamnation possible d'une eau potable. Des concentrations supérieures à 25 mg L⁻¹ de nitrates dans l'eau consommée peuvent conduire à la méthémoglobinémie infantile. Cette maladie est causée par une transformation de l'hémoglobine en méthémoglobine provoquant un phénomène d'asphyxie (Dubé *et al.*, 1994). La concentration à ne pas dépasser dans l'eau de consommation est de 10 mg N L⁻¹. Cette valeur a été établie en considérant qu'aucun cas d'intoxication n'a été observé lorsque la concentration d'azote était inférieure à cette limite.

1.4.2.2 Effets d'un excès d'éléments nutritifs dans le sol

Une concentration excessive d'azote dans le sol peut avoir des répercussions négatives sur les végétaux et autres organismes qui y vivent. Par exemple, un excès d'azote par un apport tardif d'engrais minéral retarde l'aoûtement et rend la plante vulnérable au gel (Camiré, 1992). Boxman *et al.* (1991) ont observé qu'un excès d'ammonium pouvait conduire à une augmentation du ratio "tige/racine" (à 21 mg N-NH₄ L⁻¹), à une réduction de la biomasse des racines fines (à 2 mg N-NH₄ L⁻¹), de même qu'à une diminution du degré de mycorhization (à 2 mg N-NH₄ L⁻¹).

À long terme, des apports importants d'ammonium peuvent conduire à une carence nutritionnelle substantielle (Boxman *et al.*, 1991). En effet, la nitrification de l'ammonium ou le prélèvement de l'ammonium par les plantes qui équilibrent cette absorption par une

exsudation racinaire d'un proton, peuvent causer une acidification du sol. Dans les sols acides, la saturation en base est faible, les sites d'échange étant occupés en grande partie par Al^{+++} et H^+ . L'acidification des sols acides peut conduire à la mise en solution de l'aluminium en concentration suffisamment importante pour restreindre non seulement la croissance des plantes, mais aussi les processus microbiologiques qui rendent les éléments nutritifs disponibles pour les plantes (Foy, 1988).

Quelques études montrent que les boues d'épuration fraîchement apportées au sol peuvent diminuer le taux de survie des semis des arbres; la toxicité serait attribuable aux concentrations excessives en ions NH_4^+ et en sels dans la solution du sol (Riekerk, 1982; Grenier et Couillard, 1988). D'autre part, l'application de fortes doses de boues peut entraîner des conditions anoxiques dans le sol et causer des dommages aux systèmes racinaires (Bayes *et al.*, 1987).

L'activité de la biomasse microbienne du sol est généralement stimulée par un apport d'azote et de phosphore. Bien que cette activité soit généralement favorable au recyclage des nutriments, elle peut également se traduire par un risque accru de contamination des eaux par les nitrates si la quantité d'azote nitrifié est supérieure aux besoins de l'écosystème (Beauchemin *et al.*, 1993). D'autre part, un apport de fertilisants azotés pendant plusieurs années peut diminuer les populations de champignons (actinomycètes et mycorhizes) et l'activité microbienne.

1.4.2.3 Effets de l'ajout d'éléments nutritifs sur l'habitat forestier

L'ajout d'éléments nutritifs dans un écosystème forestier peut avoir des répercussions favorables sur la productivité de la végétation de même que sur la qualité nutritionnel du feuillage en particulier lorsque les amendements sont apportés sur des stations pauvres (Haufler et West, 1986). Les herbivores en tireront profit et s'accroîtront en nombre et en espèces. De petits mammifères ont ainsi vu leur population augmenter dans les aires amendés par des boues. Cependant, l'application de boues en milieu forestier peut produire un certain nombre de changements dans la communauté végétale. Un changement de la composition des espèces peut être induite par l'introduction de nouvelles espèces par les graines contenues dans les boues ou par la compétition des espèces favorisées par l'enrichissement nutritif. Dans les peuplements bien établis et faiblement perturbés, peu de changements ont été observés. Cependant, l'application de boues sur des coupes récentes a réduit ou éliminé la régénération des espèces

ligneuses, et ce à cause de la croissance rapide des plantes herbacées et de l'augmentation du nombre de petits mammifères qui ont brouté les jeunes plantules.

D'autre part, Lynn *et al.* (1992) ont observé une réduction de la diversité des espèces herbacées et un retard dans l'émergence des espèces restantes après l'application d'une forte dose de boues ($400 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, 4 cm d'épaisseur), contrairement aux faibles doses (100 et $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) où peu de changements ont été observés.

Des effets indirects de la fertilisation minérale des milieux forestiers ont aussi été rapportés (Dubé *et al.*, 1994). L'application de fertilisants entraînerait indirectement le développement de la résistance aux insectes et aux maladies en augmentant la vigueur des plants. Et inversement, la croissance rapide des arbres peut également favoriser l'infestation de certaines plantations d'arbres par les insectes. Les fertilisants peuvent en effet modifier le comportement alimentaire des insectes en agissant sur les propriétés attractives et la valeur nutritionnelle des végétaux.

Les effets à long terme de l'addition d'éléments nutritifs par des boues sur l'équilibre des écosystèmes forestiers sont mal connus et nécessiteront de plus amples investigations.

1.4.2.4 Effets des métaux lourds sur la faune

A court terme, les métaux des boues municipales ne semblent pas nuire à la faune (Beauchemin *et al.*, 1993). Les concentrations retrouvés dans les organes des petits et des grands mammifères n'étaient pas suffisamment élevées pour entraîner des lésions. Les insectivores ont tendance à accumuler plus de métaux que les herbivores ou les granivores-omnivores (Haufler et West, 1986). Cependant, les effets toxiques peuvent être masqués par l'effet favorable de l'amélioration de la qualité nutritive des plantes. Les effets à long terme devront être vérifiés. D'autre part, les vers de terre ont été identifiés comme pouvant concentrer quelques éléments, en particulier le Cd. Les niveaux trophiques supérieurs devront être étudiés pour y déceler toute bioaccumulation de cet élément hautement toxique.

1.4.2.5 Effets des métaux lourds sur la flore

Certains métaux sont des oligo-éléments indispensables à la nutrition des plantes et leur présence, sous forme de trace, dans les boues est bénéfique; ce sont le zinc, le cuivre, le nickel, le bore, le fer, le molybdène et le manganèse. Cependant, en trop grande concentration, ces métaux deviennent phytotoxiques et risquent de diminuer les

rendements en inhibant la croissance des végétaux. L'inhibition peut aussi se produire lorsque la concentration d'un métal empêche la plante de puiser, dans le milieu, un autre élément essentiel. Par exemple, le zinc, le cadmium, le fer et le nickel, en trop grande quantité, empêchent la plante de prélever le phosphore du sol.

Certains autres métaux présents dans les boues tels que le plomb, le cadmium, le mercure et le chrome ne sont pas essentiels à la nutrition des végétaux. Ces métaux peuvent être soit phytotoxiques et avoir des effets délétères tels que mentionnés précédemment ou peuvent être, à certaines concentrations, non toxiques pour les plantes, mais nuisibles pour les animaux qui consomment les végétaux ayant assimilé ces métaux. Ce type de métal représente un danger en termes d'accumulation dans les sols récepteurs, de passage dans la chaîne alimentaire et de contamination des écosystèmes naturels (MENVIQ *et al.*, 1991).

L'accumulation des métaux le long de la chaîne alimentaire ne semble pas un problème réel, puisque la quantité de métaux qui est normalement toxique pour les plantes est moins élevée que la concentration qui est nuisible pour les animaux dont les humains. Cependant, il en est autrement pour le cadmium. En effet, parmi les métaux présents dans les boues, le cadmium est le plus nuisible pour l'être humain. Le cadmium n'est généralement pas phytotoxique aux teneurs trouvées dans les plantes. Par contre, cet élément, dont la demi-vie chez l'humain est très longue, s'accumule dans le foie et les reins des humains et des animaux, et une exposition chronique peut endommager les tubes urinaires. Des efforts importants devront être faits pour s'assurer que les épandages ne feront pas augmenter les quantités de cadmium absorbées avec la nourriture et l'eau (Environnement Canada, 1985).

1.4.2.6 Effets des métaux lourds sur les champignons

Les champignons peuvent influencer le recyclage des métaux en prélevant des éléments traces qui, par la suite, deviennent disponibles pour la consommation et peuvent être incorporés dans les niveaux trophiques supérieurs. La concentration des métaux dans le carpophore des champignons a été significativement plus élevée sur des sites amendés par des boues lorsque toutes les espèces étaient considérées (Zabowski *et al.*, 1990). Cependant, la spécificité des espèces semble être le facteur le plus important pour prédire le prélèvement des métaux des sols contaminés et l'inclusion possible dans le chaîne alimentaire.

Certains types de champignons, les champignons mycorhiziens, peuvent former une symbiose mutualiste avec les végétaux supérieurs. Ces champignons s'associent aux racines des plantes et leur fournissent certains éléments nutritifs (en particulier le phosphore) et en retour reçoivent des sucres complexes de leur hôte. Les mycorhizes jouent un rôle très important dans les sols forestiers. Les hyphes des champignons prolongent le système racinaire des plantes, leur donnant accès à un plus grand volume de sol et d'éléments nutritifs. Les effets des métaux lourds sur les mycorhizes sont mal connus.

Des chercheurs ont constaté une diminution de la présence de mycorhizes dans des sols contaminés par des métaux lourds issus d'application de boues (Koomen et McGrath, 1990; Boyle et Paul, 1988; Keller, 1988; Bettioli *et al.*, 1986). Cependant, il semble que les réactions de ces champignons aux stress environnementaux varient d'une espèce à l'autre et même d'une souche à l'autre à l'intérieure d'une même espèce (Willenborg *et al.*, 1990; Bettioli *et al.*, 1986; Berry, 1985). En effet, certains champignons mycorhiziens ont démontré un potentiel d'adaptation dans des sols contaminés par des métaux (Weissenhorn *et al.*, 1993; Colpaert et van Assche, 1987). De plus, les mycorhizes pourraient jouer un rôle dans la détoxification des métaux (Turnau *et al.*, 1993) et constituer une barrière racine/tige en accumulant les métaux au niveau de la racine et en limitant leur translocation vers la tige (Dehn et Schuepp, 1990).

À la lumière de ces résultats, les réponses des mycorhizes aux métaux lourds présents dans les sols amendés par des boues méritent certainement de plus amples investigations. Il apparaît important de déterminer les concentrations considérées non dommageables et ce pour les espèces les plus sensibles. La disparition d'une ou de plusieurs espèces de champignons mycorhiziens n'est assurément pas souhaitable dans un objectif de conservation de la diversité des espèces et des plantes vasculaires qui leur sont associées, assurant le maintien de l'équilibre de l'écosystème forestier.

1.4.2.7 Effets des métaux lourds sur la microflore

L'influence des métaux lourds sur l'activité microbienne du sol, qui est une des caractéristiques les plus importantes du sol, doit être également étudiée à fond. Hattori (1992) rapporte que la décomposition de la matière organique et les activités microbiennes sont inhibées dans des sols contaminés avec des métaux lourds et que

l'addition de métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn) au sol inhibe significativement la respiration, la minéralisation de l'azote et la nitrification.

L'influence des métaux lourds sur l'activité microbienne varie en fonction du métal et du type de sol. Parmi les métaux suivants: Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn, le Hg montre les effets les plus significatifs et le Pb les moins importants. Les variations selon le métal semblent être dues à la différence dans la toxicité du métal sur les microorganismes et sur la forme du métal dans le sol. Par exemple, l'influence du Cd sur la minéralisation du carbone et de l'azote varie avec le contenu en Cd dans la solution du sol. D'autres études (Chander et Brookes, 1993) ont montré une diminution de la biomasse microbienne dans des sols amendés par des boues et ont également observé un effet additif du Cu et du Zn.

En ce qui concerne les effets des métaux lourds sur la présence de *Rhizobium*, bactérie fixatrice d'azote, dans les sols contaminés, des études supplémentaires seront nécessaires pour élucider la controverse qui existe présentement. En effet, des recherches (Smith et Giller, 1992) ont mis en évidence que des souches de *Rhizobium* étaient toujours présentes dans des sols où la plante hôte était établie, sans égard au taux de contamination par les métaux. Ces résultats sous-tendent que des souches de *Rhizobium* auraient développé une tolérance à une contamination élevée de métaux lourds (supérieure au maximum permis pour les sols amendés avec des boues) sans perdre leur capacité de fixer N₂. À l'opposé, Giller *et al.* (1989) ont observé que seuls des isolats de *Rhizobium* inefficaces pour la fixation de N₂ étaient capables de survivre dans des sols amendés avec des boues sur une période de 20 ans. Hirsch *et al.* (1993) ont aussi conclu que la population de *R. leguminosarum trifolii* a été radicalement altérée suite à une longue exposition à une contamination par les métaux lourds. Cette modification leur a enlevé la capacité de former une symbiose efficace avec le trèfle blanc et le trèfle rouge.

Les études précédentes ont toutefois été réalisées en milieu agricole. Chang *et al.* (1986) rapportent quelques études en milieu forestier montrant une diminution de la décomposition de la litière et une réduction des populations microbiennes de sols forestiers contaminés par des métaux lourds. La productivité des forêts pourrait alors être affectée par la réduction de la minéralisation des nutriments et de leur recyclage.

Cependant, ces études portaient sur une contamination de métaux de source inorganique.

L'extrapolation de résultats de sites contaminés par des métaux de sources inorganiques (émissions de fonderie, opérations minières, émissions d'automobiles) à ceux résultant de l'application de boues n'est pas nécessairement juste puisqu'il existe une différence entre la chimie des éléments traces issus des boues et ceux provenant d'autres sources anthropiques.

1.4.2.8 Effets de l'aluminium

Des concentrations d'Al supérieures à $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ peuvent conduire à une mortalité chez les poissons. L'augmentation des concentrations d'Al peut également diminuer la disponibilité du phosphore, avoir des impacts sur les processus de formation des sols, sur la santé des communautés végétales et la minéralogie de l'argile (Cronan et Schofield, 1979).

De plus, la phytotoxicité de l'Al pourrait avoir joué un rôle dans le dépérissement de l'épinette rouge par des effets directs de réduction de la biomasse et des effets indirectes dus à l'interférence dans le prélèvement des cations (Miller *et al.*, 1992; Raynal *et al.*, 1990; Schlegel *et al.*, 1992). Des effets semblables ont aussi été rapportés pour les feuillus (Kelly *et al.*, 1990; Thornton *et al.*, 1986).

Thornton *et al.* (1986), lors d'essais réalisés en laboratoire à $\text{pH} = 4,0$, ont observé que des concentrations de 27 mg L^{-1} pouvaient réduire sensiblement la taille des semis; que des concentrations supérieures à 16 mg L^{-1} diminuaient de façon exponentielle la biomasse des semis; que des concentrations de 3 mg L^{-1} conduisaient à une réduction du contenu en Ca des feuilles (17%), de la tige (13%) et des racines (50%) et que $137 \mu\text{g Al g}^{-1} \text{ m.s.}$ dans les feuilles récemment formées constituait le niveau critique de toxicité de l'Al pour une réduction de 20% de la biomasse totale des semis.

Dans leur étude portant sur la nutrition du pin noir (*Pinus nigra*) en culture hydroponique à $\text{pH} = 4,0$, Boxman *et al.* (1991) ont observé qu'un excès d'aluminium en solution (14 mg L^{-1}) produisait une diminution de la biomasse des racines et des tiges, un déclin du système de racines fines et une diminution du degré de mycorhization. À long terme, la

dissolution de l'Al dans les écosystèmes forestiers pourrait conduire à une carence nutritionnelle substantielle.

Il est généralement reconnu que Al^{3+} , $AlOH^{2+}$ et $Al(OH)_2^+$ sont les formes ioniques phytotoxiques dominantes (Kelly *et al.*, 1990). La concentration de ces ions et leur ratio sont fortement dépendants du pH. La phytotoxicité de l'Al n'est pas observé pour des pH inférieurs à 4,5 en raison de la précipitation de l'Al en hydroxyde. Cependant, à des valeurs de pH inférieures à 4,5, même pour de légère diminution de pH, l'activité de l'Al en solution peut augmenter considérablement. En effet, les concentrations d'Al en solution augmentent de façon exponentielle avec une diminution de pH pour des valeurs inférieures à 4,5.

1.4.2.9 Effets des métaux lourds lors de la valorisation agricole vs sylvicole

Les conséquences de l'ajout de métaux lourds par le biais de l'application de boues sur des terres agricoles ont largement été étudiées. Cependant, nos connaissances sur les effets des éléments traces, issus des boues, sur les écosystèmes 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 de l'eau, du sol, de la végétation, de la chaîne alimentaire et des microorganismes par les métaux, selon que la valorisation des boues s'effectue en milieu agricole ou forestier, sont résumés dans la section suivante.

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

L'eau de percolation risque aussi d'être moins affectée en milieu forestier puisque la capacité de rétention d'eau par le sol est plus élevée dans les sols forestiers due à l'importante couche d'humus. De plus, cette matière organique peut aussi augmenter la capacité de rétention des métaux. Cependant, le pH acide des sols forestiers risque d'augmenter la solubilité des métaux, tandis que la présence de macropores en réseau continu pourrait augmenter leur lessivage. De plus, la dissolution de l'aluminium est beaucoup plus problématique dans les sols forestiers, étant donné leurs pH souvent très acides.

En ce qui concerne le sol, l'accumulation des métaux dans les sols forestiers menace d'être plus rapide que dans les sols agricoles. D'une part, les métaux sont davantage retenus par les sols forestiers, d'autre part, la récolte de la biomasse végétale pouvant contenir une certaine quantité de métaux est moins fréquente en milieu forestier qu'en milieu agricole.

Les risques de contamination de la chaîne alimentaire humaine sont inévitablement plus élevés en milieu agricole. Cependant, les risques de contamination de la chaîne alimentaire de la faune forestière ne doivent pas être négligés lors de la valorisation sylvicole.

Les microorganismes, la faune et la microfaune du sol peuvent aussi être affectés par l'augmentation de la concentration des métaux dans les deux types de sols. Les mycorhizes, champignons symbiotiques s'associant aux racines de la plupart des végétaux, favorisent le prélèvement de certains minéraux par les plantes. Ces champignons sont omniprésents en milieu forestier et doivent faire l'objet de suivis rigoureux afin de vérifier leur réponse aux métaux lourds, d'autant plus que des changements critiques sur les mycorhizes apparaîtront avant que les impacts ne soient visibles chez les arbres eux-mêmes.

En somme, des études supplémentaires devront être entreprises afin de s'assurer que les normes québécoises du guide de valorisation sylvicole des boues soient suffisamment rigoureuses pour garantir la protection des écosystèmes forestiers.

1.5 Risques de contamination de la sève d'érable

Il est présentement interdit, au Québec, de faire des épandages de boues dans les érablières qui sont exploitées pour les produits comestibles de l'érable parce que ces produits sont directement consommés par les humains (MENVIQ *et al.*, 1991). Il s'avère toutefois intéressant de vérifier l'impact d'un tel épandage sur la composition de la sève d'érable dans l'éventualité d'une exploitation future de l'érablière pour ses produits de consommation ou tout simplement parce que la sève véhicule les substances nutritives nécessaires à la croissance et au développement de l'arbre. L'analyse de la composition de la sève d'érable pourra aussi servir de complément à l'analyse foliaire pour évaluer le degré de contamination des végétaux avant que des symptômes visuels n'apparaissent.

1.5.1 Composition de la sève d'érable

La sève printanière de l'érable se compose de sucres, de sels inorganiques, de composés azotés (peptides, acides aminés, amylases), d'enzymes, de régulateurs de croissance et autres composés organiques mal connus (Kramer et Kozlowski, 1979). Le contenu en sucre varie de 0,5 à 7,0 et même 10%, mais généralement, il se situe entre 2,0 et 3,0%. Les sucres sont principalement sous forme de saccharose; plusieurs oligosaccharides sont aussi présents, mais en faible concentration (Renaud et Allard, en préparation). Le contenu en solides totaux (l'indice BRIX) est considéré comme la mesure de la concentration en sucre de la sève puisque les sucres représentent la majorité des solides présents dans la sève (tableau 1.11). Les sucres proviennent de l'amidon, accumulé pendant l'été précédent, qui est converti en saccharose au cours de la fin de l'automne et du début de l'hiver (Kramer et Kozlowski, 1979).

Robinson *et al.* (1989) ont analysé le contenu en métaux lourds (Cu, Fe, Pb et Zn) de la sève de l'érable à sucre dans l'est du Canada (tableau 1.12) et concluaient que la situation géographique pouvait avoir une influence considérable sur la composition de la sève.

1.5.2 Effets des contaminants inorganiques des boues sur la sève d'érable

Une contamination de la sève initiée par une contamination de la solution du sol se répercuterait dans la composition foliaire et possiblement dans les composantes des

Tableau 1.11: Contenu en sucre, minéraux et phénols de la sève printanière de l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh) tiré de Renaud et Allard (en préparation). Les concentrations sont exprimées en pourcentage.

Composantes	Concentration (%)
Sucres	
Totaux (solubles)	0,8 - 4,8
Saccharose	2,0 - 3,0
Oligosaccharides	0,0006
Minéraux	
N	0,005 - 0,110
P	0,003 - 0,080
K	0,300 - 0,950
Ca	0,171 - 0,750
Mg	0,029 - 0,090
Fe	trace - 0,038
Mn	0,025 - 0,100
Na	0,000 - 0,180
Phénols	0,050 - 0,180

Tableau 1.12: Moyenne et intervalle du contenu en métaux dissous de la sève printanière d'érable dans l'est du Canada, tiré de Robinson et al. (1989).

Analyse ^a	Nouvelle Écosse	Nouv.- Brunswick	Québec
Cu, µg/mL	0,21 (0,05 - 2,03)	0,18 (0,10 - 2,63)	0,16 (0,06 - 0,28)
Fe, µg/mL	0,29 (0,38 - 2,59)	0,38 (0,03 - 4,29)	0,08 (0,03 - 0,28)
Pb, µg/mL	0,01 (0,006 - 0,018)	0,17 (0,003 - 2,090)	0,02 (0,004 - 0,042)
Zn, µg/mL	1,7 (0,20 - 8,75)	2,1 (0,13 - 10,23)	1,3 (0,15 - 17,14)
Solides (%)	2,4 (1,73 - 3,25)	2,9 (2,33 - 3,67)	2,4 (1,61 - 3,50)
pH	5,6 (4,28 - 6,65)	3,9 (3,40 - 4,38)	4,2 (3,38 - 4,87)

^aNombre d'échantillons = 27 par province.

structures de reproduction (fleurs, pollen et graines), et pourrait entraîner des effets délétères sur les processus physiologiques de l'arbre.

De plus, l'augmentation de la concentration en azote dans la sève printanière de l'érable pourrait modifier le goût caractéristique des produits dérivés de la sève. En effet, la pyrazine, un composé azoté qui contribue à donner une saveur et une arôme aux aliments, est présent dans le sirop d'érable (Alli *et al.*, 1990). Il semble que ce composé soit formé à partir de réactions entre des acides aminés et des sucres réduits, aux températures élevées atteintes lors du procédé d'évaporation de la sève pour obtenir le sirop. D'autre part, les métaux présents dans la sève seront concentrés lors des procédés d'évaporation (Robinson *et al.*, 1989) et pourraient atteindre des concentrations toxiques pour les humains dans les produits dérivés.

2 MÉTHODOLOGIE

2.1 Description du site

Une érablière expérimentale du MAPAQ a été sélectionnée pour effectuer les essais de valorisation sylvicole des boues. Cette station de recherche acéricole couvre une superficie de 21,8 hectares. Elle se localise à une longitude de 71° 56' 40" et à une latitude de 45° 54' 30", dans le canton de Tingwick, à 3 km au nord de Tingwick et à 5 km au sud de Warwick. La station se situe dans les contreforts des Appalaches. Le paysage général est faiblement accidenté et est composé de collines d'altitude inférieure à 360 mètres. Il s'agit d'un paysage agro-forestier où l'exploitation acéricole est dominante. Les informations pédologiques, écologiques et climatiques du site ont été tirées de l'étude de Roy et Gagon (1992).

Les principales formations géologiques de cette région sont les schistes ardoisiers de Gillman et de Sweetsburg. Ces deux formations regroupent des roches assez semblables qui sont principalement des schistes ardoisiers gris à gris verdâtre à séricite et à chlorite, et incorporent des éléments à la fois quartzifères, gréseux et ardoisiers. Cette région se caractérise par deux tills superposés. L'élément de surface est un till brun oxydé, très sablonneux et compact, alors que l'élément inférieur est un till gris compact.

L'aire d'étude fait partie d'une section de la station comprenant un seul groupement climacique soit l'érablière à bouleau jaune typique. Le type de sol est généralement un podzol humo-ferrique orthique surmonté d'un humus de type moder, parfois mor. La texture de l'horizon C est un loam sableux et le drainage est modéré (classe 3). La pente varie de 0 à 8% et est généralement plane composée de petites buttes et dépressions. Les caractéristiques physico-chimiques du sol de cette section sont présentées au tableau 2.1.

Comme l'ensemble du Québec méridional, la région jouit d'un climat tempéré continental. La température moyenne maximale du mois le plus chaud (juillet) est de 19,5°C et la température moyenne minimale du mois le plus froid (janvier) est de -10,9°C. Les précipitations moyennes annuelles oscillent autour de 1070 mm et cette région ne subit théoriquement aucun déficit en eau. Le dernier gel du printemps se situe autour du 18 mai et la première gelée automnale arrive près du 23 septembre.

Tableau 2.1: Caractéristiques physico-chimiques des podzols humo-ferriques ortiques (n = 7) de la section B (érablière à bouleau jaune typique) de l'érablière expérimentale de Tingwick (Roy et Gagnon, 1992).

Horizon	Épaisseur (cm)	pH	Texture			M.O. ^a (%)	N total (%)	P (ppm)	T.S.B. ^b (%)	C.E.C. ^c (cmol+ kg ⁻¹)
			A	L	S					
LH moy ^d	6,0	3,44	--	--	--	35,7	0,92	1046	8,25	69,0
é.t. ^e	2,4	0,17	--	--	--	8,45	0,12	173	1,66	10,8
Bf moy ^d	14,3	4,3	7,8	46,6	45,6	6,6	0,16	992	1,17	33,3
é.t. ^e	3,7	0,21	1,3	2,5	2,0	2,2	0,04	542	0,3	6,7
C moy ^d	--	4,9	8,7	30,7	60,7	0,69	0,07	489	3,56	5,8
é.t. ^e	--	0,22	2,5	2,5	2,5	0,43	0,04	78	1,62	2,2

Horizon	H	Ca	Mg	K	Mn	Somme des cations (cmol+ kg ⁻¹)	P (Bray II)	C/N	Fe (oxalate)	Al
é.t. ^e	11,0	1,06	0,23	0,09	0,08	0,26	10	4,4	--	--
Bf moy ^d	32,9	0,22	0,10	0,05	0,007	0,41	268	22,7	3,8	2,2
é.t. ^e	6,45	0,14	0,04	0,01	0,002	0,22	275	3,5	4,6	2,2
C moy ^d	5,7	0,13	0,05	0,03	0,004	0,18	228	7,0	0,3	0,4
é.t. ^e	2,2	0,06	0,02	0,01	0,003	0,04	118	5,2	0,09	0,1

^a M.O.: matière organique

^b T.S.B.: saturation en bases totales

^c C.E.C.: capacité d'échange cationique

^d moyenne

^e écart-type

L'érablière expérimental de Tingwick a été sélectionnée parce qu'elle est représentative des milieux forestiers retrouvés à proximité des grands centres urbains du Sud du Québec; que des données sur le sol et le contenu foliaire des différents groupements forestiers de la station sont disponibles (Roy et Gagnon, 1992); de même que pour la présence d'une station météorologique sur le site. Étant donné l'existence récente de cette station météo, les données mensuelles ont été comparées aux moyennes établies à une station plus ancienne soit celle d'Artabaska.

2.2 Dispositif expérimental

Six traitements ont été répartis dans six parcelles de 400 m² (20 m X 20 m). Le dispositif expérimental comportait trois répétitions (trois blocs) de six traitements chacun, répartis aléatoirement. Les blocs étaient étalés dans la section 3a de l'érablière expérimentale de Tingwick, entre les bornes A-9 et H-19 (figures 2.1 et 2.2). La disposition en bloc a été utilisée pour minimiser les effets dûs à l'hétérogénéité de la composition du sol.

Les boues ont été appliquées en une seule fois au printemps et à l'automne de la première des deux années qu'a duré le suivi, soit du 8 au 11 juin 1993 pour l'application printanière et du 21 au 24 septembre 1993 pour l'application automnale. Des applications correspondant à des doses de 0, 200, 400 et 800 kg d'azote disponible ha⁻¹ (N disp. = N inorg. + 0,3 N org.; MENVIQ *et al.*, 1991) ont été effectuées au printemps 1993 (traitements témoin, 200-P, 400-P et 800-P). Les différentes doses ont été établies dans le but de vérifier les critères de bonnes pratiques retenus dans le guide québécois de valorisation sylvicole des boues (section 1.2) et à défaut de ne pouvoir vérifier les effets à long terme, des doses massives (800 kg N disponible ha⁻¹) ont été appliquées. Les applications automnales comportaient des doses de 200 et 400 kg d'azote disponible ha⁻¹ et ont été épandues dans des parcelles non traitées au printemps. Ces deux traitements (200-A et 400-A) ont été retenus afin de vérifier l'impact d'une application tardive.

Les traitements appliqués ont servi à établir les risques de contamination de l'eau de ruissellement, de l'eau de percolation, du sol et de la sève d'érable par l'azote, le phosphore et certains métaux (Al, Cd, Cu, Fe, Mn et Pb). L'Al et le Fe ont été choisis parce qu'ils sont présents en grande quantité dans les sols québécois. Le Cd, le Cu et le Pb sont les trois métaux dont les concentrations dans les boues de la Communauté Urbaine de Québec (CUQ) sont les plus près de la limite souhaitable (tableau 1.6). Le Mn, pour sa part, a été retenu à la suite des premières analyses montrant des concentrations élevées de cet élément dans l'eau de percolation. Des mesures de croissance, de chimie du feuillage et de volume de coulée printanière de l'érable à sucre, de même que des mesures de biomasse et de composition chimique de fougères et de champignons ont également été effectuées. Cependant, ces derniers résultats ne font pas partie du présent document. Ils sont présentés et analysés dans un rapport de

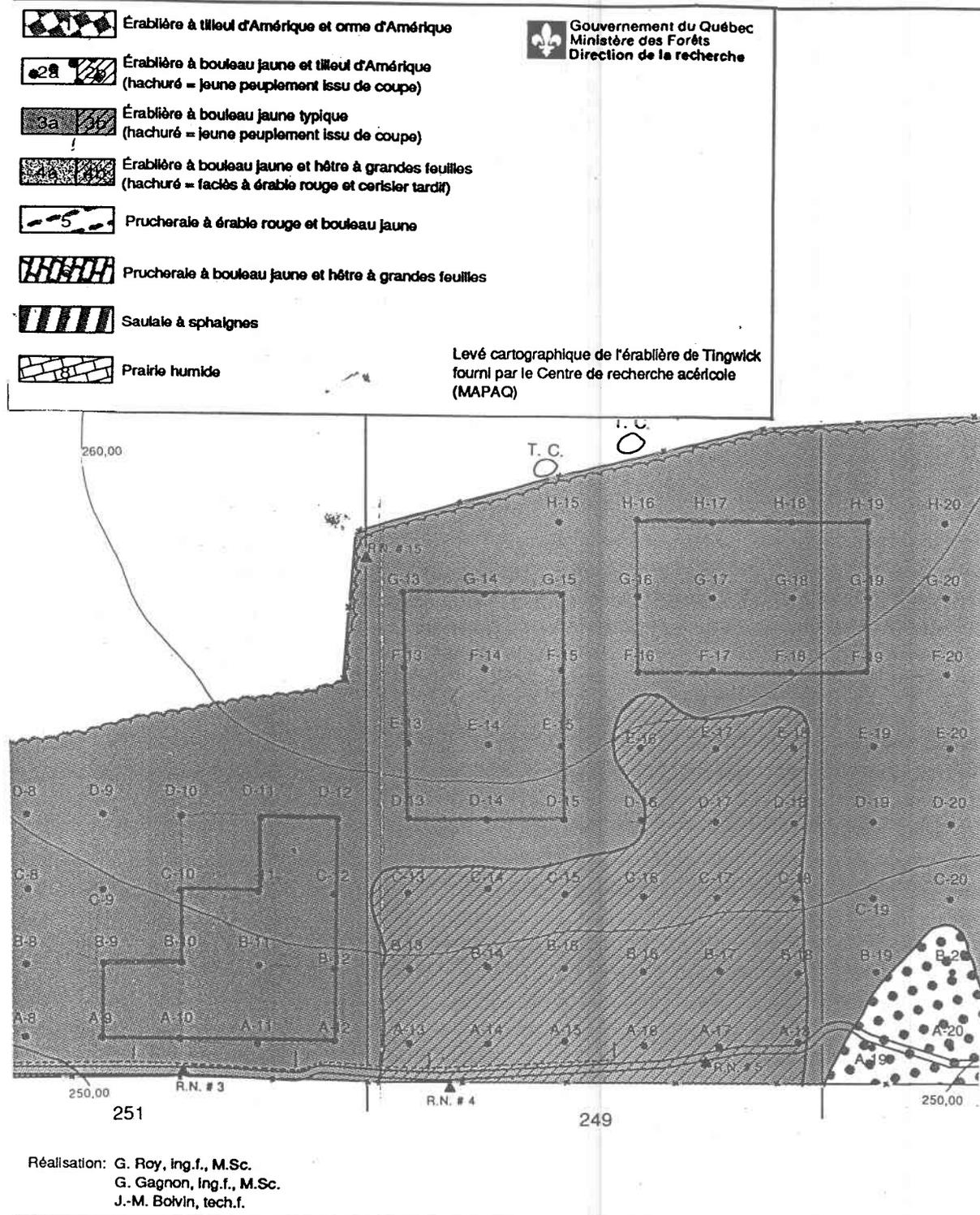
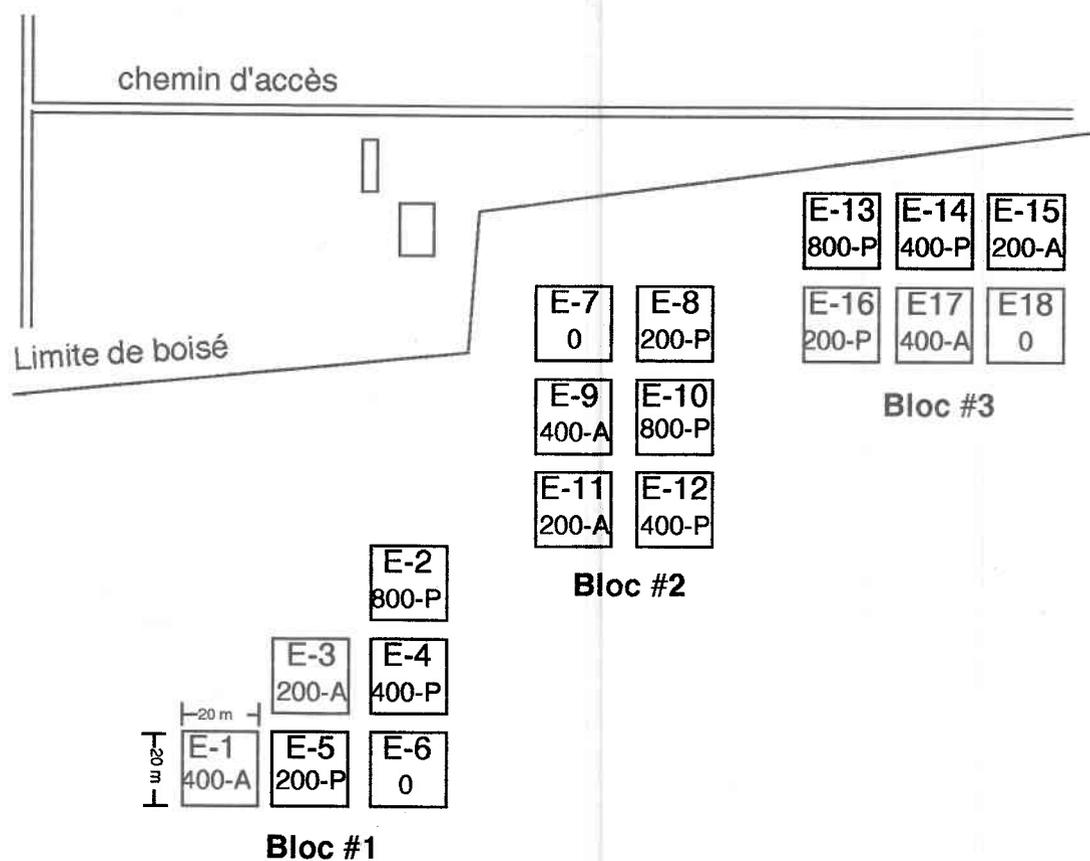


Figure 2.1: Levé cartographique de l'érablière de Tingwick (Roy et Gagnon, 1992).



Traitements: 0 témoin sans boues
 200-P 200 kg d'azote disponible ha⁻¹ appliquées au printemps 1993
 400-P 400 kg d'azote disponible ha⁻¹ appliquées au printemps 1993
 800-P 800 kg d'azote disponible ha⁻¹ appliquées au printemps 1993
 200-A 200 kg d'azote disponible ha⁻¹ appliquées à l'automne 1993
 400-A 400 kg d'azote disponible ha⁻¹ appliquées à l'automne 1993

Figure 2.2: Dispositif expérimental.

recherche rédigé pour le Ministère de l'Environnement et de la Faune (Couillard et Chouinard, 1995).

2.3 Épandages des boues

Des boues séchées granulaires provenant de la station d'épuration des eaux usées de la CUQ ont été utilisées dans le cadre de cette étude. Elles ont été transportées à proximité du site par camion équipé de boîtes de transport étanches et couvertes. Puisque ce programme de recherche ne comportait pas de volet spécifique sur le développement d'équipements d'épandage de boues granulaires, les boues ont tout simplement été épandues manuellement. Une équipe, sous la supervision du Groupe-Conseil Solivar, a élaboré un plan de fertilisation (annexe 1) afin de déterminer les quantités de boues à appliquer pour chacun des traitements. Ainsi une quantité précise de boues a été pesée et acheminée dans les parcelles visées au moyen de chaudières de 20 L, soit à pied ou dans une remorque tirée par un véhicule tout-terrain, puis elles ont été épandues le plus uniformément possible.

2.4 Caractérisation physico-chimique des boues

Les eaux usées arrivant à la station de la CUQ sont épurées par un système de biofiltration. Les boues obtenues sont par la suite épaissies à 5% de matières solides à l'aide d'épaississeurs gravitaires pour réduire le volume des boues à pomper vers la station de traitement des boues. Les boues y subissent alors une déshydratation mécanique par des filtres à bandes, puis sont séchées à une température de 600-700°C pendant 5 minutes par les gaz chauds produits par l'incinérateur. De cette façon, les boues atteignent une siccité supérieure à 90%.

Des échantillons composites de boues ont été prélevés lors des épandages de juin et de septembre 1993 et ont été acheminés rapidement au laboratoire privé CREALAB pour fins d'analyses. Le tableau 2.2 résume les méthodes utilisées pour l'analyse physico-chimique des boues.

2.5 Caractérisation microbiologique des boues

Lors de chaque épandage, des échantillons de boues ont été récoltés et les populations de certains microorganismes ont été mesurées. Les échantillons ont été analysés par une équipe du laboratoire de microbiologie du Ministère des Richesses Naturelles (MRN)

Tableau 2.2: Méthodes utilisées pour la caractérisation physico-chimique des boues (MENVIQ, 1991).

Paramètre	Méthode
pH	MENVIQ. 89.08/113 - pH 1.1 Méthode électrométrique
Solides totaux et volatiles	MENVIQ. 89.08/113 - S.T. 1.1 Méthode gravimétrique.
N-NTK	MENVIQ. 90.04/313 - NTPT 1.1 Digestion acide et méthode colorimétrique automatisée
N-NH ₄	MENVIQ. 90.04/313 - N 2.2 Extraction avec KCl et méthode colorimétrique automatisée avec le phénate de sodium.
N-NO ₂ +NO ₃	MENVIQ. 90.05/313 - NO ₃ 1.1 Extraction avec KCl et méthode colorimétrique automatisée avec le sulfate d'hydrazine.
P _{total}	MENVIQ. 90.04/313 - NTPT 1.1 Digestion acide et méthode colorimétrique automatisée
P _{inorganique}	MENVIQ. 90.04/313 - P 2.1 Méthode colorimétrique automatisée avec le molybdate d'ammonium.
Al, B, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, K, Mg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn	MENVIQ. 89.12/213 - Mét. 1.3 Méthode par spectrométrie d'émission au plasma d'argon après digestion en milieu acide et oxydant.
As	MENVIQ. 90.05/213 - As 1.2 Méthode automatisée par spectrophotométrie d'absorption atomique après digestion et génération d'hydrures.
Hg	MENVIQ. 89.08/213 - Hg. 1.3 Méthode automatisée par spectrophotométrie d'absorption atomique avec vapeur après digestion en milieu acide et oxydant.
Se	MENVIQ. 90.05/213 - Se 1.2 Méthode automatisée par spectrophotométrie d'absorption atomique après digestion et génération d'hydrures.
BPC	MENVIQ. 90.02/413 - BPC 1.2 Extraction liquide-solide et purification avec C-18, Si, Cu. Dosage par chromatographie en phase gazeuse.

dans un délai de 30 heures. Les méthodes utilisées pour le dénombrement des microorganismes visés sont présentées au tableau 2.3.

Tableau 2.3: Méthodes utilisées pour la caractérisation microbiologiques des boues.

Paramètre	Méthode
Coliformes fécaux	décompte sur milieu MFC Agar ^a
Coliformes totaux	décompte sur milieu Endo Agar ^a
Entérocoques	décompte sur milieu m- <i>Enterococcus</i> Agar ^a
Salmonelles	recherche sur milieu d'enrichissement (sélénite et tétrathionate) et culture sur milieu sélectif (bismute sulfite et Hektoen) pour dénombrement ^a
Parasites (oeufs et larves)	méthode Wisconsin ME ^{a,b}

^a Méthode utilisée par le laboratoire de microbiologie du MRN

^b Cette méthode permet la détection d'une large gamme de parasites pathogènes (ex.: *Ascaris*, *Taenia*, *Giardia*).

2.6 Suivi des contaminants inorganiques dans l'eau de ruissellement

2.6.1 Système de collecte de l'eau de ruissellement

Le système de collecte de l'eau de ruissellement a été élaboré et mis en place dans l'érablière expérimentale de Tingwick, au cours du mois de mai 1993, par notre équipe (Pierre Chouinard, assistant de recherche à l'INRS-Eau; Éric Cormier, étudiant à la maîtrise sur un projet conjoint; et moi-même). Le système comportait une gouttière de plastique PVC de 150 cm (figure 2.3), perforée à une extrémité, reliée par un tube de plastique flexible (Tygon 5/16) à un récipient de plastique de 4 L gradué au 500 mL près. La gouttière était recouverte d'un tissu à maille grossière (marquissette) pour empêcher les débris (feuilles, insectes, etc) d'y pénétrer. Une tranchée de 10 cm x 10 cm x 150 cm a été creusée dans le sol à environ 2 m du bas de la parcelle à l'extérieure de celle-ci, dans un endroit susceptible de recevoir de l'eau de ruissellement (la présence de buttes et de dépressions a restreint le choix des emplacements). La gouttière a été installée dans cette tranchée, en gardant une légère pente vers l'extrémité perforée. Afin de permettre à l'eau de ruissellement de pénétrer dans la gouttière, une lame de plastique de 18 cm x 150 cm avec une bordure recourbée vers le bas a été placée, d'un côté sous la couche organique et de l'autre, *i.e.* le coté recourbé, vers l'intérieur de la gouttière. Dans le but d'empêcher l'eau de pluie de tomber directement dans la gouttière, un

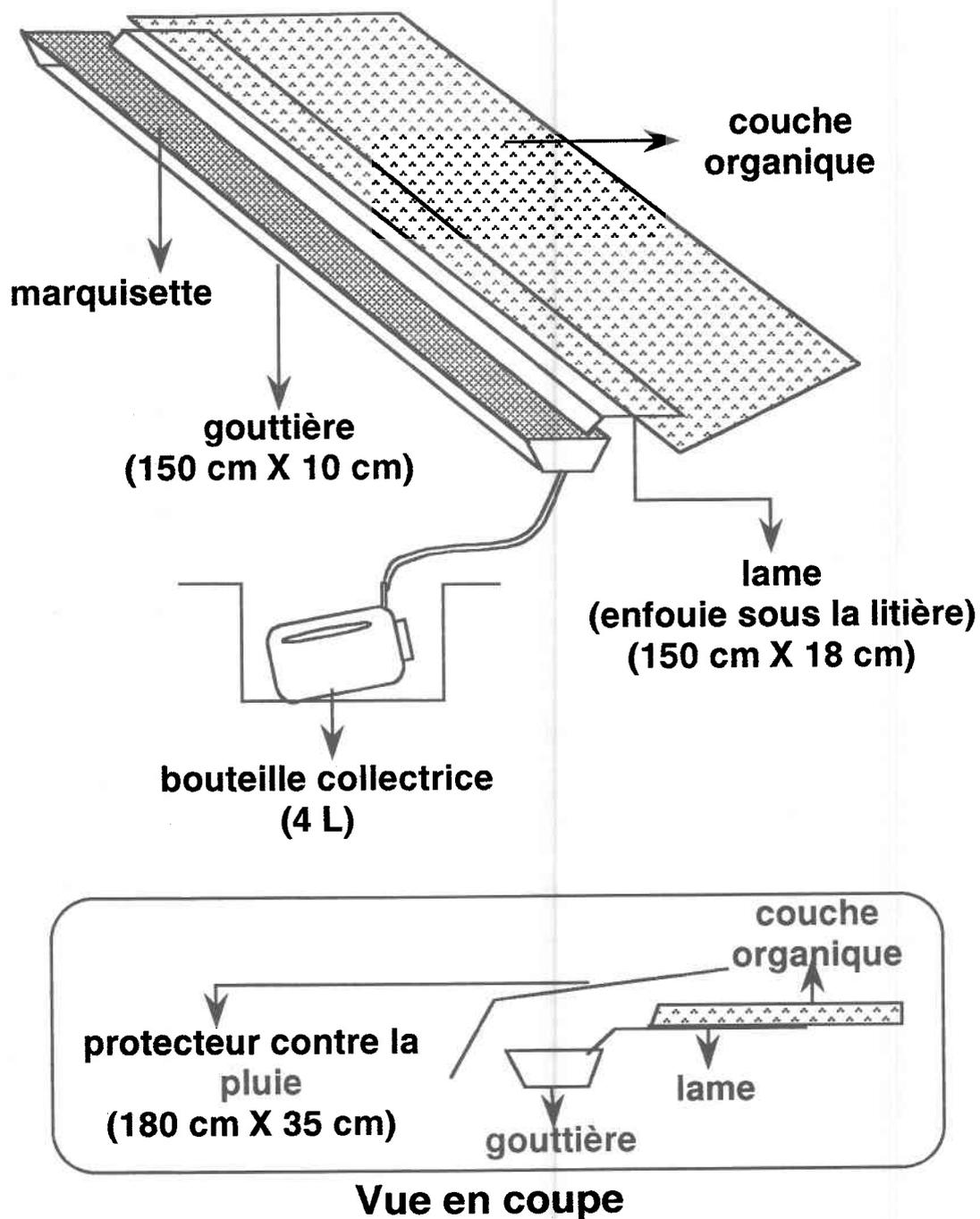


Figure 2.3: Système de collecte de l'eau de ruissellement.

protecteur a été installé au-dessus de la gouttière. Le récipient de 4 L a été déposé dans un trou de sorte qu'il était à un niveau inférieur à l'extrémité perforée de la gouttière afin de permettre l'écoulement de l'eau par gravité. Toutes les composantes du système étaient en plastique (PVC et PETG) et elles ont été nettoyées avec une solution légèrement acide (HCl 5 %) et rincées à l'eau déminéralisée avant leur installation. Ce système de collecte de l'eau de ruissellement a été élaboré à partir d'un modèle de lysimètre à tension nulle utilisé par le Ministère des Ressources naturelles du Québec (Laflamme, 1993) et de systèmes similaires utilisés par Gangbazo (1993) ainsi que par McColl et Gibson (1979). Il faut noter que ce système a été utilisé dans le but de vérifier la qualité de l'eau de ruissellement, mais non la quantité précise d'eau qui a ruisselé.

2.6.2 Échantillonnage de l'eau de ruissellement

L'eau de ruissellement a été échantillonnée de juin 1993 à novembre 1993 et de juin 1994 à novembre 1994, par notre équipe, selon un calendrier variable dirigé par la fréquence des événements pluvieux. Le volume d'eau recueillie dans la bouteille de 4 L était noté approximativement à titre indicatif seulement. L'eau était récoltée dans des bouteilles de 125 mL en plastique HDPE lavées au préalable avec un savon sans phosphate (Decon), puis remplies de HCL 5% pendant au moins 24 heures et rincées plusieurs fois à l'eau déminéralisée. Les échantillons contenant moins de 50 mL étaient rejetés, considérés non représentatif. Le système de collecte était par la suite vidangé et rincé à l'eau déminéralisée. Lorsque le prochain événement pluvieux tardait, le système était à nouveau rinser. Les échantillons étaient placés dans une glacière avec de la glace jusqu'à leur arrivée au laboratoire. Le pH de l'eau récoltée a été mesuré sur place avec un pHmètre (pHep³ microHep, Hanna Instrument) seulement au cours de la saison 1994.

2.6.3 Analyse de l'eau de ruissellement

Les analyses de l'eau de ruissellement ont été réalisées par mon collègue, Eric Cormier, et moi-même.

2.6.3.1 Filtration et conservation

Dans un délai de 18 à 72 heures, 35 mL des échantillons étaient filtrés sur des filtres 0,40 µm en polycarbonate Nucléopore. Le filtrat était récupéré dans une bouteille de 60 mL HDPE, lavée au préalable. Le filtrat et le reste de l'échantillon non-filtré (15 à 90 mL) étaient acidifiés (HCl Aristar 0,1% v/v). Le filtrat et l'échantillon non filtré ont été

conservés à 4°C jusqu'à leurs analyses. Le filtrat a servi aux analyses de N-NH₄ et des métaux dissous (Al, Cd, Cu, Fe, Mn et Pb). L'échantillon non-filtré a été utilisé pour l'analyse du phosphore total.

2.6.3.2 Analyse de l'azote ammoniacal

Parmi les formes biodisponibles de l'azote (N-NO₃ et N-NH₄), l'azote ammoniacal (N-NH₄) a été retenue pour être analysée dans l'eau de ruissellement. En effet, l'azote inorganique dans l'eau de ruissellement est principalement sous forme ammoniacale (voir section 1.3.5.1). De plus, une vérification a été effectuée auprès de la couche de boues épandues et des premiers échantillons d'eau de ruissellement récoltés pour en arriver aux mêmes conclusions.

L'azote ammoniacal dissous a été analysé par colorimétrie automatisée sur un appareil de marque Aquatec 5400 Tecator (méthode no. ASN 140-01/90). Suite au bris de ce dernier, les analyses ont été complétées sur un appareil de marque Technicon AutoAnalyser II (méthode no. 98-70W, 1973). Les résultats de ces deux méthodes sont comparables.

Un échantillon inter-laboratoire (LRTAP, étude 0032 #2, GRM-01: 1,715 mg N L⁻¹) a été utilisée pour vérifier la qualité des étalons. De plus, des ajouts dosés, *i.e.* des ajouts d'une quantité connue de l'élément à doser, ont été pratiqués sur quelques échantillons afin de vérifier les interférences causées par la matrice des échantillons de l'eau de ruissellement. L'ammonium dosé dans l'échantillon inter-laboratoire a donné des résultats légèrement supérieurs (5,2% en moyenne, n = 4) à la moyenne des valeurs inter-laboratoires et 92% de l'ajout dosé a été récupéré.

2.6.3.3 Analyse du phosphore total

Le phosphore total a été analysé dans l'eau de ruissellement étant donné que le phosphore dissous ne représente qu'une faible proportion du phosphore retrouvé dans les eaux de ruissellement et qu'une partie du phosphore particulaire peut être biodisponible à court terme. De plus, les critères de qualité de l'eau brute sont données en terme de phosphore total (MENVIQ, 1990).

Une digestion au persulfate de potassium avec acide sulfurique 4M a été effectuée au préalable sur les échantillons telle que proposé dans la méthode ASN 147-01/90 de Aquatec 5400 Tecator. Les orthophosphates des échantillons digérés ont été analysés

sur ce dernier appareil et complétés sur un appareil de marque Technicon AutoAnalyser II (méthode no. 94-70W, 1973) suite au bris de l'Aquatec 5400 Tecator.

Un échantillon de contrôle du phosphore total obtenu du Ministère de l'Environnement et de la Faune ($0,8 \text{ mg P L}^{-1}$) a suivi les étapes de digestion et d'analyse. En moyenne ($n = 7$), les résultats du contrôle ont été 8% inférieurs aux résultats attendus. Un ajout dosé de phosphore a été pratiqué sur un échantillon d'eau de ruissellement. L'ajout a été récupéré à 83 %.

2.6.3.4 Analyse de Al, Cu, Fe et Mn

Les métaux rattachés à la phase solide étant généralement peu biodisponibles, seulement les métaux dissous ont été analysés dans l'eau de ruissellement. L'Al, le Cu, le Fe et le Mn ont été analysés par spectrométrie d'émission atomique au plasma (ICP, modèle Atom Scan 25 de Thermo Jarrell Ash Corporation). Les longueurs d'ondes utilisées ont été les suivantes: Al (309,2 nm); Cu (324,7 nm); Fe (259,9 nm) et Mn (257,6 nm).

Un contrôle maison a été utilisé pour vérifier l'étalon et des ajouts dosés ont été pratiqués afin de déceler les interférences causées par la matrice des échantillons d'eau de ruissellement. En moyenne, 96% des ajouts ont été récupérés, tout élément confondu ($n = 72$, max = 100%, min = 83%).

2.6.3.5 Analyse de Cd et Pb

Puisque la méthode utilisant le spectromètre à émission au plasma ne permettait pas l'analyse du Cd et du Pb aux concentrations retenues comme critères de qualité de l'eau brute, soit $0,005$ et $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ respectivement (MENVIQ, 1990), le Cd et le Pb dissous dans l'eau de ruissellement ont été analysés par spectrophotométrie d'absorption atomique avec fournaise au graphite (modèle SpectrAA-300 et SpectrAA-20, GTA-96 de Varian Techtron).

Un échantillon certifié simulant la composition d'eau de rivière "NIST Certificate SRM 1643c" a été utilisé pour vérifier les étalons et optimiser les paramètres de la méthode (température et quantité de modificateur de matrice). Des ajouts dosés ont aussi été pratiqués afin de déceler les interférences causées par la matrice des échantillons d'eau de ruissellement. En moyenne, le Pb ajouté a été récupéré à 98% ($n = 10$) et le Cd à 93% ($n = 12$).

Le tableau 2.4 résume les méthodes utilisées pour l'analyse des différents paramètres retenus pour évaluer la qualité de l'eau de ruissellement.

2.7 Suivi des contaminants inorganiques dans l'eau de percolation

2.7.1 Échantillonnage de l'eau de percolation

Le suivi des contaminants inorganiques dans l'eau de percolation a été réalisé en collaboration avec une équipe du service du suivi environnemental de la direction de l'environnement forestier du Ministère des Ressources naturelles (MRN), dirigée par Maryse Dubé. Au début du mois de mai 1993, deux lysimètres à tension avec céramique poreuse (modèle 1920, Soilmoisture Equipment Corp., figure 2.4) ont été mis en place à l'intérieur de chacune des parcelles, par l'équipe du MRN. Les lysimètres ont été lavés au préalable avec une solution de HCl 10% v/v puis rincés à l'eau déminéralisée jusqu'à ce qu'aucun contaminant ne soit détecté dans l'eau s'écoulant des lysimètres. Les lysimètres ont été installés dans le sol de l'érablière de manière à ce que la céramique se situe à environ 30 cm de profondeur, soit au niveau de l'horizon C. Au cours de la saison 1993, deux prélèvements de l'eau de percolation ont été effectués avant l'épandage printanier des boues, puis huit autres ont été répartis de la mi-juin au début novembre. Au cours de la saison 1994, dix prélèvements ont été effectués de la mi-juin à la fin octobre.

2.7.2 Analyse de l'eau de percolation

Les échantillons prélevés ont été conservés à 4°C, sans agent de conservation, jusqu'à leurs analyses, soit de 1 à 5 jours après leur prélèvement. Quelques échantillons comportant des dépôts ont été filtrés. À l'exception du plomb, les contaminants inorganiques de l'eau de percolation ont été analysés au laboratoire de la direction de l'environnement du Ministère des Richesses naturelles sous la supervision de M. Carol Deblois. Les paramètres analysés et les méthodes d'analyses sont énumérés au tableau 2.5. Puisque la méthode utilisant le spectromètre à émission au plasma ne permettait pas l'analyse du Pb aux concentrations retenues comme critères de qualité de l'eau brute, soit 0,05 mg L⁻¹ (MENVIQ, 1990), le Pb de l'eau de percolation a été analysé par spectrophotométrie d'absorption atomique avec fournaise au graphite (modèle SpectrAA-300 et SpectrAA-20, GTA-96 de Varian Techtron), au laboratoire de l'INRS-Eau, par Éric Cormier et moi-même. Suite aux faibles concentrations de Pb détectées

Tableau 2.4: Méthodes utilisées pour le dosage des contaminants inorganiques dans l'eau de ruissellement.

Paramètre	Pré-traitement	Méthode de dosage	Limite de détection
N-NH ₄ dissous	filtration (0,4 µm) acidification (HCl Aristar 0,1% v/v)	Colorimétrie automatisée	0,007 mg L ⁻¹
P _{total}	acidification (HCl Aristar 0,1% v/v) digestion au persulfate de potassium	Colorimétrie automatisée	0,004 mg L ⁻¹
Al dissous	filtration (0,4 µm) acidification (HCl Aristar 0,1% v/v)	Spectrométrie à émission atomique au plasma (ICP)	0,01 mg L ⁻¹
Cu dissous	filtration (0,4 µm) acidification (HCl Aristar 0,1% v/v)	Spectrométrie à émission atomique au plasma (ICP)	0,01 mg L ⁻¹
Fe dissous	filtration (0,4 µm) acidification (HCl Aristar 0,1% v/v)	Spectrométrie à émission atomique au plasma (ICP)	0,005 mg L ⁻¹
Mn dissous	filtration (0,4 µm) acidification (HCl Aristar 0,1% v/v)	Spectrométrie à émission atomique au plasma (ICP)	0,002 mg L ⁻¹
Cd dissous	filtration (0,4 µm) acidification (HCl Aristar 0,1% v/v)	Spectrophotométrie d'absorption atomique avec fournaise au graphite	0,1 µg L ⁻¹
Pb dissous	filtration (0,4 µm) acidification (HCl Aristar 0,1% v/v)	Spectrophotométrie d'absorption atomique avec fournaise au graphite	1,0 µg L ⁻¹

au cours des premières analyses, seulement les échantillons des parcelles témoins et des doses extrêmes (800 kg N disponible ha⁻¹) ont fait l'objet des analyses subséquentes.

2.8 Chimie du sol

2.8.1 Échantillonnage du sol de l'érablière

Des prélèvements du sol ont été effectués au printemps 1993, avant les épandages, de même qu'à la fin août 1993 et à la fin août 1994, par l'équipe du Groupe conseil Solivar. Le sol de chacune des parcelles a été échantillonné au niveau des horizons LH et Bf,

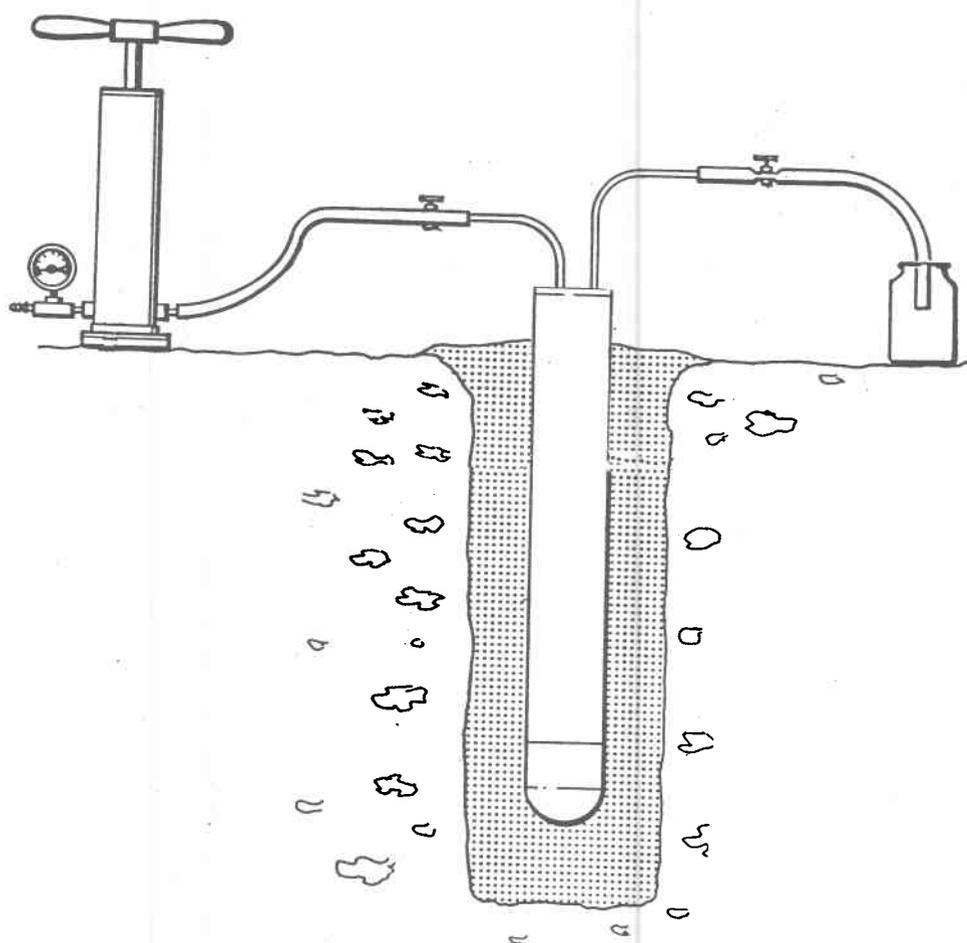


Figure 2.4: Schéma d'un lysimètre à tension (modèle 1920, Soilmoisture Equipment Corp.).

Tableau 2.5: Méthodes d'analyses utilisées pour le dosage des contaminants inorganiques dans l'eau de percolation.

Paramètre	Méthode de dosage	Limite de détection
N-NO ₃	Colorimétrie automatisée (Analyseur à flux continu 'LACHA Quick Chem')	0,02 mg L ⁻¹
N-NH ₄	Colorimétrie automatisée (Analyseur à flux continu 'LACHA Quick Chem')	0,02 mg L ⁻¹
P _{total}	Spectrométrie à émission atomique au plasma (ICP)	0,02 mg L ⁻¹
Al	Spectrométrie à émission atomique au plasma (ICP)	0,01 mg L ⁻¹
Ca	Spectrométrie à émission atomique au plasma (ICP)	0,005 mg L ⁻¹
Cd	Spectrométrie à émission atomique au plasma (ICP)	0,003 mg L ⁻¹
Cu	Spectrométrie à émission atomique au plasma (ICP)	0,01 mg L ⁻¹
Fe	Spectrométrie à émission atomique au plasma (ICP)	0,01 mg L ⁻¹
K	Spectrométrie à émission atomique au plasma (ICP)	0,01 mg L ⁻¹
Mg	Spectrométrie à émission atomique au plasma (ICP)	0,005 mg L ⁻¹
Mn	Spectrométrie à émission atomique au plasma (ICP)	0,002 mg L ⁻¹
Pb	Spectrophotométrie d'absorption atomique avec fournaise au graphite	0,001 mg L ⁻¹
Zn	Spectrométrie à émission atomique au plasma (ICP)	0,005 mg L ⁻¹

tandis que l'horizon C a été échantillonné seulement dans les parcelles témoins, et celles ayant reçues des doses de 200 et 800 kg N disponible ha⁻¹. Chaque échantillon est un composite de plusieurs prélèvements aléatoires dans la parcelle. Une sonde tubulaire en acier inoxydable a été utilisée pour effectuer les prélèvements. La sonde a été nettoyée à l'eau déminéralisée entre chaque échantillon. La couche superficielle de

boues et de végétation a été enlevée de la carotte de sol lorsque présente. Les échantillons ont été transportés au laboratoire d'Agriculture Canada dans des sacs de polyéthylène.

2.8.2 Analyse du sol de l'érablière

Les sols ont été séchés à 40°C et des fractions de 2 mm et 100 mailles ont été préparés. Ces échantillons ont par la suite été envoyés au laboratoire Créalab Inc. pour la réalisation des analyses chimiques. Le tableau 2.6 résume les méthodes utilisées pour l'analyse des différents paramètres étudiés (CPVQ, 1988).

2.9 Composition chimique de la sève d'érable

2.9.1 Échantillonnage de la sève d'érable

Au cours des printemps 1993 (avant l'épandage) et 1994, deux érables ont été entaillés dans chacune des parcelles. Le matériel utilisé était fait de plastique et a été préalablement nettoyé avec une solution acide. Des échantillons de sève ont été récoltés pendant toute la durée de la coulée et ont été utilisés pour créer un échantillon composite par arbre. Le tableau 2.7 résume les paramètres analysés dans la sève d'érable et les méthodes analytiques utilisées.

2.10 Analyses statistiques

L'analyse statistique des résultats a été réalisée à l'aide du progiciel SAS pc version 6.08. Une analyse de variance (ANOVA) a été faite sur les données de l'eau de ruissellement, de l'eau de percolation, du sol et de la sève. Pour les données de l'eau de ruissellement et de percolation, l'ANOVA a été réalisée pour chacun des paramètres étudiés et pour chacune des dates de l'échantillonnage (l'analyse multifactorielle considérant le facteur temps n'étant pas utile à l'interprétation recherchée).

En ce qui concerne les données du sol, un écart a été calculé entre les données recueillies en mai 1993 et celles observées en août 1993; puis un autre a été calculé entre les données de mai 1993 et celles de août 1994. Ces écarts ont été calculés dans le but de mettre en évidence les changements (augmentation ou diminution) observés dans le sol suite à l'apport de boues, relativement aux valeurs initiales mesurées avant les épandages.

Tableau 2.6: Méthodes utilisées pour la caractérisation chimique des échantillons de sol (CPVQ, 1988).

Paramètre	Méthode d'extraction ou de digestion	Méthode de dosage	Limite de détection ($\mu\text{g g}^{-1}$) m.s.
N-NTK	Digestion Kjeldahl (fraction 100 mailles) CPVQ, méthode AZ-1	Colorimétrie	80
N-NO ₃	Extraction avec KCl 0,1N (fraction 2 mm) CPVQ, méthode AZ-3	Colorimétrie	1,7
N-NH ₄	Extraction avec KCl 0,1N (fraction 2 mm) CPVQ, méthode AZ-3	Colorimétrie	1
Éléments assimilables Mehlich III (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, P)	Extraction avec Mehlich III (fraction 2 mm) CPVQ, méthode ME-1	Spectrophotométrie d'absorption atomique	Al: 5,0 Ca: 0,2 Fe: 0,3 K: 0,2 Mg: 0,05
Carbone organique total	Walkley-Black pour les sols minéraux (CPVQ, méthode MA-1) Perte par incinération pour l'horizon LH (fraction 100 mailles) (CPVQ, méthode MA-2)		1
Métaux totaux (Cd, Cu, Mn, Pb)	Digestion avec Eau regale (fraction 100 mailles)	Spectrophotométrie d'absorption atomique	Cd: 0,02 ^a Cu: 0,2 Mn: 0,8 Pb: 0,02 ^a
pH _{eau}	sol (fraction 2 mm) : eau déminéralisée (1:1) w/w (CPVQ, méthode pH-1)	Électrométrie	0,05

^aSpectrophotométrie d'absorption atomique avec four au graphique.

Une ANOVA a été pratiquée sur les données de la sève pour les deux séries de données, soit celles des printemps 1993 et 1994.

Compte tenu du petit nombre d'échantillons par traitement ($n = 3$), la normalité des données n'a pas été vérifiée. Un test de Bartlett et une vérification de la répartition des erreurs expérimentales (graphique des résidus) ont toutefois été effectués pour vérifier

Tableau 2.7: Méthodes utilisées pour l'analyse de la sève d'érable.

Paramètre	Pré-traitement	Méthode de dosage
Teneur en sucre	congélation (1994 seulement)	BRIX Méthode réfractométrique ¹
N-NH ₄	acidification HNO ₃ ultrapur 0,5% v/v	Colorimétrie automatisée
N-NO ₃	acidification HNO ₃ ultrapur 0,5% v/v	Colorimétrie automatisée
Al, Cd, Cu, Fe, Pb	acidification HNO ₃ ultrapur 0,5% v/v	Spectrophotométrie d'absorption atomique avec fournaise au graphite
Mn, Zn	acidification HNO ₃ ultrapur 0,5% v/v	Spectrométrie à émission atomique au plasma (ICP)

¹ Coons (1987).

l'homogénéité de la variance. Lorsque l'homogénéité des variances était rejetée ($\alpha < 0,01$ ou erreurs croissant avec le traitement), une transformation logarithmique des données concernées a été pratiquée.

La procédure GLM de SAS a été utilisée pour effectuer l'analyse de variance d'un dispositif en bloc complet aléatoire avec données manquantes. Les moyennes des échantillons étaient considérées différentes pour un $p < 0,05$, puis le test à comparaison multiples de Duncan ($\alpha = 0,05$) a été effectué pour séparer les moyennes. Un exemple de programme est joint à l'annexe 2.

Plusieurs séries de données n'ont pu être analysées à cause du trop grand nombre de données manquantes ou du non respect de l'homogénéité des variances, même après transformation des données. Ces séries sont caractérisées par l'absence de lettres discriminantes sur les graphiques et les tableaux des résultats.

3 RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Caractérisation physico-chimique des boues

3.1.1 Teneur et formes d'azote

Le tableau 3.1 présente les caractéristiques physico-chimiques des boues utilisées lors des épandages. Les boues séchées de la CUQ appliquées en juin et septembre 1993 avaient une teneur en azote de 2,7% et 3,4% de la matière sèche (m.s.), respectivement. Ces valeurs se situent dans la gamme des valeurs observées généralement, soit entre 1 et 5% (MENVIQ *et al.*, 1991). L'azote contenu dans les boues de la CUQ est principalement sous forme organique (97%). La fraction ammoniacale ne représente que 2,4% de l'azote contenu dans les boues, alors que l'azote nitrique n'est présent qu'en faible quantité (< 0,2%). De façon générale, les boues peuvent contenir de 0 à 50% de leur azote sous forme minérale (Henry *et al.*, 1990). Les boues de la CUQ contiennent donc peu d'azote ammoniacal et nitrique.

Considérant que 30% de l'azote organique sera disponible la première année (MENVIQ *et al.*, 1991) et que la fraction minérale est entièrement conservée (non volatilisée), les boues de la CUQ de juin et de septembre 1993 contiennent 0,9% et 1,0% d'azote disponible sur une base de matière sèche. Parce que les boues de la CUQ contiennent peu d'azote considéré disponible, et que la dose d'épandage est calculée à partir de ce critère, la quantité à appliquer de ce type de boues sera élevée comparativement à une boue contenant une plus grande fraction de son azote sous forme minérale. Ainsi, une dose de 200 kg N disponible ha⁻¹ calculée pour les boues de la CUQ de juin 1993 nécessitera 23,1 t m.s. ha⁻¹ de boues et apportera une quantité d'azote total de 628 kg ha⁻¹.

3.1.2 Teneur et formes de phosphore

La teneur en phosphore des boues de la CUQ de juin et de septembre 1993 représentait 0,8 et 1,2% de la matière sèche. Ces valeurs sont inférieures ou égales à la moyenne observée dans 34 stations du Québec (1,2%, St-Yves et Beaulieu, 1988) et sous la moyenne de 2,3% citée par Sommers (1977). 75% du phosphore des boues de la CUQ est présent sous forme inorganique. Cette fraction se situe dans l'intervalle (50 à 90%) cité dans la littérature (MENVIQ *et al.*, 1991; James et Aschmann, 1992).

Tableau 3.1: Caractérisation physico-chimique des boues séchées de la CUQ épandues en juin et septembre 1993.

Paramètre	Juin 1993	Septembre 1993	Critères de qualité ¹
pH	5,4 ²	5,4 ²	--
Matière total (mg kg ⁻¹ m.h.)	995 000	965 000	--
Mat. tot. volatile (mg kg ⁻¹ m.h.)	498 000	525 000	--
Carbone total (mg kg ⁻¹ m.s.)	288 000	332 000	--
N-NTK (mg kg ⁻¹ m.s.)	27 200	33 500	--
N-NH ₄ (mg kg ⁻¹ m.s.)	644	410	--
N-(NO ₃ +NO ₂) (mg kg ⁻¹ m.s.)	44	17	--
N disponible (mg kg ⁻¹ m.s.) ³	8 640	10 400	--
Rapport C/N	10,6	9,9	--
P total (mg kg ⁻¹ m.s.)	7 800	12 300	--
P inorganique (mg kg ⁻¹ m.s.)	5 950	9 150	--
P disponible (mg kg ⁻¹ m.s.) ⁴	5 460	8 580	--
Al (mg kg ⁻¹ m.s.)	10 500	26 000	--
As (mg kg ⁻¹ m.s.)	2,1	1,6	15 (30)
B (mg kg ⁻¹ m.s.)	20	29	100 (200)
Ca (mg kg ⁻¹ m.s.)	22 500	16 000	--
Cd (mg kg ⁻¹ m.s.)	6,9	7,6	10 (15)
Co (mg kg ⁻¹ m.s.)	6,0	< 1,0	50 (100)
Cr (mg kg ⁻¹ m.s.)	73	71	500 (1 000)
Cu (mg kg ⁻¹ m.s.)	225	245	600 (1 000)
Fe (mg kg ⁻¹ m.s.)	29 500	28 500	--
Hg (mg kg ⁻¹ m.s.)	1,4	2,4	5 (10)
K (mg kg ⁻¹ m.s.)	2 660	2 050	--
Mg (mg kg ⁻¹ m.s.)	3 150	2 150	--
Mn (mg kg ⁻¹ m.s.)	200	195	1 500 (3 000)
Mo (mg kg ⁻¹ m.s.)	6,4	< 10	20 (25)
Ni (mg kg ⁻¹ m.s.)	31	19	100 (180)
Pb (mg kg ⁻¹ m.s.)	130	105	300 (500)
Se (mg kg ⁻¹ m.s.)	1,3	< 0,2	14 (25)
Zn (mg kg ⁻¹ m.s.)	630	680	1 750 (2 500)
BPC (mg kg ⁻¹ m.s.)	< 0,2	< 0,5	10

¹ Limite souhaitable (limite maximale) MENVIQ *et al.* (1991).

² Moyenne selon des données de la CUQ.

³ N disponible = N-NH₄ + N-(NO₃ + NO₂) + 0,3 (N-NTK- N-NH₄) (MENVIQ *et al.*, 1991).

⁴ P disponible = 0,7 P total (MENVIQ *et al.*, 1991).

Les quantités de boues appliquées, soit 23,1, 46,3 et 92,6 t ha⁻¹ (m.s.) apportent donc des doses de boues de 200, 400 et 800 kg d'azote disponible ha⁻¹ et des quantités de phosphore disponible de 126, 252 et 504 kg ha⁻¹ (P disponible = 0,70 P total; MENVIQ *et al.*, 1991). À la dose maximale recommandée par le guide (200 kg N disponible

ha⁻¹), la quantité d'azote et de phosphore disponibles ajoutée dépasse d'environ 3 et 21 fois, respectivement, le prélèvement de ces éléments par un peuplement d'espèces décidues. En effet, Cole et Rapp (1981) estime que des feuillus en région forestière tempérée décidue prélèvent 70 kg d'azote ha⁻¹ par année et seulement 6 kg de phosphore ha⁻¹ an⁻¹. Malgré que l'apport du phosphore est plus excessif que celui de l'azote par rapport au besoin du milieu, la surfertilisation en azote est plus problématique. En effet, l'horizon B podzolique peut fixer des quantités importantes de phosphore (Camiré, 1992), alors que l'azote sera beaucoup plus sujet au lessivage. Cependant, le phosphore des boues peut migrer avec l'eau de ruissellement lors de pluies érosives. Pour cette raison, l'azote et le phosphore ont fait l'objet d'un suivi dans l'eau de ruissellement et de percolation. Ces résultats sont présentés dans les sections suivantes.

3.1.3 Concentration des métaux lourds

Le Cd, le Cu et le Pb sont les métaux des boues dont les concentrations sont les plus près des limites souhaitables. En effet, le Cd, le Cu et le Pb des boues de la CUQ utilisées en juin 1993 se situent à 69, 38 et 43% respectivement de la limite souhaitable recommandée dans le guide de bonnes pratiques (MENVIQ *et al.*, 1991). L'Al et le Fe représente 1 et 3% de la matière sèche des boues de juin 1993; alors qu'en septembre 1993, ils en forment 2,6 et 2,9%. Ces six métaux ont été suivis dans l'eau de ruissellement, dans l'eau de percolation et dans le sol de l'érablière. Les résultats sont présentés dans les sections suivantes.

Le tableau 3.2 présente la quantité de métaux apportée par les différentes doses de boues épandues. Aucune limite de charge en métal n'a cependant été établie dans le guide de bonnes pratiques québécois pour la valorisation sylvicole. Puisque la quantité maximale de boues à appliquer est définie en terme de quantité d'azote (200 kg d'azote disponible ha⁻¹), des boues ayant des concentrations semblables de métaux, mais des teneurs en azote différentes n'apporteront pas les mêmes quantités de métaux aux sols. Ainsi des boues contenant peu d'azote apporteront plus de métaux aux sols qu'une boue avec une teneur plus grande en azote. Par exemple, la concentration de Cu dans les boues de la CUQ de juin 1993 est inférieure à celles utilisées en septembre 1993 (225 vs 245 mg kg⁻¹ m.s.; tableau 3.1), alors que la quantité de Cu apportée au sol en est supérieure (5,2 vs 4,7 kg ha⁻¹; tableau 3.2). Considérant le potentiel d'une accumulation des métaux dans les sols forestiers, une charge limite des métaux apportés par les

Tableau 3.2: Quantité de métaux apportée par les boues de la CUQ selon les différents traitements.

Traitement	Charge en métaux (kg/ha)					
	Al	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb
200-P ¹	243	0,16	5,2	683	4,6	3,0
400-P	486	0,32	10,4	1366	9,2	6,0
800-P	972	0,64	20,8	2732	18,4	12,0
200-A	502	0,15	4,7	550	3,8	2,0
400-A	1004	0,30	9,4	1100	7,6	4,0
Concentrations à ne pas dépasser dans le sol (kg/ha) ²	--	4	200	--	--	100

¹ Dose d'azote disponible appliquée le printemps (P) ou l'automne (A).

² basé sur une profondeur de 15 cm, MENVIQ *et al.* (1991)

boues devraient être établie. De plus, les concentrations maximales en métaux à ne pas dépasser dans les sols (MENVIQ *et al.*, 1991) devraient être vérifiées en tout temps et non seulement lorsque les métaux présents dans les boues dépassent les teneurs limites souhaitables. En effet, la concentration de métaux dans les sols récepteurs pourrait être élevée avant même l'application des boues. Dans un tel cas, l'apport de métaux par les boues, même à des quantités inférieures à la limite souhaitable, pourrait entraîner un dépassement des concentrations permises dans les sols.

3.2 Caractérisation microbiologique des boues

Aucun des pathogènes étudiés (salmonelles, entérocoques, coliformes fécaux, coliformes totaux et parasites) n'a été détecté lors des analyses. Le séchage des boues à une température de 600-700°C pendant 5 minutes semble détruire efficacement les microorganismes pathogènes. Les boues peuvent alors être considérées comme stabilisées et aptes à la valorisation sylvicole.

3.3 Suivi des contaminants chimiques dans l'eau de ruissellement

3.3.1 Quantité d'eau de ruissellement

L'eau de ruissellement a été échantillonnée à 12 et 9 reprises au cours des saisons 1993 et 1994 respectivement, selon un calendrier variable dirigé par la fréquence et

l'intensité des événements pluvieux. Des précipitations intenses et abondantes (> 25 mm) ont été nécessaires à la captation d'eau de ruissellement dans les systèmes installés. Cependant, aucun événement de pluie n'a permis une récolte complète, *i.e.* la récolte de 50 mL et plus d'eau de ruissellement pour les dix-huit parcelles expérimentales. En 1993, 143 échantillons sur une possibilité de 216 (66%) ont été récoltés, alors qu'en 1994 seulement 48 échantillons sur une possibilité de 162 (30%) ont pu être recueillis. Parmi les échantillons récoltés en 1993 et en 1994, 46% et 38% de ces échantillons comportaient un volume inférieur à 125 mL.

Le ruissellement a donc été peu important au cours des saisons étudiées dans l'érablière expérimentale de Tingwick, comme il avait également été observé dans la vallée de Hubbard Brook (Likens *et al.*, 1985). Ces résultats suggèrent que le couvert forestier d'un groupement climacique, tel que l'érablière à bouleau jaune, a limité le ruissellement de surface. En effet, la densité du feuillage, principalement de l'érable à sucre, atténue assurément la quantité et l'intensité de la pluie atteignant le sol. Par ailleurs, l'épaisse couche d'humus et le micro-relief en buttes et dépressions favorisent l'infiltration rapide de l'eau.

Malgré les orages survenus au cours des saisons 1993 et 1994, les précipitations totales mensuelles mesurées de juin à septembre 1993 à la station météorologique de Tingwick ont été légèrement sous les moyennes enregistrées sur 11 ans à la station d'Arthabaska (figure 3.1). Les précipitations du mois d'octobre 1993 ont été, pour leur part, 45 mm au-dessus de la moyenne. En 1994, les mois de mai et juin ont été plus pluvieux que la normale, alors qu'en juillet, août et septembre, les précipitations ont été sous la normale.

Les conditions climatiques rencontrées au cours de ces deux saisons n'ont pas permis la vérification d'événements extrêmes: notamment des précipitations abondantes, de longue durée, en absence du feuillage soit au printemps et à l'automne. L'utilisation d'un simulateur de pluie (Duffy *et al.* 1989) devrait être envisagé pour étudier les risques de contamination de l'eau de ruissellement dans ces cas particuliers.

3.3.2 Variabilité des résultats

Dans l'ensemble, les résultats des analyses montrent une variabilité importante. Le coefficient de variation pour les différentes paramètres peut atteindre 173% (tableau 3.3). La complexité et l'évolution rapide de la composition de la litière et de la couche

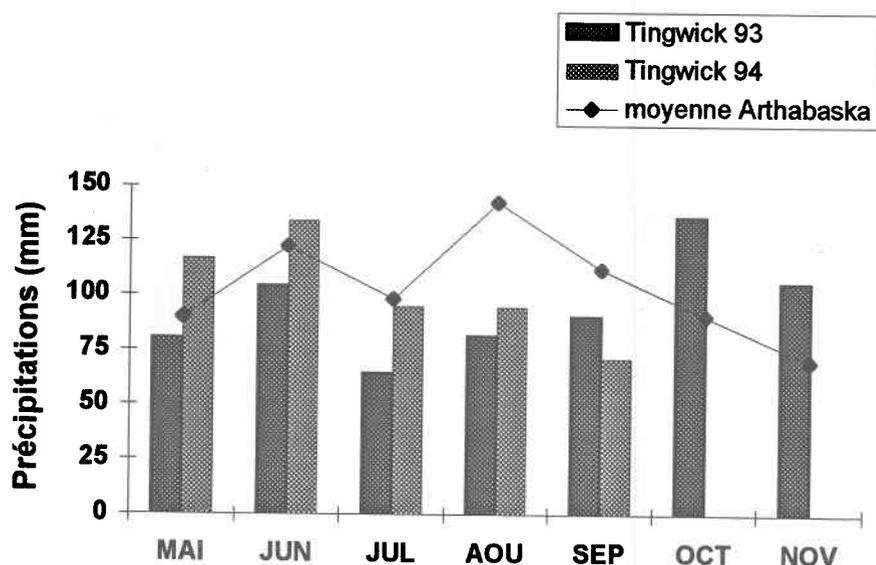


Figure 3.1: Précipitations totales mensuelles de pluie (mm) observées à la station météorologique de Tingwick et moyennes enregistrées entre octobre 1979 et décembre 1990 à la station d'Arthabaska.

d'humus (Camiré, 1992) à travers lesquelles l'eau récoltée a circulé, de concert avec le faible volume d'eau recueilli, peuvent expliquer la variabilité observée.

Cette variabilité se reflète dans l'analyse statistique qui n'a détecté de différences significatives entre les traitements que pour l'ammonium et le plomb au cours de l'échantillonnage de 1993 et que pour le fer et le manganèse lors de l'échantillonnage de 1994. Les données recueillies fournissent tout de même de l'information quant aux concentrations de NH_4 , P_{tot} , Al, Cu, Fe, Mn, Cd et Pb pouvant être retrouvées dans l'eau de ruissellement suite à l'application de boues séchées dans une érabièrre.

Tableau 3.3: Coefficients de variation (C.V.) moyens obtenus sur les différents paramètres analysés dans l'eau de ruissellement au cours des saisons 1993 et 1994. L'étendu des C.V. est présenté entre parenthèse.

Saison	NH ₄	P total	Al	Cu	Fe	Mn	Cd	Pb
1993	70 (2 - 166)	73 (2 - 173)	60 (2 - 158)	86 (0 - 173)	73 (4 - 151)	65 (1 - 146)	62 (2 - 141)	79 (0 - 141)
1994	92 (22 - 141)	93 (2 - 141)	50 (1 - 106)	58 (7 - 141)	53 (5 - 126)	56 (11 - 81)	57 (3 - 102)	67 (9 - 141)

3.3.3 Azote ammoniacal

Au cours de la saison 1993, les concentrations moyennes d'azote ammoniacal dans l'eau de ruissellement des parcelles témoins ont varié de 0,7 à 1,7 mg N L⁻¹, alors qu'elles atteignaient 3,3, 4,9 et 10,2 mg N L⁻¹ dans les parcelles traitées ayant reçues des doses de 200, 400 et 800 kg N disponible ha⁻¹ au printemps 1993 (traitements 200-P, 400-P et 800-P). Cependant, des différences significatives par rapport au témoin n'ont été décelées que pour le traitement 800-P et ce, à deux reprises au cours de la saison 1993 (figure 3.2).

Au cours de la saison 1994, aucune différence significative n'a été observé même si, pour le traitement 400-A, la concentration maximale d'azote ammoniacal atteinte dans l'eau de ruissellement a été de 49 mg N L⁻¹. Néanmoins, les concentrations obtenues montrent que l'azote ammoniacal représente une source de contamination de l'eau de ruissellement des sols forestiers amendés par des boues comme Dunigan et Dick (1980) l'ont aussi observé pour les sols agricoles.

En considérant le critère de toxicité chronique d'eau douce (MENVIQ, 1990) qui varie de 0,102 à 2,08 mg N-NH₄ L⁻¹ selon la température et le pH de l'eau, même l'eau de ruissellement des parcelles témoins pourrait comporter un potentiel de contamination des cours d'eau. Statistiquement, la dose maximale recommandé pour la valorisation sylvicole des boues (200 kg N disponible ha⁻¹) n'engendre pas des concentrations différentes du témoin. Cependant, l'obtention de concentrations d'ammonium supérieures au témoin et supérieures aux critères de toxicité chronique laisse des doutes

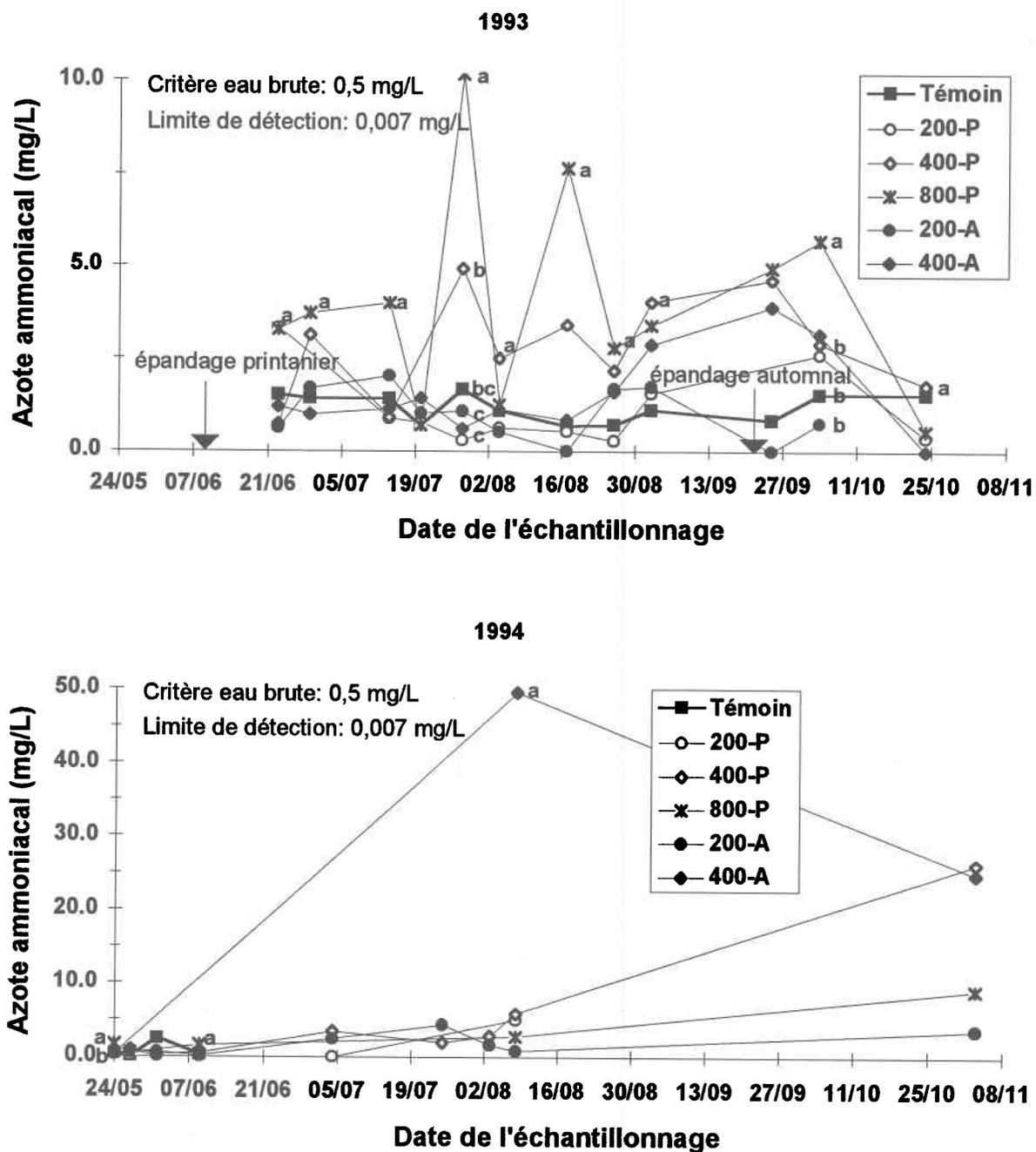


Figure 3.2: Évolution de la teneur en azote ammoniacal dans l'eau de ruissellement de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épandues (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A). (Statistiques: analyse de variance de blocs aléatoires complets, $p < 0,05$; test de Duncan, $\alpha = 0,05$).

quant à la validité de la norme d'épandage. De plus amples études seront nécessaires afin de vérifier cet aspect.

De plus, comme la composition de l'eau de ruissellement peut se modifier avant d'atteindre un cours d'eau principal ou secondaire, la distance exigée entre le site d'épandage et un cours d'eau prend de l'importance. Le dispositif expérimental utilisé n'a pas été conçu pour vérifier la pertinence des distances minimales d'un cours d'eau, exigées dans le guide de valorisation sylvicole des boues. Un dispositif prévoyant la récolte de l'eau de ruissellement à différentes distances du site traité, de même que la récolte de l'eau d'un cours d'eau situé à proximité devrait être envisagé pour vérifier les distances exigées. Une attention particulière devrait être accordée au choix du site. La présence de rigoles saisonnières à proximité du site et la conception de parcelles suffisamment larges pour couvrir un micro-réseau d'écoulement, de même que l'utilisation d'un simulateur de pluie seraient utiles pour valider et optimiser les critères relatifs aux risques de contamination de l'eau de ruissellement et des cours d'eau par l'azote ammoniacal.

3.3.4 Phosphore total

La concentration moyenne maximale (concentration la plus élevée de la saison après le calcul des moyennes des trois répétitions) de phosphore total mesurée dans l'eau de ruissellement des parcelles témoins a été de 0,5 mg P L⁻¹ au cours de la saison 1993, alors que celle des parcelles traitées a atteint 0,8, 0,6 et 3,0 mg P L⁻¹ pour les traitements 200-P, 400-P et 800-P respectivement (figure 3.3). Seul le traitement 800-P s'est démarqué significativement des autres traitements, et ce au cours d'un seul échantillonnage de la saison 1993.

Le phosphore peut donc constituer un contaminant de l'eau de ruissellement lorsque de fortes doses de boues sont appliquées. Cependant, dans les conditions observées au cours des saisons 1993 et 1994, la dose maximale recommandée (200 kg N disponible ha⁻¹) semble ne pas comporter plus de risque de contamination des cours d'eau que le ruissellement naturel. En effet, pour ne pas contribuer à l'eutrophisation des systèmes aquatiques, la concentration souhaitable de phosphore dans les eaux courantes est de 0,10 mg P L⁻¹ (Environnement Canada, 1980). Cette concentration est même dépassée dans l'eau de ruissellement des parcelles témoins.

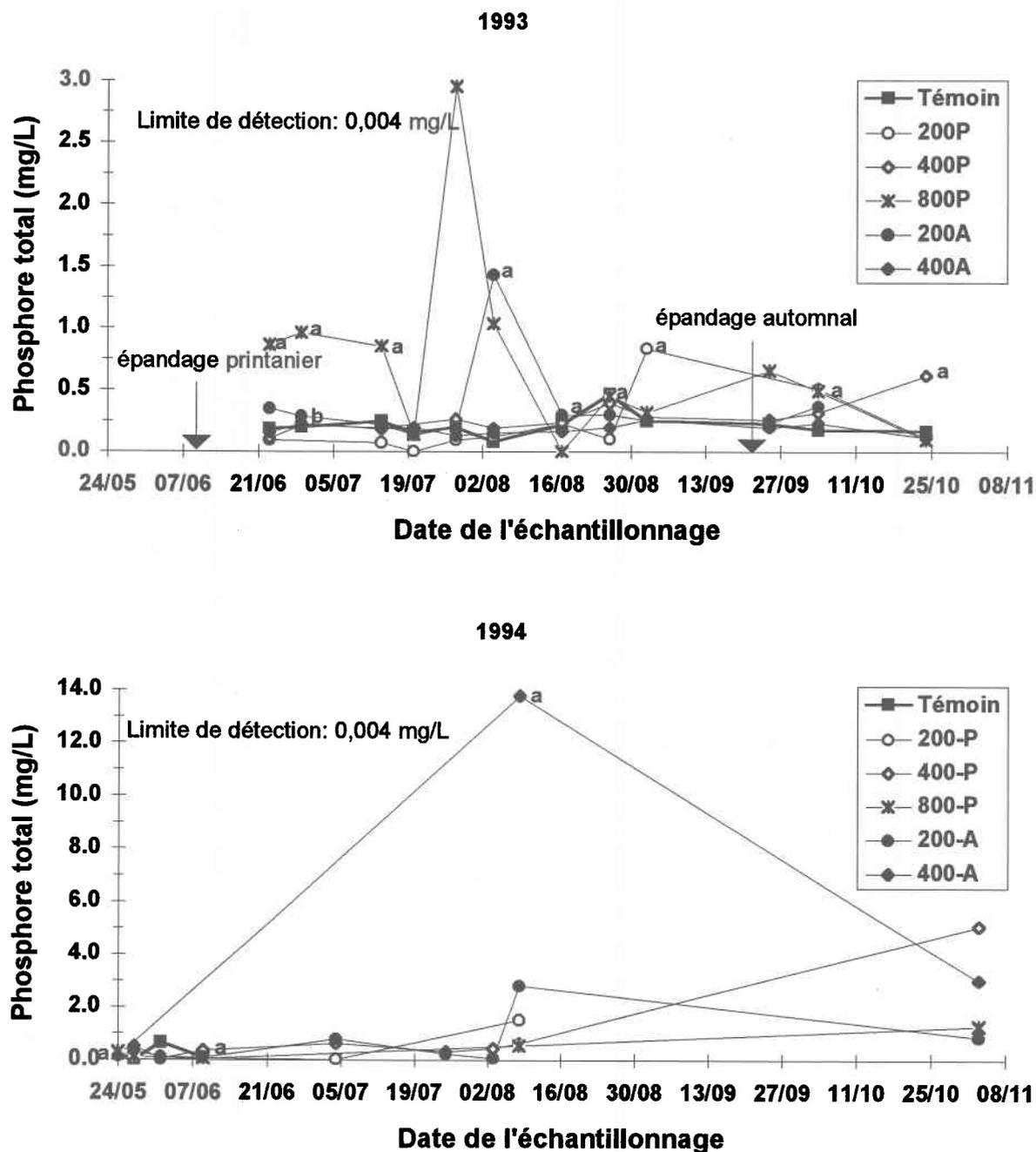


Figure 3.3: Évolution de la teneur en phosphore total dans l'eau de ruissellement de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épandues (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A). (Statistiques: analyse de variance de blocs aléatoires complets, $p < 0,05$; test de Duncan, $\alpha = 0,05$).

Les concentrations de phosphore total mesurées pour le traitement 200-P (180 kg P total ha⁻¹) se sont avérées inférieures aux concentrations mesurées lors d'études sur la valorisation agricole de boues. En effet, Bruggeman et Mostaghimi (1993) ont mesuré une concentration maximale de 0,8 mg L⁻¹ de P-PO₄ dissous dans l'eau de ruissellement suite à l'application de 100 kg P ha⁻¹. Rappelons que le P dissous dans l'eau de ruissellement agricole représente généralement moins de 10% du phosphore total (Bédard, 1989). Selon ce rapport P_{dissous}/P_{total}, des concentrations de 8 mg L⁻¹ de P total auraient pu être mesurées dans cette étude. Dunigan et Dick (1980) ont observé une concentration maximale de 1,5 mg L⁻¹ de P-PO₄ dissous (15 mg P total L⁻¹) dans l'eau de ruissellement agricole, après l'application de doses de 43 kg P ha⁻¹.

Le ruissellement du phosphore suite à l'application de boues en milieu forestier semble, à première vue, moins important qu'en milieu agricole. Cependant, comme mentionné précédemment, les conditions climatiques rencontrées au cours du suivi n'ont pas permis de vérifier le niveau de contamination lors d'événements extrêmes favorisant le ruissellement.

Étant principalement sous forme particulaire, le phosphore sera transporté lors de pluies érosives. Le ruissellement du phosphore pourrait être plus important qu'observé dans la présente étude, principalement lorsque de fortes pluies tomberont après un épandage de boues au printemps, avant l'épanouissement du feuillage des arbres.

3.3.5 Aluminium dissous

L'aluminium dissous se retrouve dans l'eau de ruissellement à des concentrations moyennes variant de 0,3 à 1,7 mg L⁻¹ et ce indépendamment des traitements (figure 3.4). En effet, la concentration moyenne la plus élevée a été observée dans l'eau de ruissellement de parcelles n'ayant pas reçu de boues (traitement 200-A avant épandage). Les concentrations mesurées sont bien au-delà du critère de qualité de l'eau pour la vie aquatique en ce qui a trait à la toxicité chronique soit 0,087 mg L⁻¹ et parfois même, au-dessus de celui de la toxicité aiguë qui est de 0,75 mg L⁻¹ (MENVIQ, 1990). Aucune différence significative n'a cependant été décelée entre les traitements. Dans les conditions observées au cours du suivi, l'application de boues n'a pas entraîné d'augmentation significative de l'Al dissous dans l'eau de ruissellement.

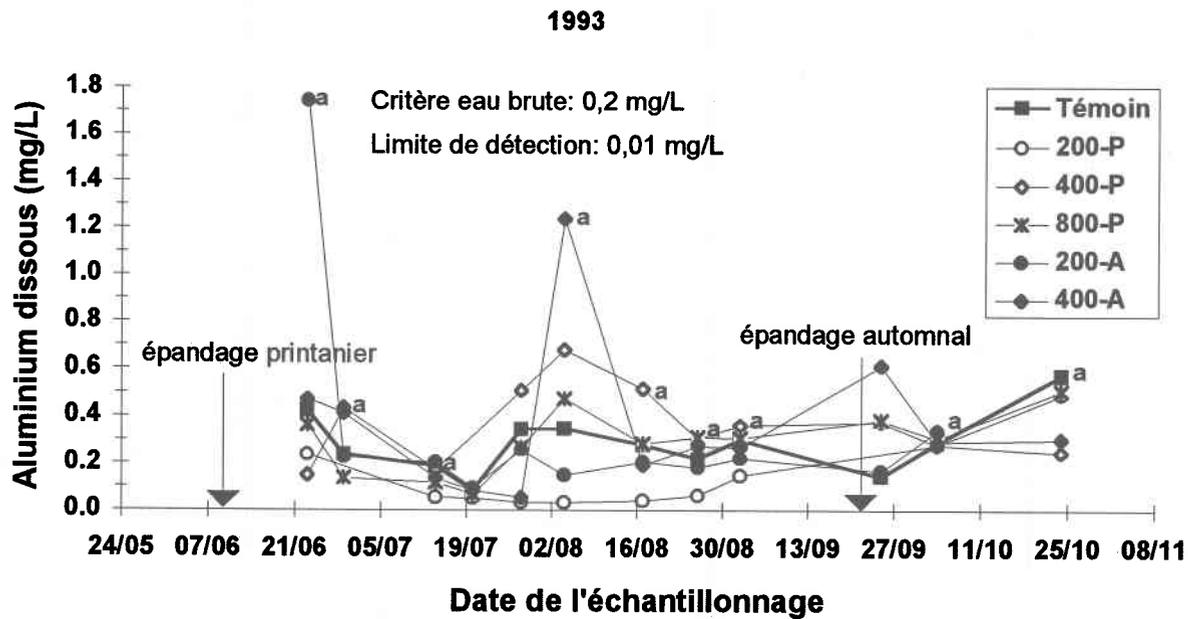


Figure 3.4: Évolution de la teneur en aluminium dans l'eau de ruissellement de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épandues (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A). (Statistiques: analyse de variance de blocs aléatoires complets, $p < 0,05$; test de Duncan, $\alpha = 0,05$).

3.3.6 Fer dissous

Les concentrations de fer dissous dans l'eau de ruissellement ont atteint $2,1 \text{ mg L}^{-1}$ au cours de la saison 1993 (figure 3.5) et aucune différence significative entre les traitements n'a alors été détectée. En 1994, une concentration maximale de $1,03 \text{ mg L}^{-1}$ a été atteinte pour le traitement 400-A et s'avère significativement différente de celles obtenues dans les autres parcelles traitées. Cependant, aucune récolte d'eau de ruissellement n'a pu être effectuée à cette même date dans les parcelles témoins.

Les concentrations maximales de fer dissous retrouvées dans l'eau de ruissellement sont supérieures au critère de qualité de l'eau pour la vie aquatique qui est $0,3 \text{ mg L}^{-1}$, et ce même à certaines occasions, pour les traitements témoins. Cependant, le fer, étant généralement peu soluble, pourra précipiter et s'adsorber avant d'atteindre les cours d'eau ou migrer sous forme particulaire lors de pluies érosives. Cette propriété du fer limite apparemment ses mouvements malgré les quantités importantes de fer dans les boues ($29,5 \text{ g kg}^{-1} \text{ m.s.}$).

3.3.7 Manganèse dissous

Les concentrations moyennes de manganèse dissous retrouvées dans l'eau de ruissellement des parcelles témoins ont atteint $0,4 \text{ mg L}^{-1}$ en 1993 alors que dans les parcelles traitées, des concentrations moyennes maximales de $0,2$, $0,6$ et $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ ont été observées pour les traitements 200-P, 400-P et 800-P respectivement (figure 3.6), sans toutefois détecter des différences significatives entre les traitements. Cependant, les valeurs obtenus pour le traitement 800-P ont été, à plusieurs reprises, supérieures au témoin.

En 1994, un maximum de $0,3 \text{ mg Mn L}^{-1}$ a été obtenu dans les parcelles témoins, alors que pour les traitements 200-P, 400-P, 800-P, 200-A et 400-A, des concentrations moyennes maximales de $0,15$, $1,5$, $1,4$, $1,2$ et $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ respectivement, ont été observées. Une différence significative a été décelée au premier échantillonnage de 1994 alors que la concentration de Mn dissous mesurée dans l'eau de ruissellement des parcelles ayant reçu le traitement 800-P a atteint $0,7 \text{ mg L}^{-1}$. Ce résultat diffère de ceux obtenus dans les autres parcelles traitées et témoins, et est supérieur au critère de qualité d'eau brute ($0,05 \text{ mg L}^{-1}$). Aucun critère relatif à la vie aquatique n'a cependant été retenu pour le manganèse.

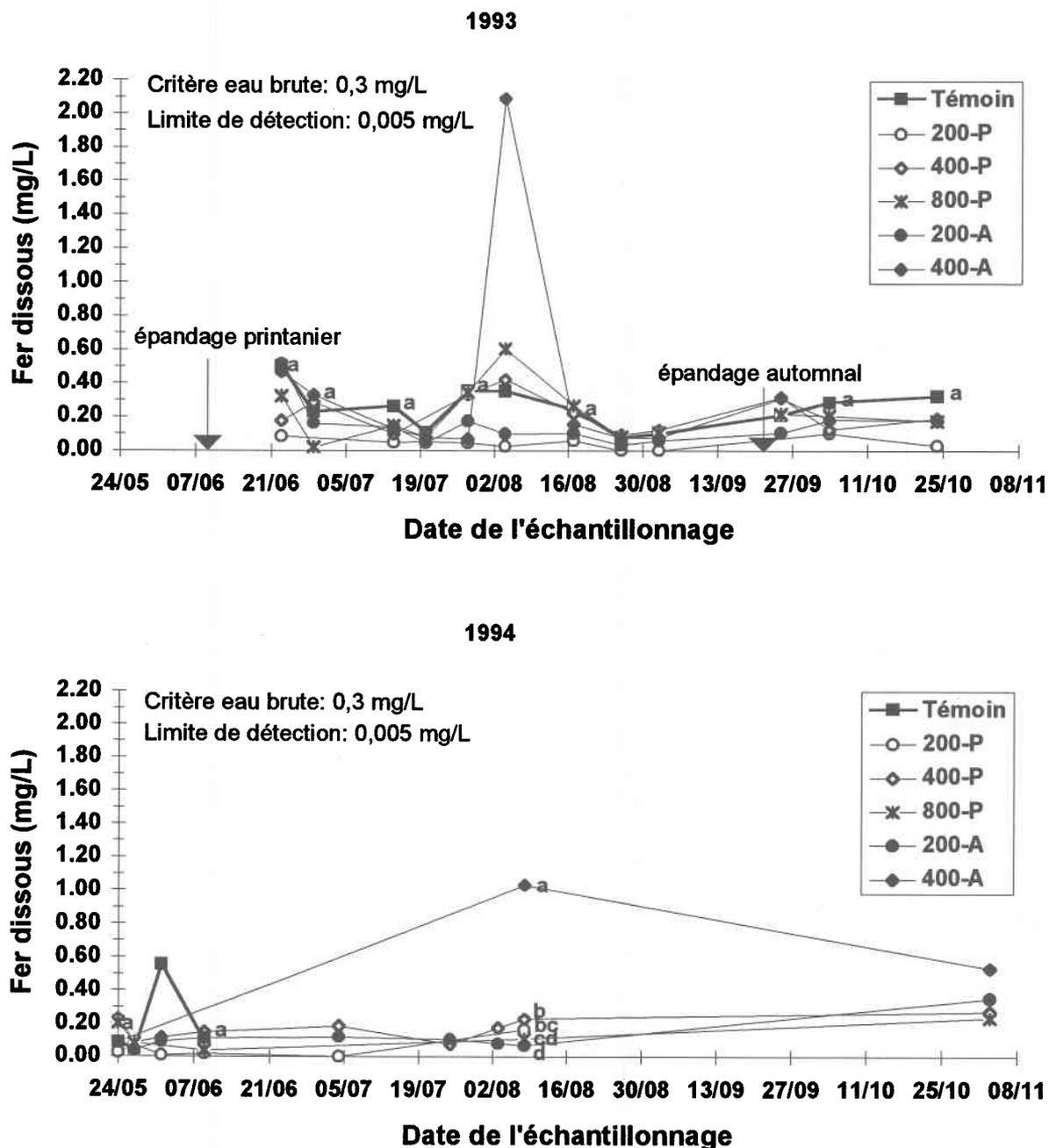


Figure 3.5: Évolution de la teneur en fer dissous dans l'eau de ruissellement de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épanchées (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A). (Statistiques: analyse de variance de blocs aléatoires complets, $p < 0,05$; test de Duncan, $\alpha = 0,05$).

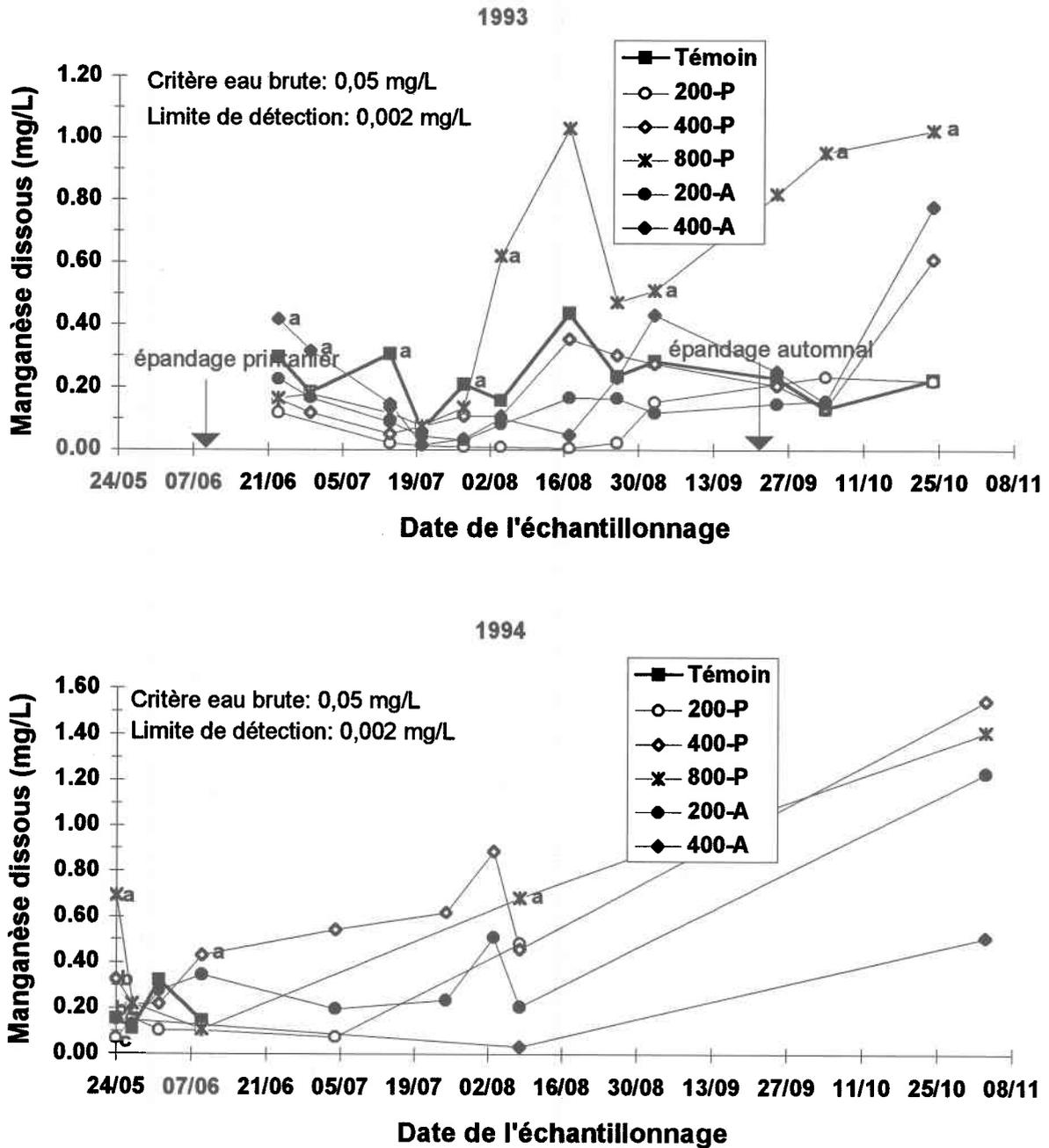


Figure 3.6: Évolution de la teneur en manganèse dissous dans l'eau de ruissellement de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épandues (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A). (Statistiques: analyse de variance de blocs aléatoires complets, $p < 0,05$; test de Duncan, $\alpha = 0,05$).

L'épandage des boues semble donc avoir un léger impact sur la concentration du manganèse soluble dans l'eau de ruissellement. Comme le fer, le manganèse est peu soluble en présence d'oxygène. Sa présence relativement faible dans les boues ($200 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.s.}$) comparativement au fer ($29,5 \text{ g kg}^{-1} \text{ m.s.}$), pourrait indiquer que le manganèse des boues existe plutôt sous forme soluble ou que le manganèse présent dans l'eau de ruissellement provient de sources autres que les boues. Les oxydes de manganèse présents dans la litière et la couche d'humus ont pu être solubilisés suite au développement de conditions anoxiques qui ont pu être provoquées par l'importante couche de boues recouvrant le sol des parcelles des traitements 800-P.

3.3.8 Cadmium dissous

La concentration moyenne maximale de cadmium dissous observée en 1993 et 1994 a été de $8,0 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ et ce dans une parcelle n'ayant pas encore reçu de boues (400-A) (figure 3.7). Cette donnée semble anormalement élevée comparativement aux valeurs obtenues pendant le reste de la saison et comparativement aux valeurs observées par Bergkvist (1987) ($0,5 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ de Cd total, $\text{pH} = 4,0$) dans la solution du sol (0 - 5 cm) d'une forêt coniférienne suisse peu perturbée. Cette valeur douteuse a pu être obtenue, soit par la contamination d'un échantillon, soit par la perturbation du sol lors de l'installation des systèmes de collecte.

Aucune différence significative n'a été décelée au cours des deux saisons. L'application de boues n'a pas entraîné d'augmentation significative de cadmium dans l'eau de ruissellement au cours des saisons de croissance étudiées. Cependant, les concentrations naturelles de cadmium dans l'eau de ruissellement de l'érablière semblent élevées ($3 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$). Les conditions acides ($\text{pH} = 3,4$) qui prévalent dans la litière, à travers laquelle l'eau de ruissellement s'est écoulée, sont probablement en partie responsable.

3.3.9 Cuivre dissous

Au cours de la saison 1993, le cuivre dissous dans l'eau de ruissellement s'est maintenu sous la limite de détection ($0,01 \text{ mg L}^{-1}$) pour tous les traitements (figure 3.8), alors qu'en 1994, la concentration maximale retrouvée a été de $0,06 \text{ mg L}^{-1}$, et ce pour le traitement 400-A. Bergkvist (1987) a également mesuré de faibles concentrations de cuivre ($3 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) dans la solution du sol (0 - 5 cm) d'une forêt coniférienne suisse peu perturbée. La méthode d'analyse utilisée a été sélectionnée en fonction du critère de qualité de l'eau brute (MENVIQ, 1990) qui est de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ pour le cuivre. Considérant

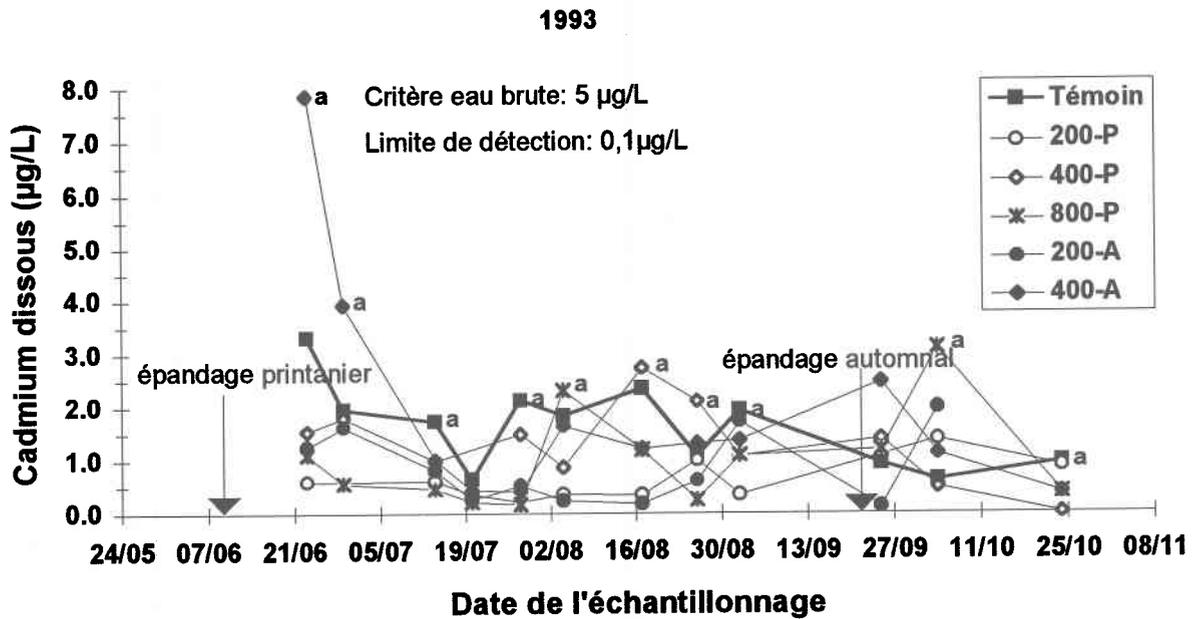


Figure 3.7: Évolution de la teneur en cadmium dissous dans l'eau de ruissellement de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épandues (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A). (Statistiques: analyse de variance de blocs aléatoires complets, p < 0,05; test de Duncan, α = 0,05).

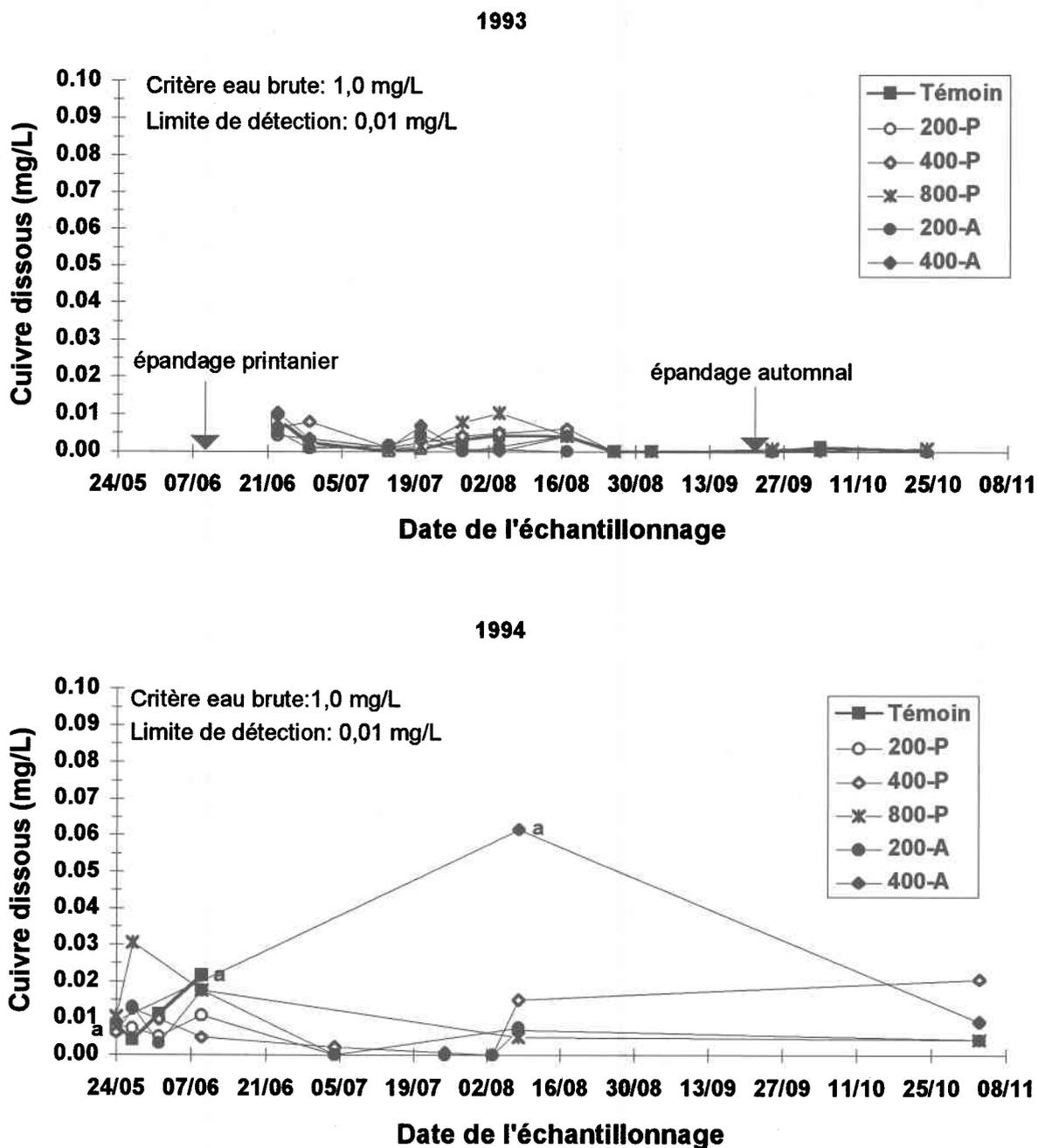


Figure 3.8: Évolution de la teneur en cuivre dissous dans l'eau de ruissellement de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épandues (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A). (Statistiques: analyse de variance de blocs aléatoires complets, $p < 0,05$; test de Duncan, $\alpha = 0,05$).

ce dernier, le cuivre comporte peu de risques de contamination de l'eau servant à l'approvisionnement en eau potable. Cependant, les critères de qualité de l'eau pour la vie aquatique sont plus sévères et une méthode d'analyse plus sensible devra être utilisée pour vérifier ces derniers. Les critères de qualité de l'eau de la vie aquatique dépendent de la dureté de l'eau, mais pour une eau ayant une dureté de $30 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, le critère de toxicité aiguë (tableau 1.9) est $0,006 \text{ mg L}^{-1}$ et il est de $0,002 \text{ mg L}^{-1}$ pour une toxicité chronique.

3.3.10 Plomb dissous

Les concentrations moyennes de plomb dissous retrouvées dans l'eau de ruissellement des parcelles témoins ont atteint $7,1 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ en 1993 alors que dans les parcelles traitées, des concentrations moyennes maximales de 3,7, 8,2 et $16,1 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ ont été observées pour les traitements 200-P, 400-P et 800-P respectivement (figure 3.9). D'ailleurs, les traitements 400-P et 800-P diffèrent significativement du témoin.

Au cours du deuxième échantillonnage de la saison 1994, les concentrations moyennes de plomb pour les traitements 800-P, 400-P et 400-A ont atteint des valeurs particulièrement élevées soit de 24,1, 22,0 et $15,8 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ respectivement. Cependant, le témoin étant lui aussi élevé ($10 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$), aucune différence significative n'a été décelée. Bergkvist (1987) a également mesuré des concentrations de plomb de l'ordre de $10 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ dans la solution du sol (0 - 5 cm) d'une forêt coniférienne suisse peu perturbée.

L'application de boues a donc entraîné une légère augmentation de la concentration de plomb dissous dans l'eau de ruissellement. Cependant, les traitements représentant la dose maximale recommandée (200-P, et 200-A) n'ont pas eu d'impacts significatifs.

3.4 Suivi des contaminants chimiques dans l'eau de percolation

Le suivi de la qualité de l'eau de percolation récoltée à l'aide de lysimètres installés à 30 cm de profondeur visait principalement à établir le potentiel de migration des éléments nutritifs et des métaux à la suite de l'application de boues en surface d'un sol forestier. Les concentrations mesurées dans l'eau du sol ne reflètent pas nécessairement celles qui seraient rencontrées dans les eaux souterraines. Cependant, les données recueillies permettent d'évaluer les risques d'un lessivage accru des éléments nutritifs et des métaux qui pourront éventuellement contaminer les eaux souterraines.

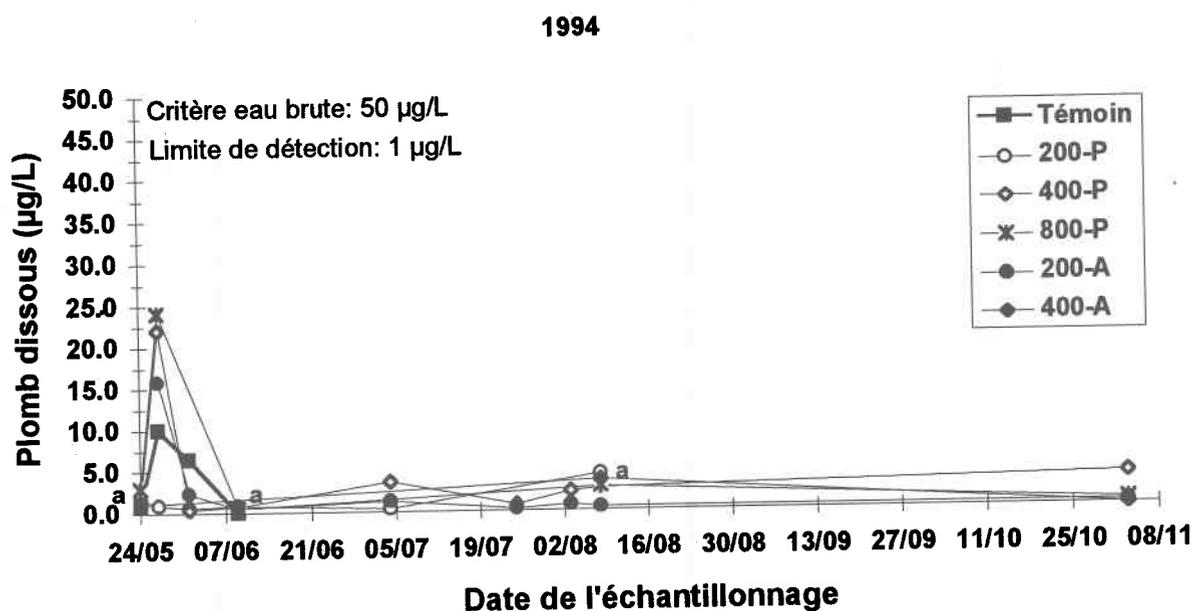
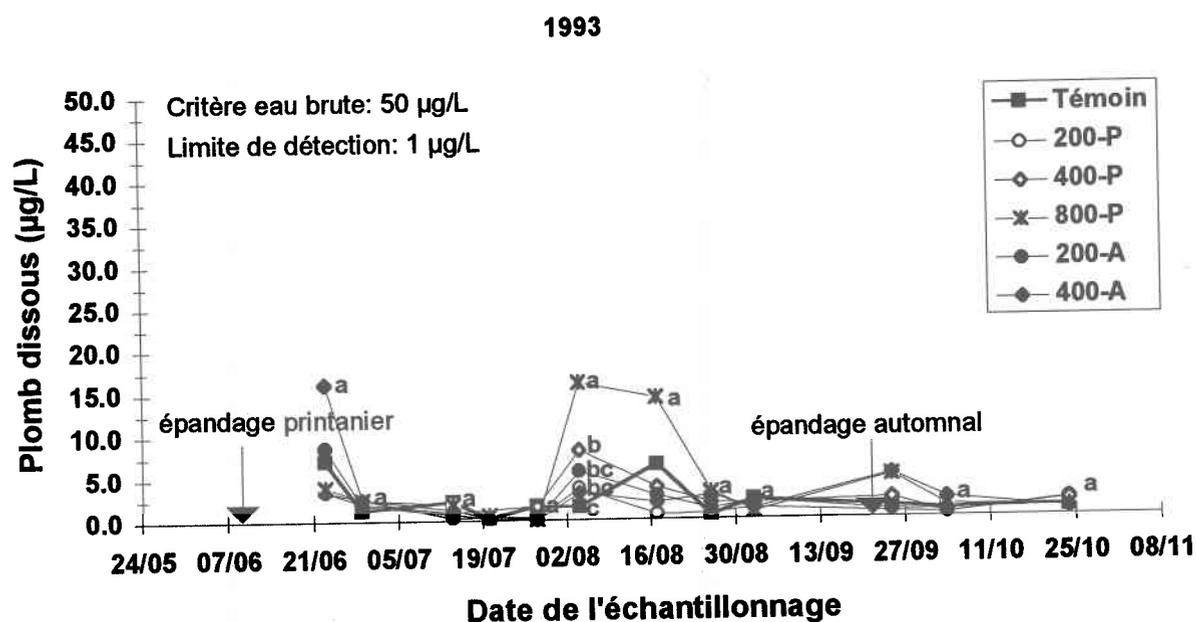


Figure 3.9: Évolution de la teneur en plomb dissous dans l'eau de ruissellement de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épandues (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A). (Statistiques: analyse de variance de blocs aléatoires complets, $p < 0,05$; test de Duncan, $\alpha = 0,05$).

L'utilisation du critère de qualité de l'eau brute (destinée à la consommation domestique) pour apprécier la qualité de l'eau de percolation est justifiée par la très haute qualité de l'eau produite par les écosystèmes forestiers non-perturbés (Zasoski et Edmonds, 1986).

3.4.1 Échantillonnage de l'eau de percolation

Des précipitations de l'ordre de 15 à 20 mm de pluie, peu de temps avant l'échantillonnage, ont habituellement été suffisant pour permettre la récolte de l'eau de percolation dans les lysimètres installés. Quelques échantillonnages ont cependant été incomplets soit à cause de la perte de tension des lysimètres, soit à cause de conditions de sol trop sèches. Les lysimètres n'ont pas été échantillonnés pendant la fonte des neiges afin de limiter les dommages pouvant être causés par le gel.

3.4.2 Azote ammoniacal

La concentration de l'azote ammoniacal dans l'eau de percolation a varié selon le traitement et selon la date de l'échantillonnage (figure 3.10). Les concentrations moyennes de N-NH₄ dans les parcelles témoins ont varié de < 0,02 à 0,63 mg L⁻¹ en 1993, alors qu'en 1994, elles sont demeurées sous la limite de détection (0,02 mg L⁻¹). La concentration moyenne de N-NH₄ dans les parcelles ayant reçues la plus faible dose de boues (200 kg N disponible ha⁻¹) a atteint 0,84 mg L⁻¹ en juillet 1993. Cette augmentation a cependant été de courte durée puisqu'à la fin de la saison 1993 et au cours de la saison 1994, les concentrations étaient sous la limite de détection. L'application automnale d'une dose équivalente n'a pas eu d'impact décelable au cours des périodes échantillonnées.

La concentration moyenne de N-NH₄ pour le traitement intermédiaire (400 kg N disponible ha⁻¹) a augmenté en juillet 1993 et a atteint 3,3 mg L⁻¹ en septembre 1993. Cependant, des différences significatives avec le témoin ont été décelées seulement au dernier échantillonnage de 1993, alors que la concentration moyenne atteignait 1,3 mg L⁻¹. En 1994, la concentration moyenne maximale observée a été de 0,14 mg L⁻¹ à la fin du mois de mai. À partir de juillet 1994, les concentrations ont diminué et atteint des valeurs non détectables. Le traitement appliqué à la fin septembre 1993 (400-A) n'a pas eu d'effet marqué en 1993, alors qu'en 1994, cette dose a généré des concentrations de N-NH₄ de 4,1 mg L⁻¹ au mois de juillet sans toutefois être différentes de celles des parcelles témoins. Les concentrations observées pour une dose de 400 kg N disponible ha⁻¹ ont dépassé le critère de qualité de l'eau brute (0,5 mg L⁻¹) à partir de juillet 1993

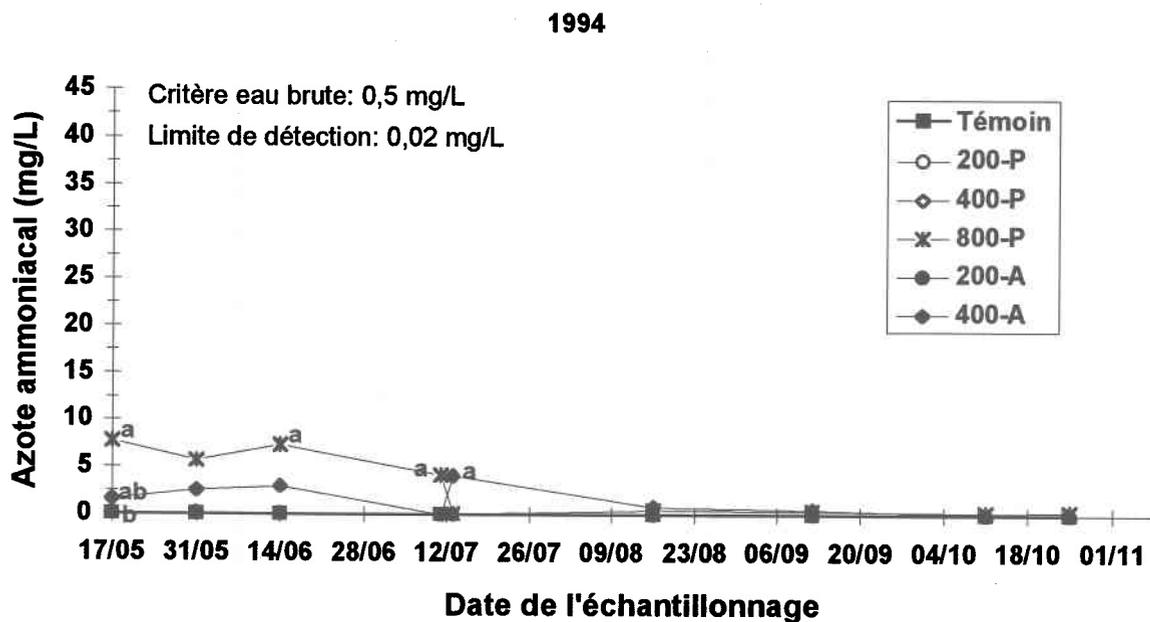
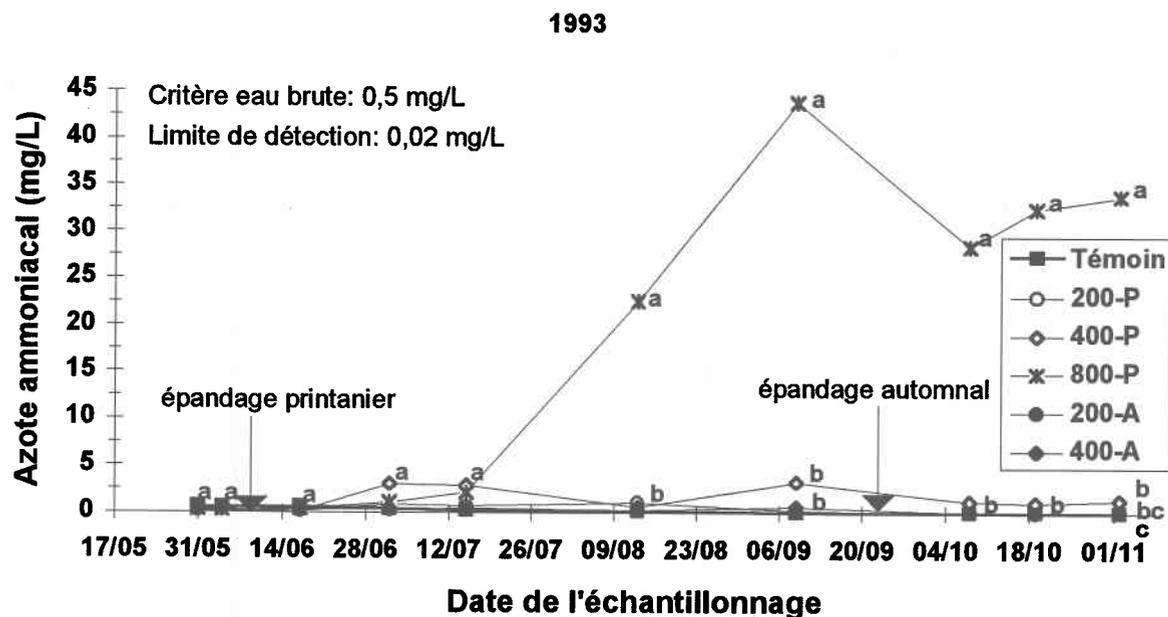


Figure 3.10: Évolution de la teneur en azote ammoniacal de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épandues (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A). (Statistiques: analyse de variance de blocs aléatoires complets, $p < 0,05$; test de Duncan, $\alpha = 0,05$).

jusqu'à la fin de la saison 1993 pour le traitement printanier et à partir de mai 1994 jusqu'au mois de septembre 1994 pour l'application automnale.

Le traitement extrême (800 kg N disponible ha⁻¹) s'est démarqué de façon significative des autres traitements, et ce, à plusieurs reprises, soit de la mi-août 1993 jusqu'au premier échantillonnage de 1994 effectué le 17 mai. Ainsi la concentration moyenne maximale a été observée en septembre 1993 et a atteint 43,7 mg L⁻¹. Les concentrations sont demeurées hautes jusqu'à la fin de la saison 1993, alors qu'en 1994, elles ont passé de 7,7 à 0,3 mg L⁻¹.

La présence d'azote ammoniacal dans l'eau de percolation des traitements extrêmes et intermédiaires suggère que la quantité d'azote minéralisé pour de telles doses d'épandage (400 et 800 kg N disponible ha⁻¹) excède la capacité d'assimilation de l'écosystème forestier par les différents mécanismes usuels (rétention par le sol, assimilation végétale et immobilisation microbienne). Ainsi, un rapport C/N des boues relativement bas (environ 10), un rapport C/N des horizons LH et Bf autour de 20 (Roy et Gagnon, 1992) et le pH acide du sol semble favoriser une minéralisation de l'azote supérieure à son immobilisation. L'azote ammoniacal des boues peut alors s'accumuler et migrer vers les horizons sous-jacents. Les résultats des analyses de sols des horizons LH et Bf (section 3.5.2) montrent d'ailleurs une augmentation significative d'ammonium dans ces couches de sol. Cependant, la diminution des concentrations de N-NH₄ dans l'eau de percolation quelques mois après les épandages et la baisse des concentrations mesurées au mois d'août 1994 dans le sol des horizons LH et Bf suggère que l'ammonium est rapidement transformé ou assimilé.

Le critère de qualité de l'eau brute (0,5 mg L⁻¹) a été dépassé à plusieurs reprises pour les traitements intermédiaires et élevés, alors que pour la dose maximale permise par le guide (200 kg N disponible ha⁻¹), le critère a été dépassé légèrement au cours du mois de juillet 1993. L'application de boues à des doses n'excédant pas 200 kg N disponible ha⁻¹ risque de n'avoir que peu d'impacts directs sur la concentration de N-NH₄ dans les eaux souterraines. Cependant, l'accumulation de N-NH₄ dans le sol peut résulter en une nitrification et en des pertes possibles d'azote sous forme de nitrates. Les résultats des analyses de nitrates dans l'eau de percolation (section suivante) et dans le sol (section 3.5.2) tendent à confirmer cette dernière hypothèse.

Il est aussi intéressant d'observer, qu'aux mois de juin et juillet 1993, les concentrations des traitements 400-P sont plus élevées que celles des traitements 800-P (figure 3.10) . La rétention de l'eau par l'épaisse couche de boues du traitement 800-P a pu ralentir la progression des éléments minéralisés. D'ailleurs ce phénomène de lessivage des éléments débutant pour le traitement 400-P avant le traitement 800-P, est perceptible également pour les N-NO₃, Ca, Mg, K, P, Al, Mn, Cd et Zn.

3.4.3 Nitrates

Les concentrations de nitrates dans l'eau de percolation ont généralement augmenté dans le temps et avec la dose d'épandage (figure 3.11). Les concentrations moyennes maximales et minimales observées au cours des saisons 1993 et 1994 sont présentées au tableau 3.4. Dès juillet 1993, soit un mois après les épandages printaniers, les concentrations moyennes de nitrates dans l'eau de percolation des traitements 400-P et 800-P se distinguent de celles mesurées dans les parcelles témoins et continuent de croître jusqu'à la fin de la saison 1993. A partir d'octobre 1993, la concentration moyenne de nitrates du traitement 200-P se démarque de celle du témoin et atteint 10 mg L⁻¹ à la fin de la saison 1993.

L'absence d'un suivi au cours des mois de novembre 1993 à mai 1994 entraîne cependant un manque d'information critique. En effet, la période de dégel printanier correspond au moment où le taux de lessivage de l'azote est le plus élevé (Likens *et al.*, 1977; Rascher *et al.*, 1987; Shepard *et al.*, 1990). Des concentrations élevées de nitrates pendant la fonte des neiges ont souvent été observées et ont le plus souvent été attribuées à la minéralisation et à la nitrification en l'absence d'assimilation végétale. Il y a donc de fortes raisons de croire que la concentration maximale de nitrates pour le traitement comportant la dose de 200 kg N disponible ha⁻¹ (dose maximale permise par le guide de bonnes pratiques) appliquée au printemps a dépassé substantiellement le critère de l'eau brute.

En mai 1994, les concentrations de nitrates dans l'eau de percolation des traitements printaniers (800-P, 400-P et 200-P) ont diminué par rapport aux concentrations observées en novembre 1993. Le lessivage en profondeur, l'immobilisation, la dénitrification et le prélèvement des nitrates par les plantes pourraient expliquer cette diminution.

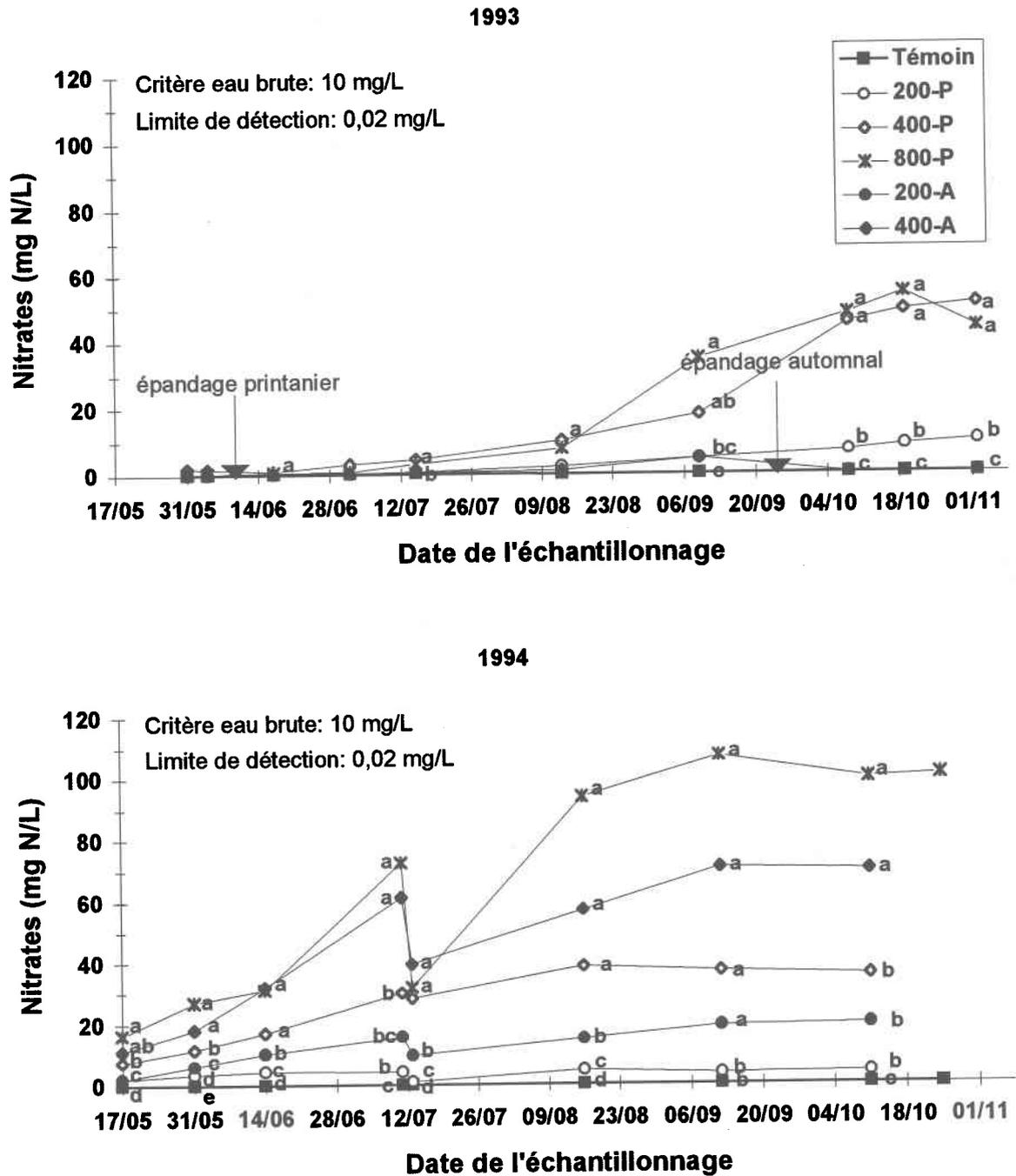


Figure 3.11: Évolution de la teneur en nitrates de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épandues (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A). (Statistiques: analyse de variance de blocs aléatoires complets, $p < 0,05$; test de Duncan, $\alpha = 0,05$).

Tableau 3.4: Concentrations moyennes maximales et minimales de N-NO₃ observées dans l'eau de percolation (30 cm de profondeur) au cours des saisons 1993 et 1994 pour les différents traitements.

Traitement	Concentration minimale (mg N/L)	Concentration maximale (mg N/L)
témoin	< 0,02	0,41
200-P	0,2	10
200-A	0,03	20
400-P	2	51
400-A	0,2	71
800-P	0,5	107
critère de l'eau brute		10

De juin 1994 à septembre 1994, le lessivage des nitrates s'intensifie pour tous les traitements à l'exception de la dose de 200 kg N disponible ha⁻¹ appliquée au printemps pour laquelle les concentrations de nitrates se maintiennent aux environs de 4 mg L⁻¹. Le traitement extrême (800-P) voit sa concentration de nitrates passée de 16 mg L⁻¹ en mai 1994 à 107 mg L⁻¹ en septembre 1994.

Le critère de qualité de l'eau brute concernant les nitrates a été dépassé dans l'eau de percolation pour l'ensemble des parcelles traitées. Les concentrations de nitrates observées à 30 cm sont encore toutes supérieures à 10 mg L⁻¹ à la fin du suivi, à l'exception du traitement 200-P où la concentration de nitrates est de 3,8 mg L⁻¹.

De plus, en 1994, les concentrations de nitrates des traitements 400 et 200 kg N disponible ha⁻¹ appliqués à l'automne se sont avérées supérieures à celles des traitements printaniers correspondant. La concentration moyenne de nitrates observée pour le traitement 200-A a atteint 20 mg L⁻¹ en octobre 1994, ce qui est 2 fois supérieur au critère de l'eau brute (10 mg L⁻¹). Le lessivage de nitrates suite à l'application automnale des boues est plus important que lors d'un épandage effectué au printemps, comme on pouvait s'y attendre. En effet, l'application printanière des boues permet une assimilation végétale de l'azote tout au cours de la saison de croissance alors que le prélèvement de l'azote des boues appliquées à l'automne est limité en fin de saison. À la prochaine saison de croissance, la quantité d'azote non-utilisé sera plus élevée dans les sols amendés à l'automne. De plus, l'azote minérale issu des boues appliquées tardivement sera soumis aux événements de percolation extrêmes (pluies abondantes

automnales et printanières; fonte des neiges). Pour ces raisons, les applications tardives de boues en milieu forestier, tout comme en milieu agricole, ne sont pas souhaitables.

Puisque les nitrates peuvent être lessivés le long du profil de sol à travers des macropores interconnectés, l'application de doses de boues égales ou supérieures à 200 kg N disponible ha⁻¹ dans un écosystème forestier semblable à celui de l'érablière expérimentale de Tingwick pourrait comporter une menace environnementale pour les eaux souterraines. Cependant, des mesures des concentrations de nitrates à des niveaux inférieurs auraient été nécessaire afin de mettre en évidence l'ampleur du lessivage et l'importance de la dénitrification, de l'immobilisation et de la dilution comme mécanismes d'atténuation des concentrations atteignant les eaux souterraines.

Malgré tout, l'augmentation de nitrates dans la solution du sol à 30 cm de profondeur indique que la quantité d'azote apportée par les boues est supérieure à la capacité de rétention d'azote par l'écosystème forestier, et ce, même pour le traitement simulant la dose maximale permise par le guide de bonnes pratiques (200 kg N disponible ha⁻¹). À 30 cm de profondeur, *i.e.* sous l'horizon B dans la section de l'érablière à bouleau jaune typique de l'érablière expérimentale de Tingwick, le prélèvement des éléments par les érables risque d'être peu élevé. En effet, le développement racinaire de l'érable en milieu acide se produit principalement près de la surface (Badibanga *et al.*, 1990).

De plus, un peuplement d'une région tempérée décidue comme celui de l'érablière expérimental de Tingwick prélève environ 70 kg N ha⁻¹ an⁻¹, et en restitue au sol plus de 80% (Cole et Rapp, 1981). Les besoins réels d'un tel peuplement sont donc peu élevés (15 kg N ha⁻¹ an⁻¹). Il n'est alors pas étonnant qu'une application de 200 kg N disponible ha⁻¹, qui dans le cas des boues de la CUQ de juin 1993 représente une quantité total d'azote de 628 kg ha⁻¹, dépasse les capacités de rétention de l'érablière. Des chercheurs (Riekerk, 1982; Aschmann *et al.*, 1992) soutiennent que des problèmes environnementaux peuvent survenir suite à l'application de doses de 400 kg N total ha⁻¹ an⁻¹ et plus, puisque la quantité d'azote ajouté au sol excède substantiellement la capacité de prélèvement de la végétation forestière. Crohn et Haith (1994), après avoir amélioré un modèle mathématique simulant la dynamique de l'azote après l'application de boues dans une forêt feuillue de l'état du New Hampshire, obtiennent des taux sécuritaires de 225 et 190 kg N total ha⁻¹ appliqués tous les 3 ans pour des boues

anaérobies et aérobies respectivement. Le modèle prévoit que ces taux n'entraîneront pas le lessivage de nitrates à des concentrations supérieures à 10 mg L^{-1} .

Compte tenu que le critère de qualité de l'eau a été atteint pour les concentrations de nitrates mesurées à 30 cm pour le traitement comportant une dose de $200 \text{ kg N disponible ha}^{-1}$; que des concentrations plus élevées ont probablement été rencontrées au cours du dégel printanier; que les besoins annuels d'azote pour un peuplement feuillu décidu mature sont plus de 2 fois inférieures à 200 kg ha^{-1} et compte tenu des doses recommandées dans la littérature, la dose maximale permise dans le guide de bonnes pratiques québécois ($200 \text{ kg N disponible ha}^{-1}$) semble exagérée.

En effet, cette dose, qui est la quantité maximale pouvant être appliquée sur une période de 10 ans, peut toutefois être appliquée en une seule fois. Puisque cette dernière option est la plus économique, il est facile de penser que les gestionnaires des boues l'adopteront. Comme il a été constaté dans cette expérience, une dose de $200 \text{ kg N disponible ha}^{-1}$ appliquée en une seule fois est trop élevée pour un écosystème similaire à celui de l'érablière expérimentale de Tingwick. Puisque la valorisation des boues d'épuration urbaines en milieu forestier vise à utiliser les boues de façon à ce qu'elles soient considérées comme un fertilisant et non comme un déchet, le respect des besoins nutritifs de la végétation forestière est primordiale. A cet effet, la dose maximale recommandée devrait être édictée en mettant l'accent sur les besoins nutritifs des milieux récepteurs. Un effort devra cependant être fait pour établir les besoins nutritifs des différents écosystèmes forestiers québécois. Il est essentiel que ces données soient connues ou estimées avant que l'épandage des boues en milieu forestier ne devienne une pratique courante. Ces informations devraient d'ailleurs être incluses dans le guide de bonnes pratiques.

Il ne faut pas compter sur le critère relatif au volume maximale à épandre lors d'un épandage, soit $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (2 cm d'épaisseurs, MENVIQ *et al.*, 1991) pour limiter la quantité de boues appliquées en une seule fois. En effet, en considérant le cas des boues de la CUQ qui comportent seulement 1% d'azote disponible, une dose de $200 \text{ kg N disponible ha}^{-1}$ permettrait d'épandre 20 t de boues à l'hectare. Pour dépasser le volume maximal à épandre en une seule fois, soit $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, il faudrait que les boues aient une masse volumique inférieure à $0,1 \text{ g cm}^{-3}$. Des boues liquides ont une masse volumique aux alentours de 1 g cm^{-3} , alors que des boues séchées comme celles de la CUQ possèdent une masse volumique d'environ $0,7 \text{ g cm}^{-3}$. Seulement des boues très

pauvres en azote et très peu denses pourraient atteindre une telle limite de volume. Ce critère relatif au volume maximal de boues à épandre en une seule fois ne semble pas approprié pour des boues résiduelles urbaines.

3.4.4 Calcium, magnésium, potassium

L'évolution des concentrations moyennes des cations Ca^{2+} , Mg^{2+} et K^+ dans la solution du sol, à 30 cm de profondeur au cours des saisons de croissance 1993 et 1994, est présentée aux figures 3.12, 3.13 et 3.14. De façon générale, le lessivage des cations augmente avec la dose d'épandage et selon que le traitement ait été appliqué l'automne à au lieu du printemps. Le lessivage du K^+ est cependant moins intense que ceux du Ca^{2+} et du Mg^{2+} . Ainsi, toutes les parcelles traitées ont vu leurs concentrations de Ca et de Mg se démarquer significativement de celles du témoin. Et seulement le traitement 200-P avait retrouvé une concentration normale à la fin du suivi.

Le lessivage de cations vers les eaux souterraines ne représente pas un danger de contamination compte tenu que ces éléments ne sont pas toxiques. Cependant, la perte de cations au niveau du sol peut causer un déséquilibre nutritionnel et abaisser le niveau de fertilité des stations amendées, en particulier dans les sols acides. Le lessivage des cations tels que Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , et NH_4^+ qui accompagnent les anions dans la solution du sol pour maintenir l'équilibre ionique, est associé à la perte de nitrates en solution. La perte de ces cations nutritifs est exacerbée par les ions hydrogène produits au cours de la nitrification. Les H^+ déplacent les autres cations des sites d'échanges cationiques (Robertson, 1982).

Le problème est donc surtout lié à la nitrification et à l'acidification des sols qui pourrait en découler. En effet, la perte de cations peut être suppléée par l'apport de ces derniers par les boues. Cependant, la baisse de pH anticipée pourrait diminuer la capacité de rétention cationique du sol.

3.4.5 Phosphore

Seulement les concentrations de phosphore dans l'eau de percolation des parcelles ayant reçues des doses de 400 et 800 kg N disponible ha^{-1} se sont démarquées significativement de celles obtenues dans les parcelles témoins (figure 3.15). Des concentrations moyennes maximales de phosphore rencontrées pour les traitements

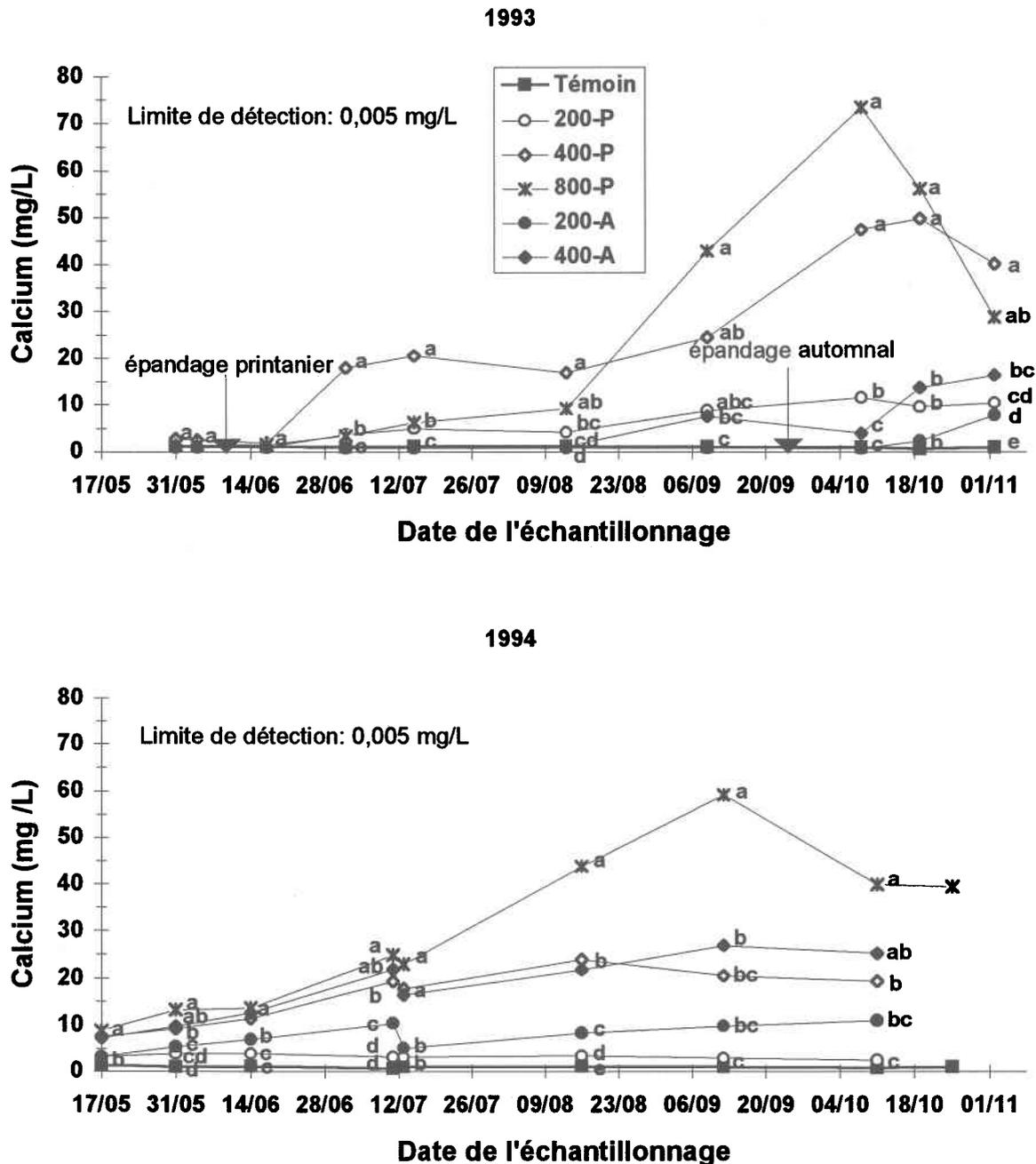


Figure 3.12: Évolution de la teneur en calcium de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épandues (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A). (Statistiques: analyse de variance de blocs aléatoires complets, $p < 0,05$; test de Duncan, $\alpha = 0,05$).

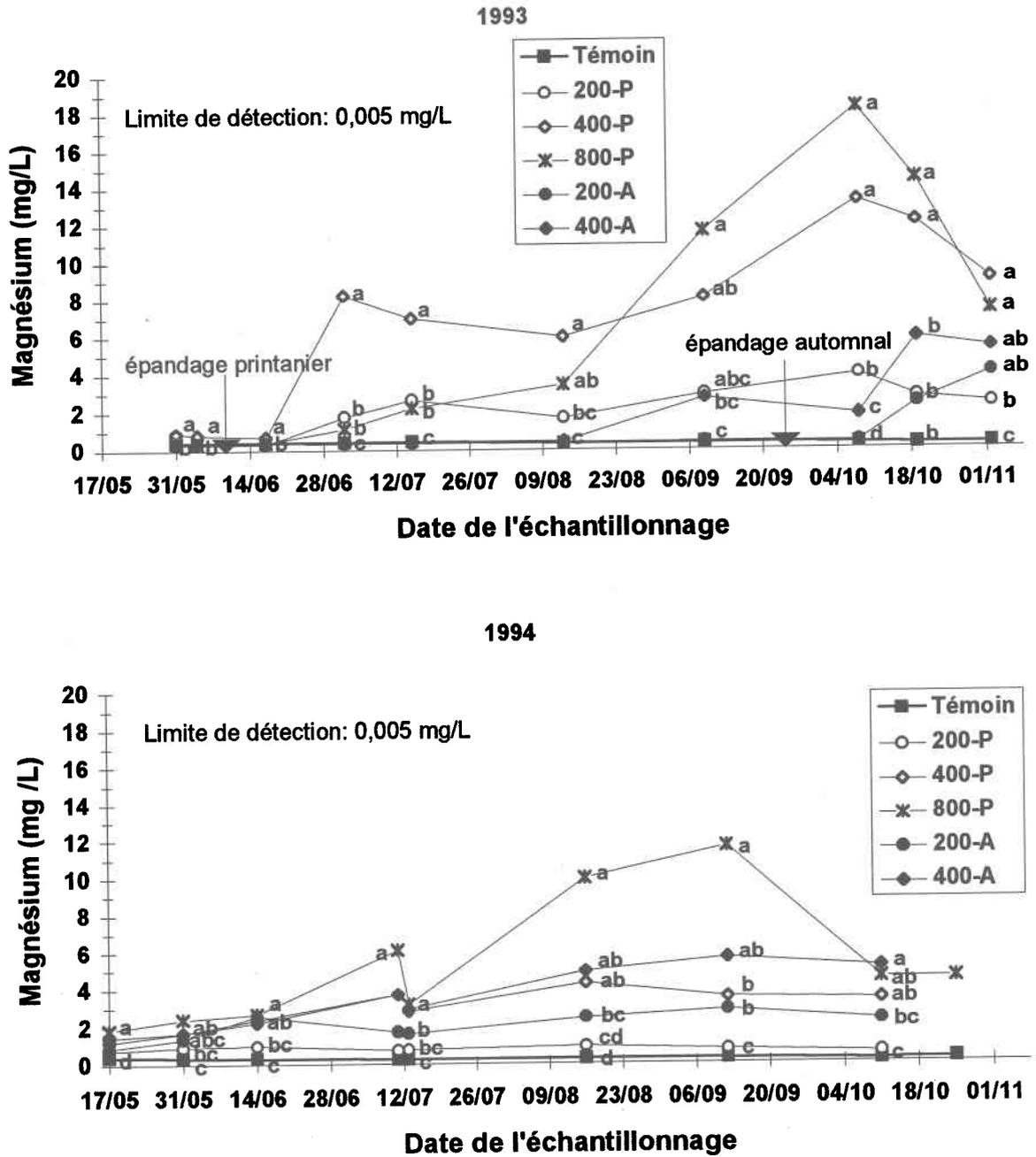


Figure 3.13: Évolution de la teneur en magnésium de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épandues (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A). (Statistiques: analyse de variance de blocs aléatoires complets, $p < 0,05$; test de Duncan, $\alpha = 0,05$).

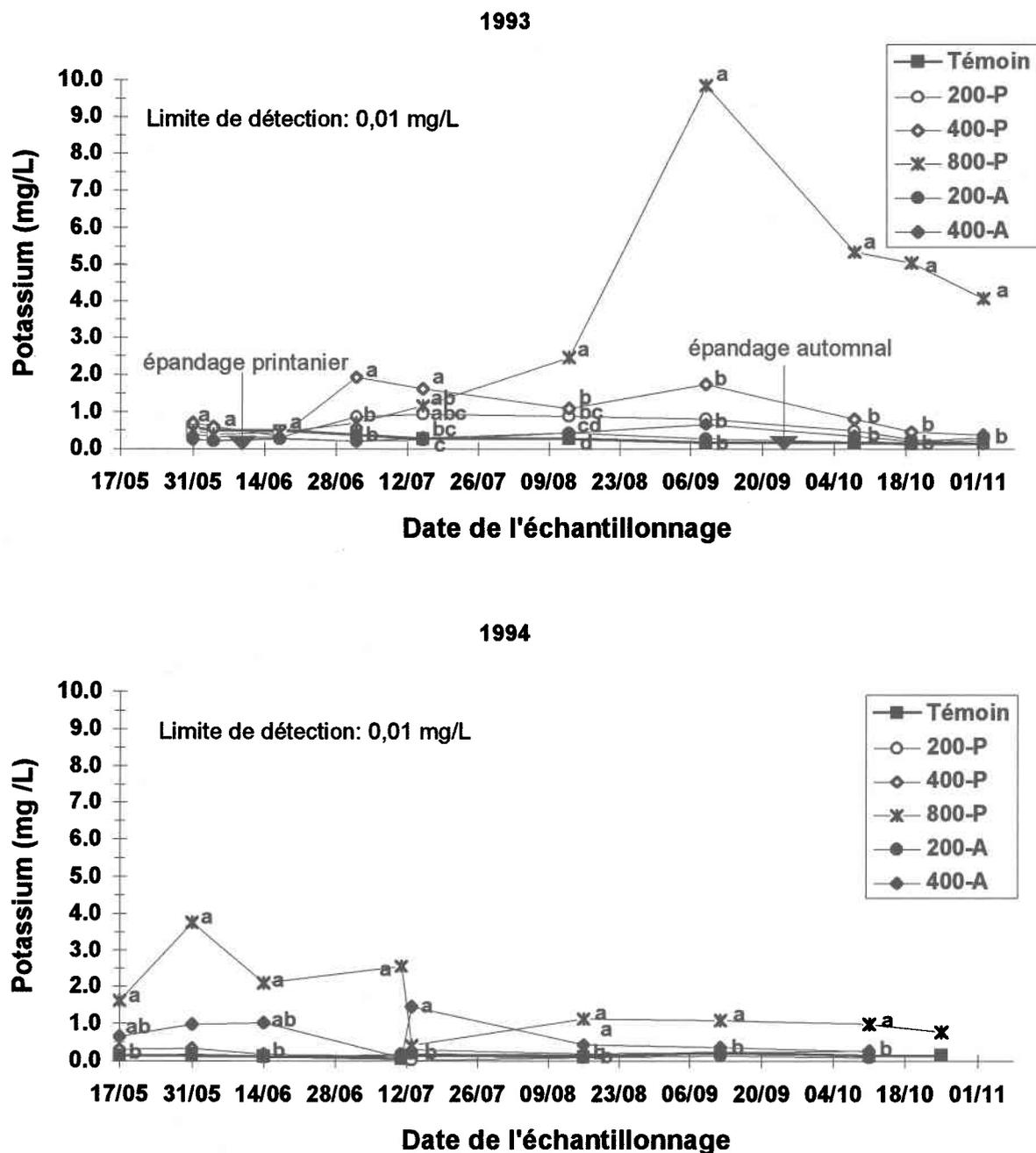


Figure 3.14: Évolution de la teneur en potassium de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épandues (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A). (Statistiques: analyse de variance de blocs aléatoires complets, $p < 0,05$; test de Duncan, $\alpha = 0,05$).

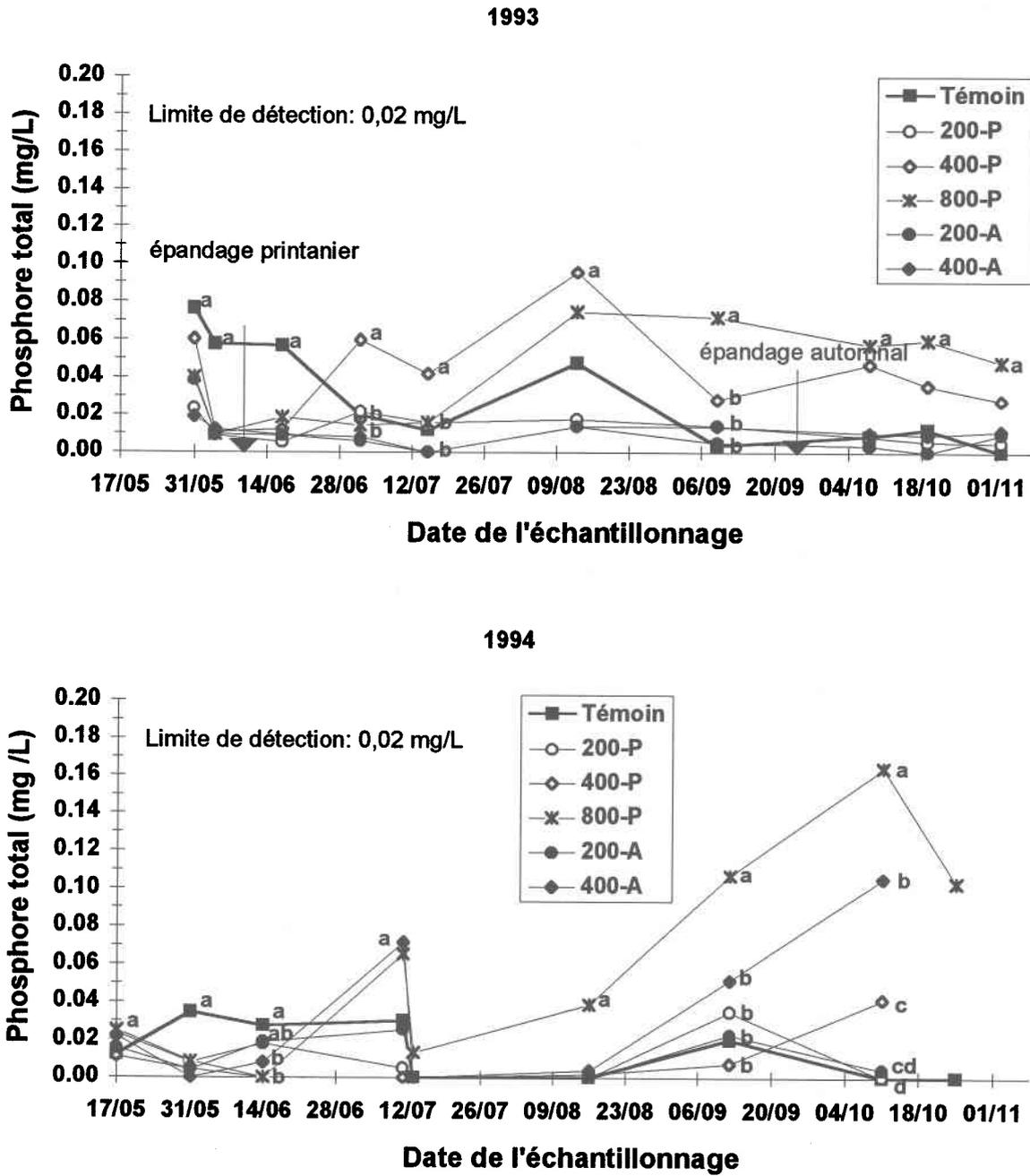


Figure 3.15: Évolution de la teneur en phosphore total de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épandues (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A).

800-P, 400-P et 400-A ont été de 0,16, 0,10 et 0,11 mg L⁻¹ respectivement. Ces concentrations ne sont toujours pas revenues à la normale à la fin du suivi.

Les horizons B podzoliques ont une forte capacité de fixation du phosphore (Camiré, 1992). Ainsi, la dose de 200 kg N disponible ha⁻¹ ne comporte pas de risques de contamination de l'eau de percolation. Cependant, des doses de 400 kg N disponible ha⁻¹ et plus peuvent entraîner une augmentation des concentrations de phosphore dans la solution du sol.

Un taux de minéralisation supérieur à celui de l'assimilation, accompagné du développement de conditions anoxiques sous l'épaisse couche de boues que comportaient les doses de 800 kg N disponible ha⁻¹, pourrait être à l'origine de cette augmentation de phosphore en solution. En effet, des conditions anaérobies réduisent la fixation du phosphore par les oxydes de Fe et de Mn qui, sous ses conditions se solubilisent. D'ailleurs, les concentrations de Fe et de Mn ont augmenté dans la solution du sol de ces traitements.

3.4.6 Aluminium

À partir du mois d'août 1993, les concentrations d'Al dans l'eau de percolation des parcelles traitées (200-P, 400-P et 800-P) se démarquent de façon significative de celles observées dans les parcelles témoins (figure 3.16). Les traitements appliqués à l'automne 1993 ont un impact dès le mois d'octobre de la même année pour le traitement 400-A et dès le début novembre pour le traitement 200-A. À partir de mai 1994, les concentrations d'Al dans l'eau de percolation augmentent tout au long de la saison, et ce proportionnellement à la dose de boues appliquées.

Les concentrations maximales observées au cours des deux saisons suivies ont été de 8, 35 et 51 mg L⁻¹ pour les traitements 200-P, 400-P et 800-P; et de 7 et 32 pour les traitements 200-A et 400-A. Ces concentrations se sont avérées significativement différentes de celles observées dans les parcelles témoins (0,5 mg L⁻¹) et dépassent de 40, 175 et 255 fois le critère de qualité de l'eau brute (0,2 mg Al L⁻¹).

Des doses égales ou supérieures à 200 kg N disponible ha⁻¹ comportent donc un risque de contamination de l'eau de percolation ce qui pourrait conduire à une détérioration de la qualité des eaux souterraines et des plans d'eau qui en sont alimentés. Cependant, la mesure de concentrations d'Al à des niveaux inférieures aurait été nécessaire afin de

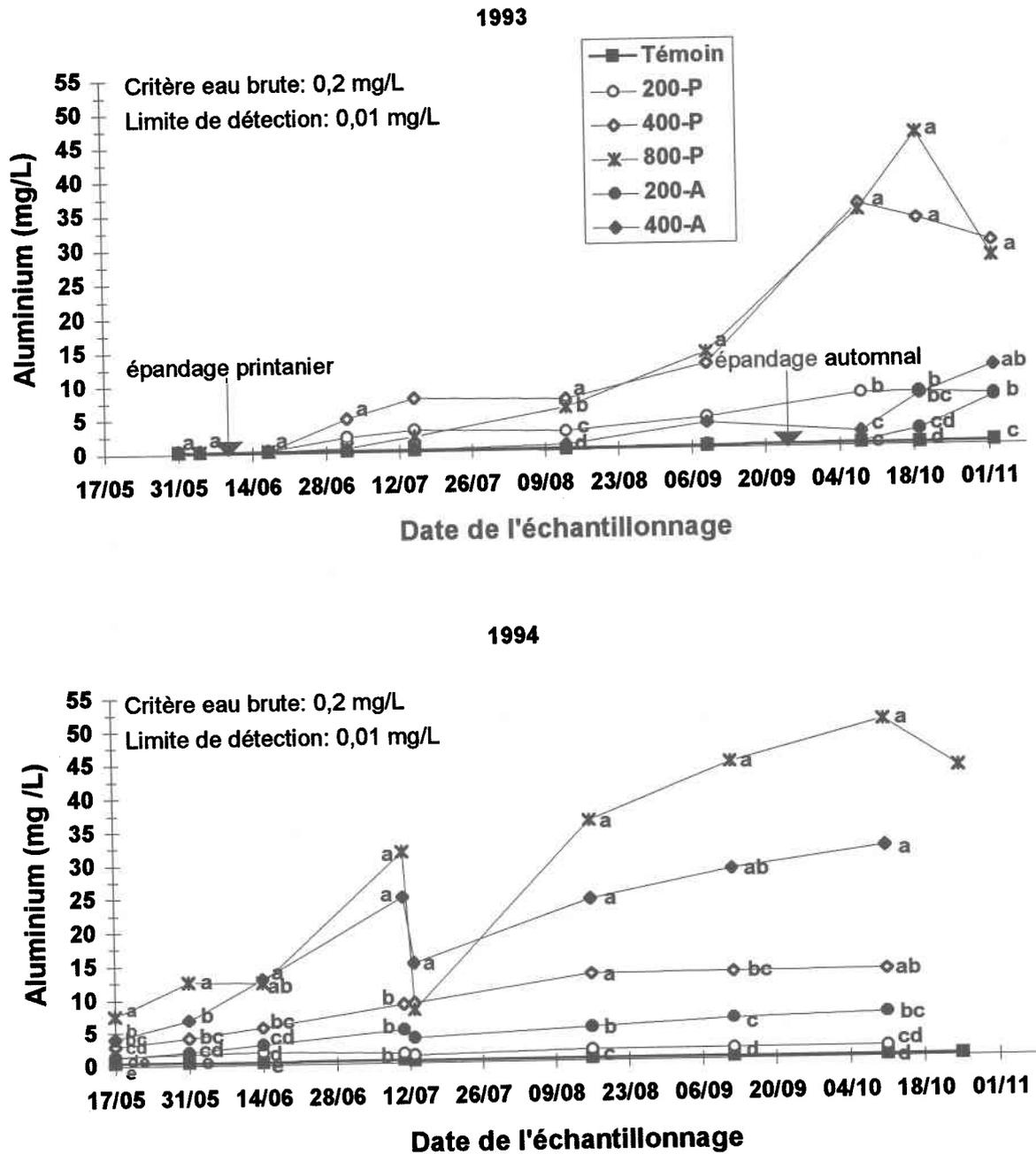


Figure 3.16: Évolution de la teneur en aluminium de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épandues (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A). (Statistiques: analyse de variance de blocs aléatoires complets, $p < 0,05$; test de Duncan, $\alpha = 0,05$).

vérifier l'ampleur des mécanismes de précipitation et d'adsorption dans le contrôle des concentrations d'Al en solution.

D'autre part, dans la rhizosphère, des concentrations d'Al supérieures à 5 mg L⁻¹ peuvent s'avérer phytotoxiques. En effet, Miller *et al.* (1992) rapportent que des concentrations d'Al supérieures à 180 µmol L⁻¹ (4,9 mg L⁻¹) peuvent inhiber la croissance des racines de l'épinette rouge (*Picea rubens* Sarg.) et que des concentrations d'Al même inférieures à 250 µmol L⁻¹ (6,8 mg Al L⁻¹) pouvaient réduire le prélèvement des cations (Ca et Mg) et conduire à des effets néfastes sur la vitalité des arbres.

D'autres auteurs (Kelly *et al.*, 1990) ont rapporté des réductions de 20% de la biomasse foliaire du chêne rouge (*Quercus rubra* L.), du hêtre européen (*Fagus sylvatica* L.) et de l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh) à des concentrations d'Al dans la solution du sol de 0,3 à 1,0 mmol L⁻¹ (8,1 à 27 mg L⁻¹). L'érable à sucre et l'épinette rouge sont considérés comme modérément sensibles à l'Al (Cronan *et al.*, 1989). L'épinette rouge, le chêne rouge et l'érable à sucre sont d'ailleurs des espèces abondantes au Québec dans les zones des forêts feuillues et mélangées (Rouleau et Leblanc, 1990).

Le potentiel d'une toxicité de l'Al varie selon le site, mais il est le plus probable sous les conditions suivantes: dans les forêts contenant des espèces sensibles et modérément sensibles; dans des situations où la plus grande partie de la biomasse des racines fines est concentrée dans les horizons minéraux ayant une saturation en base < 10-15%; dans un écosystème caractérisé par des apports importants de dépositions acides et un sol avec un faible pouvoir d'adsorption des sulfates; dans des sites forestiers où le calcium, le magnésium ou le phosphore sont en faibles concentrations; et dans les forêts où des stress hydriques sont possibles, augmentant leur dépendance sur l'enracinement en profondeur (Cronan *et al.*, 1989).

Selon une étude de Lajeunesse *et al.* (1990) réalisée à l'érablière expérimentale de Tingwick, l'Al est l'élément qui occupe la plus grande partie des sites d'échanges. Des conditions acides et une faible saturation en Ca (11%) avaient alors été notées au cours de cette expérience. Des rapports molaires de Ca/Al de 0,91 et de 0,19 pour la couche O et l'horizon B respectivement ont été mesurés. Un rapport de Ca/Al dans la solution du sol inférieure à 1,0 (très critique lorsqu'inférieure à 0,2) dénote un potentiel de toxicité. Dans la présente étude, le rapport molaire Ca/Al des traitements 200-P et 200-

A descend sous le seuil de 1,0 au mois d'octobre 1993 (tableau 3.5). Un accroissement de l'acidité (H^+ produit lors de la nitrification de l'azote des boues) ou l'apport d'Al par les boues n'est assurément pas souhaitable dans les conditions observées à Tingwick.

L'augmentation d'Al dans la solution du sol représente donc un problème sérieux de la valorisation des boues sur des sols forestiers comme celui de l'érablière de Tingwick, un sol dont le pH se situe autour de 4,3. Étonnamment, ce problème ne semble pas avoir été soulevé ailleurs dans la littérature se rapportant à la valorisation sylvicole des boues. Pourtant, la toxicité de l'aluminium fait l'objet de plusieurs études notamment dans le cadre de l'acidification des sols causée par les précipitations acides (projet ALBIOS, Cronan et Goldstein, 1989).

La poursuite des recherches sur l'impact d'une augmentation de l'aluminium dans l'eau de percolation, à la suite de l'épandage de boues d'épuration sur des sols forestiers, est indispensable. La dynamique de l'aluminium dans les sols forestiers québécois, de même que les processus qui risquent d'être affectés par l'ajout de boues en forêt devront être étudiés dans le but d'établir des critères à respecter pour protéger les milieux récepteurs des conséquences néfastes de l'augmentation des concentrations d'aluminium dans l'eau de percolation.

En attendant de nouvelles études, il serait fortement recommandé de revoir la dose maximale recommandée pour des sols acides comme celui de l'érablière de Tingwick. Par exemple, ne pas permettre d'appliquer, en une seule fois, la dose de 200 kg N disponible ha^{-1} permise en 10 ans, mais plutôt de l'étaler en plusieurs épandages, permettrait de minimiser les risques de lessivage des différents éléments en respectant davantage les besoins des espèces forestières.

3.4.7 Fer

Seul le traitement 800-P a affecté de façon significative la concentration de fer dans l'eau de percolation (figure 3.17). Le développement de conditions anaérobies sous l'épaisse couche de boues du traitement extrême aurait pu favoriser la solubilisation des oxydes de fer. La concentration moyenne maximale de Fe rencontrée dans les parcelles ayant reçu une dose de 800 kg N disponible ha^{-1} (0,08 mg L^{-1}) est, malgré tout, inférieure au critère de l'eau brute (0,3 mg L^{-1}). Le fer est donc peu mobile et ne représente pas un risque de contamination des eaux souterraines.

Tableau 3.5: Rapport molaire Ca/Al de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épanchées (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A).

Traitement	Ca/Al										
	1993						1994				
témoin	31/05	04/06	17/06	02/07	15/07	13/08	09/09	08/10	19/10	02/11	
200-P	14.00	17.44	8.98	9.84	6.91	28.85	3.87	2.00	2.12	1.58	
400-P	2.14	2.15	1.95	1.59	1.41	1.14	1.45	1.10	0.92	1.05	
800-P	5.23	5.31	4.15	3.24	2.29	1.64	1.49	0.96	1.03	0.98	
200-A	7.53	5.93	8.63	5.65	1.80	1.00	5.92	2.64	1.27	1.00	
400-A	2.68	3.78	3.30	3.46	2.14	2.06	1.60	0.92	0.73	1.02	
	2.43	2.65	1.90	2.21	2.85	1.40	2.16	1.23	1.66	1.03	
Traitement	17/05	31/05	14/06	11/07	13/07	16/08	12/09	11/10	25/10		
témoin	3.55	1.63	4.20	0.82	3.73	4.56	2.98	1.73	3.63		
200-P	1.61	1.65	1.59	1.70	1.82	1.73	1.40	1.19	--		
400-P	2.01	1.81	1.61	1.54	1.32	1.27	1.06	0.98	--		
800-P	1.07	1.03	0.99	0.59	1.93	1.14	1.06	1.08	1.21		
200-A	2.33	2.09	1.68	1.39	1.47	1.22	1.17	1.23	--		
400-A	1.72	1.98	1.86	1.36	0.76	0.61	0.63	0.54	--		

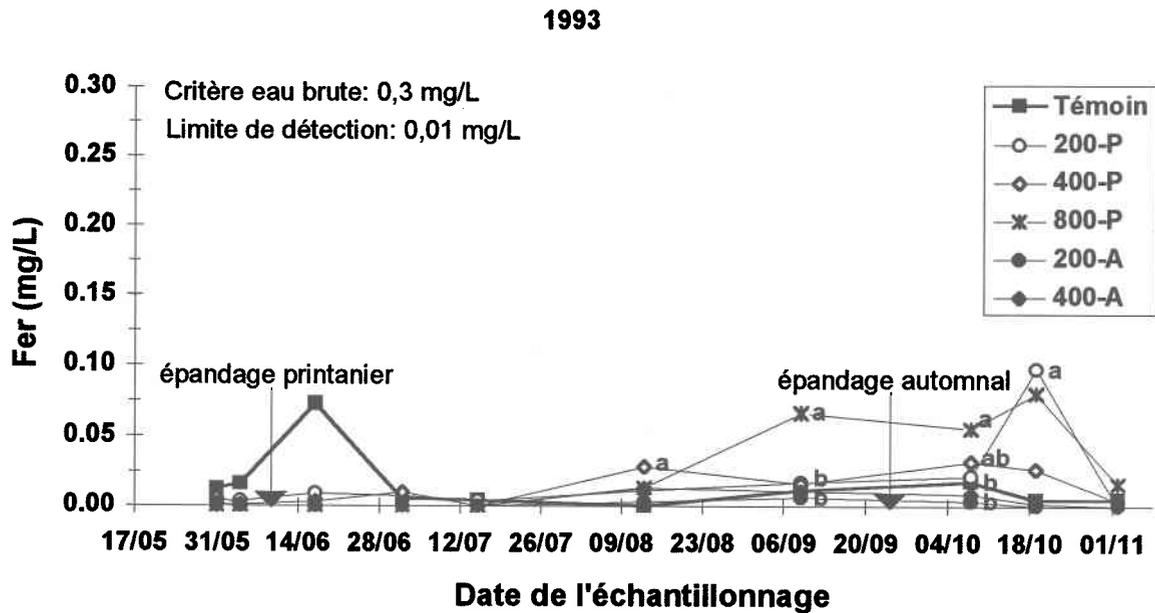


Figure 3.17: Évolution de la teneur en fer de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épandues (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A). (Statistiques: analyse de variance de blocs aléatoires complets, $p < 0,05$; test de Duncan, $\alpha = 0,05$).

3.4.8 Manganèse

De façon générale, les concentrations moyennes de manganèse mesurées dans l'eau de percolation augmentent avec la dose d'épandage. Cependant seulement les traitements 800-P et 400-P se sont avérés significativement différents du témoin lors de plus d'un échantillonnage (figure 3.18). Le traitement 200-P a vu sa concentration de Mn légèrement plus élevée que celle du témoin et n'a été différent du témoin qu'à l'échantillonnage du 14 juin 1993. En 1994, les concentrations mesurées ont diminuées par rapport à celles rencontrées en 1993, mais les concentrations des parcelles traitées dépassent toujours le critère de l'eau brute ($0,05 \text{ mg L}^{-1}$).

Comme pour le fer, le développement de conditions anoxiques sous l'épaisse couche de boues que comportaient les doses de 400 et 800 kg N disponible ha^{-1} pourrait être à l'origine de l'augmentation du manganèse en solution. De plus, la réduction du Mn se produit dans des conditions réductrices moins sévères que celles requises pour la réduction du Fe, ce qui pourrait expliquer les plus grandes concentrations de Mn en solution. Si les conditions d'oxydo-réduction ne sont pas rétablies le long du profil de sol, la contamination des eaux souterraines par le manganèse semble probable. Toutefois, la mesure des concentrations de Mn à des niveaux inférieurs aurait été nécessaire afin de déterminer l'ampleur du phénomène du lessivage du Mn.

La solubilisation des oxydes de Fe ou de Mn est inquiétante puisque du même coup, des métaux copécipités avec ces oxydes sont aussi libérés dans la solution du sol. Donc, il est fortement recommandé de s'assurer que l'application de boues sur les sols forestiers n'entraîneront pas le développement de conditions anoxiques. En effet, les effets néfastes du manque d'aération dans les sols sont nombreux: 1) accroissement du lessivage cationique causé par la compétition du Mn^{++} et Fe^{++} pour les sites d'échange; 2) décomposition de la matière organique ralentie; 3) changement des produits de décomposition (CH_4 , C_2H_2); 4) fixation biologique de N_2 et nitrification ralenties; 5) forme de plusieurs éléments nutritifs modifiés ($\text{Fe}^{+++} \rightarrow \text{Fe}^{++}$, $\text{Mn}^{+++} \rightarrow \text{Mn}^{++}$, $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2$ et N_2O , $\text{SO}_4 \rightarrow \text{H}_2\text{S}$); 6) croissance racinaire inhibée; 7) absorption d'ions et d'eau par les racines ralenties (Camiré, 1992).

Toute dose entraînant la formation d'une couche cohésive de boues au sol n'est assurément pas souhaitable. Pour des boues séchées comme celles de la CUQ, des doses de 400 kg N disponible ha^{-1} et plus apportent un volume de boues au sol trop important. En effet, en considérant une masse volumique d'environ $0,7 \text{ g cm}^{-3}$, la dose

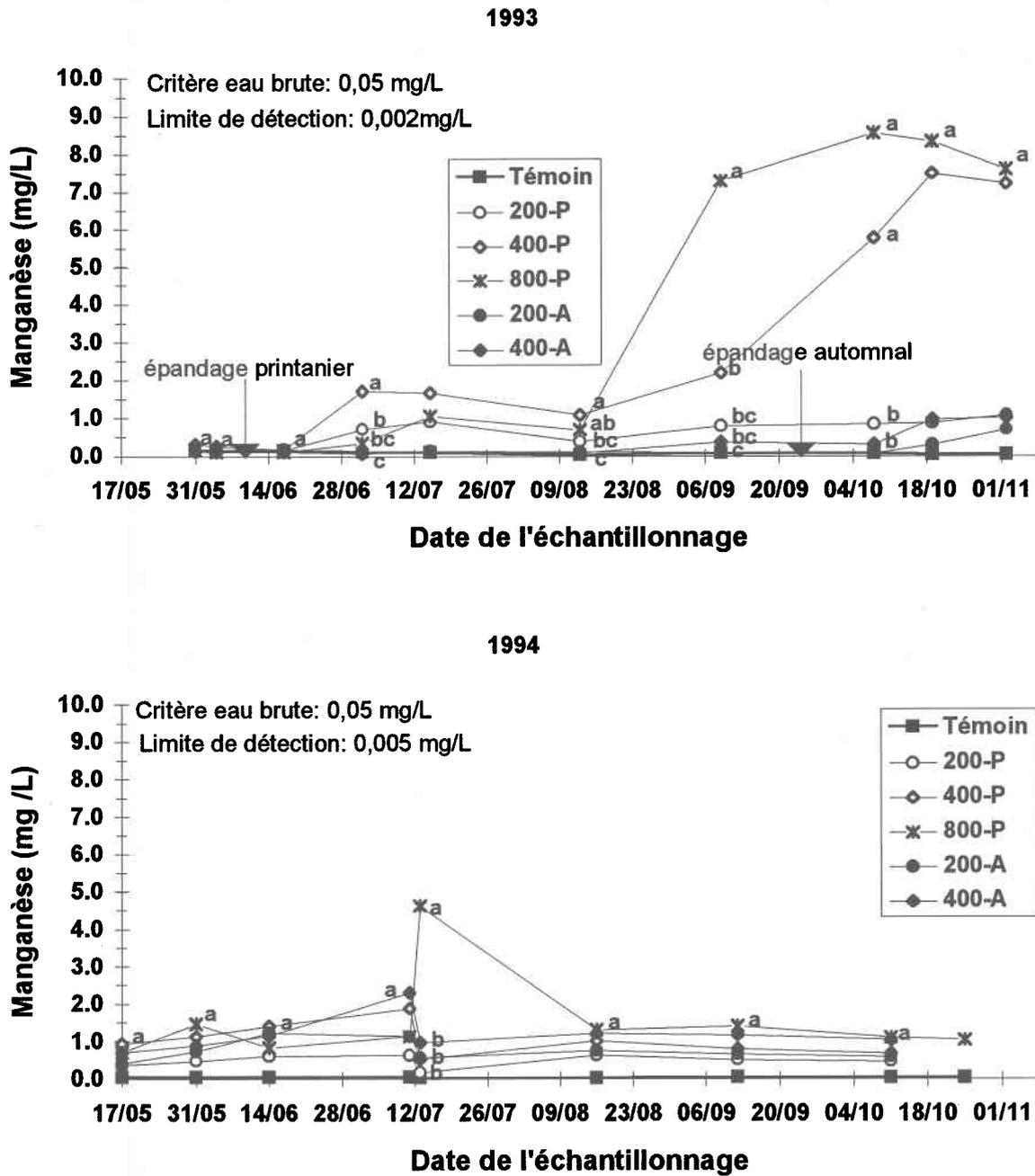


Figure 3.18: Évolution de la teneur en manganèse de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épandues (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A). (Statistiques: analyse de variance de blocs aléatoires complets, p < 0,05; test de Duncan, α = 0,05).

de 400 kg N disponible apporte un volume de $65 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, soit une couche de 0,65 cm d'épaisseur et le double pour la dose de 800 kg N disponible ha^{-1} . Le volume maximal permis ($200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, MENVIQ *et al.*, 1991) est une fois de plus inadéquat comme mesure de contrôle. En effet, ce critère permet d'épandre une couche de 2 cm d'épaisseur, alors que le développement de conditions anoxiques est soupçonné sous une couche de 0,65 cm de boues seulement (sections 3.4.7 et 3.4.8).

3.4.9 Cadmium

Quoique des différences significatives n'aient été observées qu'à deux reprises au cours des saisons échantillonnées, les concentrations de Cd dans l'eau de percolation a augmenté pour les traitements 800-P, 400-P et 400-A (figure 3.19). Les concentrations maximales observées pour les traitements 800-P et 400-P ont été de 18 et 13 $\mu\text{g L}^{-1}$ respectivement, ce qui est près de 3 fois supérieur au critère de l'eau brute ($5 \mu\text{g L}^{-1}$). Les concentrations de Cd pour le traitement comportant une dose de 200 kg N disponible ha^{-1} se sont maintenues près des limites de détection ($3 \mu\text{g L}^{-1}$).

La concentration de Cd dans les boues de la CUQ est cependant 2 fois inférieure à la teneur limite maximale permise par le guide de bonnes pratiques. Des boues plus concentrées en Cd auraient pu comporter un risque de contamination de l'eau de percolation et ce, même à un taux d'épandage de 200 kg N disponible ha^{-1} . Des doses de 400 kg N disponible ha^{-1} et plus, ou l'utilisation de boues contenant des concentrations plus élevées de Cd, sont susceptibles d'entraîner une contamination de l'eau de percolation.

Le risque de contamination des eaux souterraines est possible dans les sols où le pH reste bas le long du profil de sol. La mesure des concentrations de Cd à des niveaux inférieures aurait aidé à vérifier cette éventualité.

3.4.10 Zinc

De façon générale, les concentrations moyennes de zinc dans l'eau de percolation augmentent avec la dose d'épandage (figure 3.20). Aussi, à partir du mois d'octobre 1993, l'effet des traitements s'accroît et devient significativement différent du témoin. Les concentrations moyennes de Zn pour les traitements 800-P, 400-P et 200-P atteignent 1,0, 0,7 et 0,2 mg L^{-1} respectivement, alors que le témoin se situe à environ

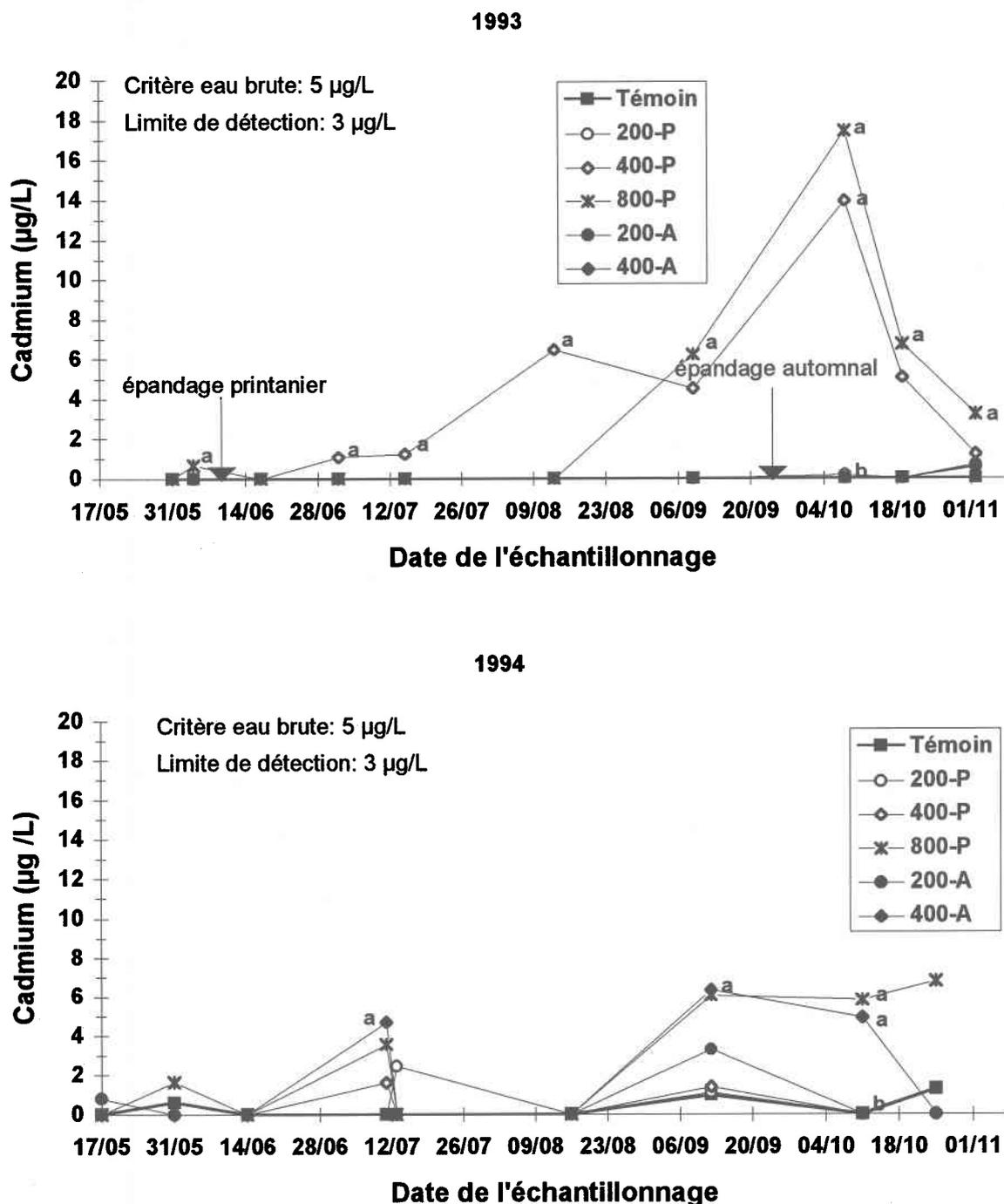


Figure 3.19: Évolution de la teneur en cadmium de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épandues (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A). (Statistiques: analyse de variance de blocs aléatoires complets, $p < 0,05$; test de Duncan, $\alpha = 0,05$).

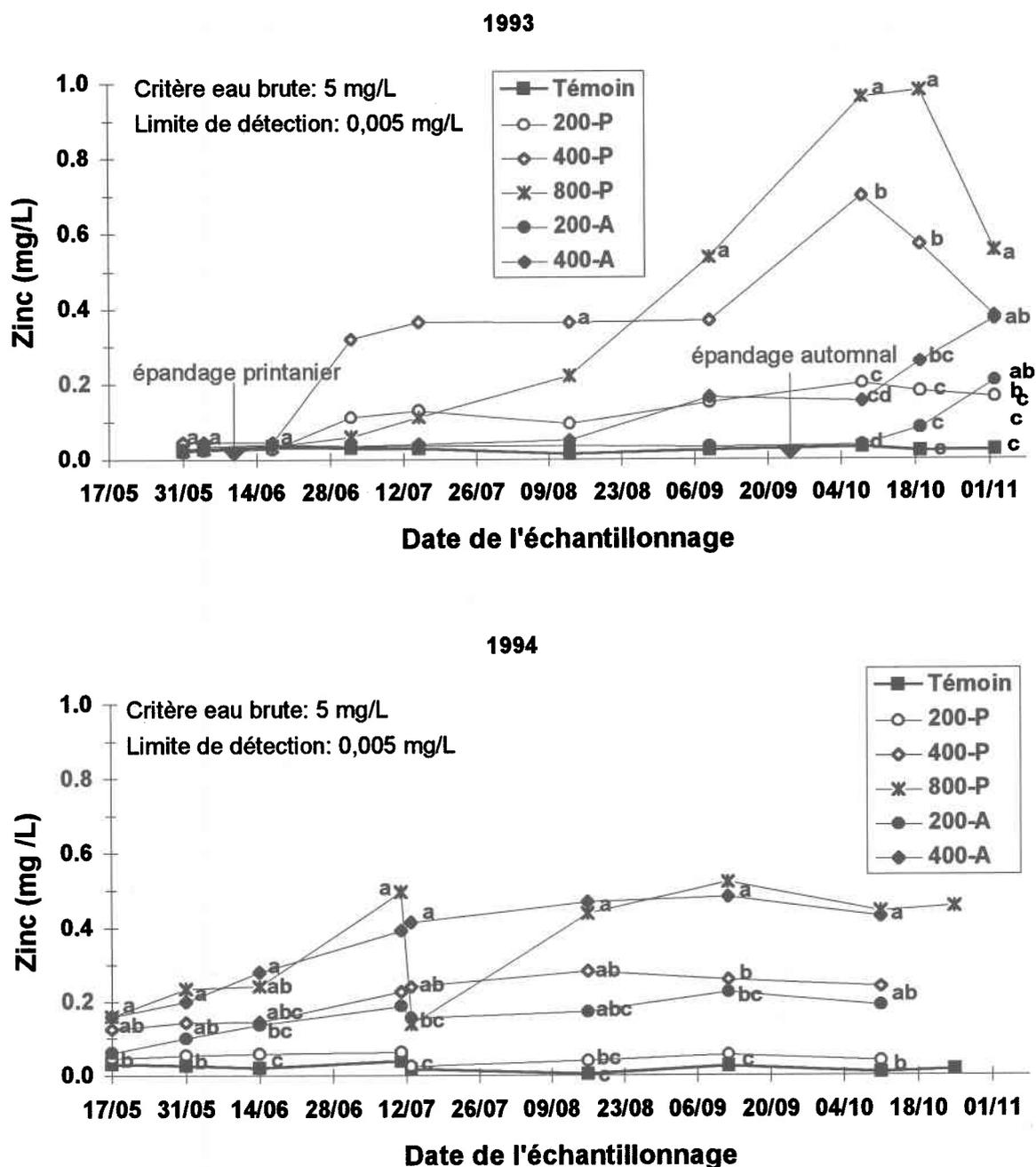


Figure 3.20: Évolution de la teneur en zinc de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épandues (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A). (Statistiques: analyse de variance de blocs aléatoires complets, $p < 0,05$; test de Duncan, $\alpha = 0,05$).

0,03 mg L⁻¹ tout au cours de la saison 1993. Les doses appliquées à l'automne ont un effet marqué dès le début novembre de la même année. Les concentrations mesurées pour les traitements 400-A et 200-A ont atteint 0,4 et 0,2 mg L⁻¹ respectivement. Au cours de la saison 1994, les concentrations rencontrées pour la dose de 800 kg N disponible ha⁻¹ appliquée au printemps 1993 et les doses de 400 appliquées soit au printemps ou à l'automne 1993 se démarquent du témoin.

Les concentrations obtenues dans les parcelles traitées restent toutefois inférieures au critère de qualité de l'eau brute (5 mg L⁻¹) et ce, au cours des deux saisons du suivi. L'absence de mesures au cours de la période de dégel nous empêche cependant d'affirmer que la dose de 200 kg N disponible ha⁻¹ avec une concentration de 630 mg kg⁻¹ (m.s.) de zinc dans les boues protège les eaux souterraines d'un risque de lessivage. En effet, les résultats obtenus montrent une mobilité du Zn non négligeable. En sol acide, la fraction soluble du Zn est hautement mobile et facilement lessivé (Beauchemin *et al.*, 1993).

Toutefois, les boues de la CUQ contiennent seulement 25% de la teneur limite maximale de Zn permise par le guide de bonnes pratiques. Des boues contenant une plus grande quantité de Zn pourraient comporter un risque de lessivage de ce métal vers les eaux souterraines lors d'application de dose de 200 kg N disponible ha⁻¹.

3.4.11 Cuivre et plomb

Au cours des saisons 1993 et 1994, les concentrations de cuivre et de plomb mesurées dans l'eau de percolation à 30 cm de profondeur sont demeurées sous les limites de détection des appareils utilisés, soit 0,01 mg L⁻¹ pour le Cu et 1 µg L⁻¹ pour le Pb. Les critères de qualité de l'eau brute pour ces métaux (Cu: 1,0 mg L⁻¹; Pb: 50 µg L⁻¹) n'ont donc pas été dépassés.

Le Cu et le Pb sont considérés comme des métaux peu mobiles pouvant se complexer à la matière organique. À court terme, ces métaux semblent comporter peu de risques de contamination des eaux souterraines. Cependant, à plus long terme, le comportement des métaux dans les sols amendés par des boues est peu connu et devrait faire l'objet de plus amples recherches.

3.5 Suivi des contaminants chimiques dans le sol

Le sol a été échantillonné avant les épandages du printemps 1993, soit en mai 1993, puis en août 1993 avant les épandages de septembre et en août 1994. Les résultats des analyses des différents paramètres caractérisant la chimie du sol de l'érablière avant et après les épandages sont présentés dans les sections suivantes.

3.5.1 pH

Avant tout épandage, le pH du sol de l'érablière de Tingwick se situait à environ 3,4 pour l'horizon LH et 4,3 pour l'horizon Bf (figure 3.21), des conditions fortement acides, mais courantes pour des sols forestiers. Les valeurs obtenus en août 1993, soit avant les épandages d'automne, montrent que l'apport de boues effectué au printemps a conduit à une augmentation significative du pH dans l'horizon LH. En effet, les traitements 200-P, 400-P et 800-P se démarquent significativement du témoin et des parcelles 200-A et 400-A qui n'avaient pas reçu de boues à ce moment. Des pH moyens de 3,88, 3,92 et 4,53 ont été mesurés en août 1993 pour les traitements 200-P, 400-P et 800-P respectivement. En août 1994, seulement le traitement 800-P (pH = 4,14) demeure significativement différents du témoin (pH = 3,90), alors que les traitements appliqués à l'automne n'ont pas engendré de changement notable. Au niveau de l'horizon Bf, aucun impact significatif des traitements n'a été noté au cours des deux saisons du suivi.

La hausse momentanée du pH de l'horizon LH pourrait être attribuée à l'effet direct du pH des boues. En effet, les boues de la CUQ ont une acidité inférieure (pH = 5,4) à celle de l'horizon de surface du sol de l'érablière. La présence de composés neutralisant dans les boues comme les oxydes et les carbonates de calcium auront pu contribuer à diminuer le pH de la couche de litière. Des augmentations de pH ont aussi été relevées dans d'autres études (Beauchemin *et al.*, 1993). Cependant, il semble que cet effet soit de courte durée, la nitrification de l'azote devant induire une diminution de pH à plus long terme.

Dans les sols acides où la CEC et le pouvoir tampon sont faibles, des baisses de pH causées par la nitrification de l'azote des boues pourraient avoir des conséquences néfastes. En effet, à pH fortement acide, certains métaux lourds peuvent atteindre des concentrations toxiques et l'activité de certains microorganismes peut être réduite. De plus, la saturation en cations diminue, alors que la proportion d'Al et de H⁺ sur les sites d'échange augmente. Ainsi, la fertilité des sols diminue et les concentrations d'Al dans

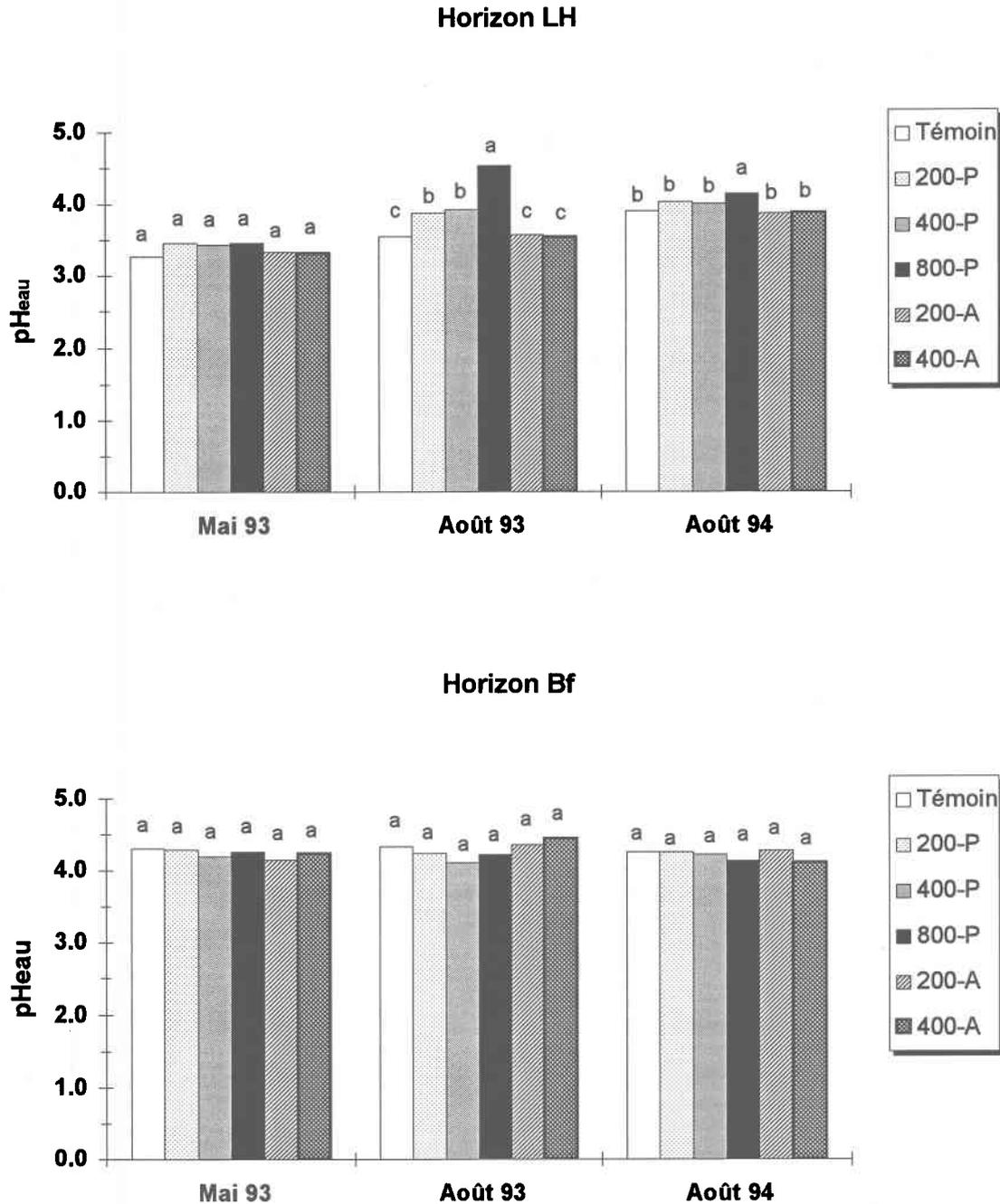


Figure 3.21: Évolution du pH dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épandues (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A). (Statistiques: analyse de variance de blocs aléatoires complets, $p < 0,05$; test de Duncan, $\alpha = 0,05$).

la solution du sol peuvent devenir toxiques pour la végétation. La courte durée du présent projet ne permet pas de conclure sur les impacts à long terme de l'application de boues sur le pH des sols amendés. De plus amples études devraient être envisagées afin de vérifier cet aspect.

3.5.2 Azote

Les traitements 800-P et 400-P ont entraîné une augmentation significative d'azote sous forme ammoniacale (N-NH_4) au niveau des horizons LH et Bf en août 1993 (figure 3.22), soit 2 mois après les épandages, alors que les concentrations de N-NH_4 pour le traitement 200-P ont augmenté seulement dans l'horizon Bf au cours de la première année. Ces effets se sont toutefois résorbés en août 1994. En effet, aucun changement significatif de N-NH_4 dans le sol des différents traitements n'est visible à la fin de l'étude.

L'augmentation des concentrations d'ammonium au niveau du sol démontre que la minéralisation brute de l'azote des boues excède l'assimilation végétale et microbienne de l'azote. En effet, le rapport C/N étant inférieure à 20 dans les boues (environ 10; tableau 3.1) et dans l'horizon LH (environ 16; tableau 3.6), la minéralisation brute de l'azote peut être supérieure à son immobilisation. Cependant, l'ammonium est apparemment rapidement nitrifié, assimilé ou perdu par lessivage et/ou volatilisation, puisque, un peu plus d'un an après les épandages, les concentrations d'ammonium dans le sol sont redevenues à la normale. Compte tenu que les conditions de sol ne sont pas favorables à une volatilisation de l'azote ($\text{pH} < 6$) et que seulement une faible quantité de N-NH_4 est lessivée (voir section 3.4.2), la plus grande proportion de l'ammonium issu des boues est manifestement nitrifié ou assimilé. L'augmentation des nitrates dans l'eau de percolation à partir du mois de septembre 1993 confirme que la nitrification de l'azote ammoniacal issu des boues s'opère et se poursuit au cours de la saison 1994.

D'autre part, l'augmentation des nitrates au niveau de l'horizon Bf du sol est perceptible en août 1994 pour les traitements 800-P et 400-A (figure 3.23). Le fait que les nitrates sont peu retenus par le sol peut expliquer que seulement la dose extrême appliquée au printemps 1993 et la dose de 400 kg N disponible ha^{-1} appliquée à l'automne ont vu leurs concentrations de nitrates augmenter significativement dans le sol des parcelles traitées.

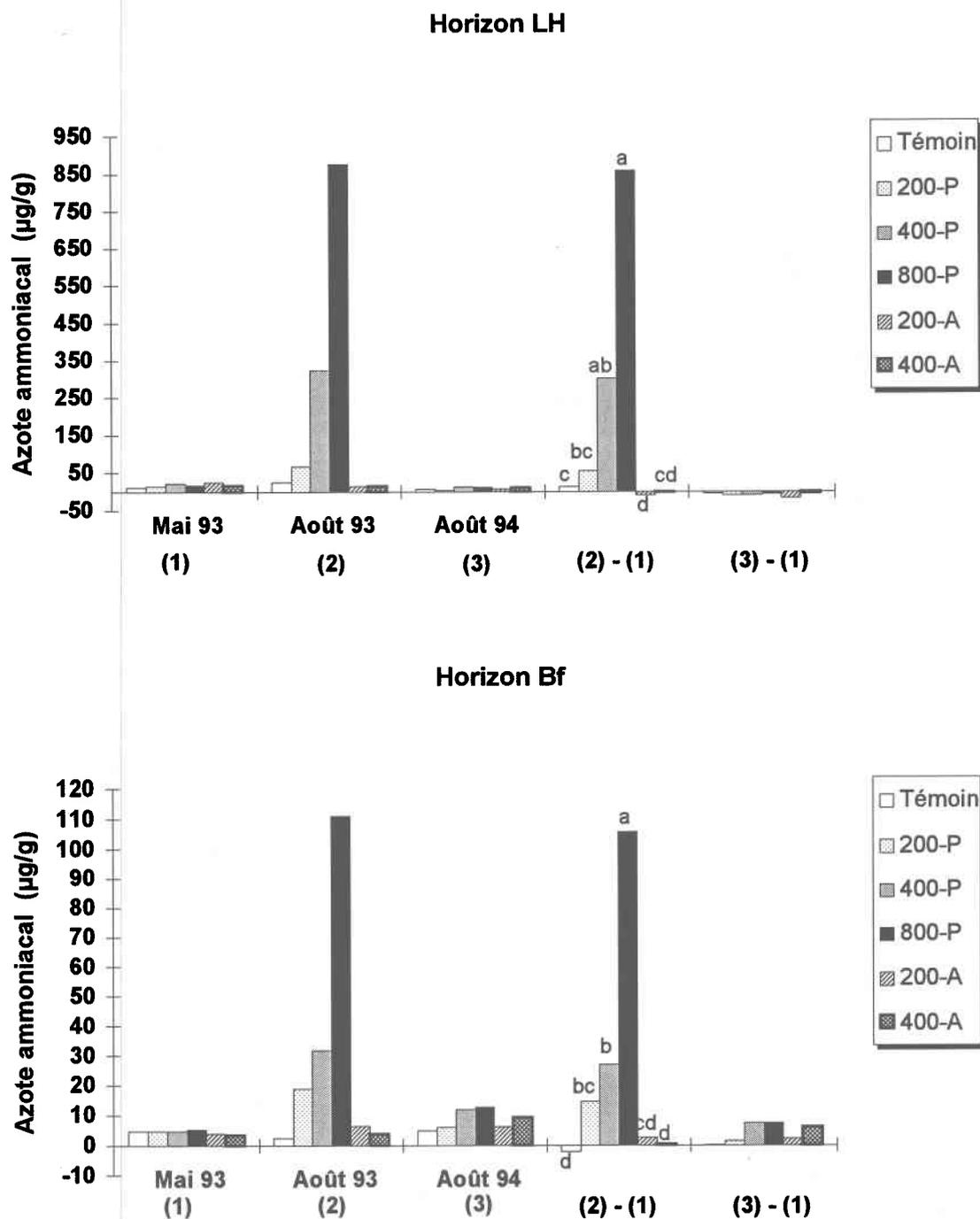


Figure 3.22: Évolution de la teneur en azote ammoniacal dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épandues (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A). (Statistiques: analyse de variance de blocs aléatoires complets, p < 0,05; test de Duncan, α = 0,05).

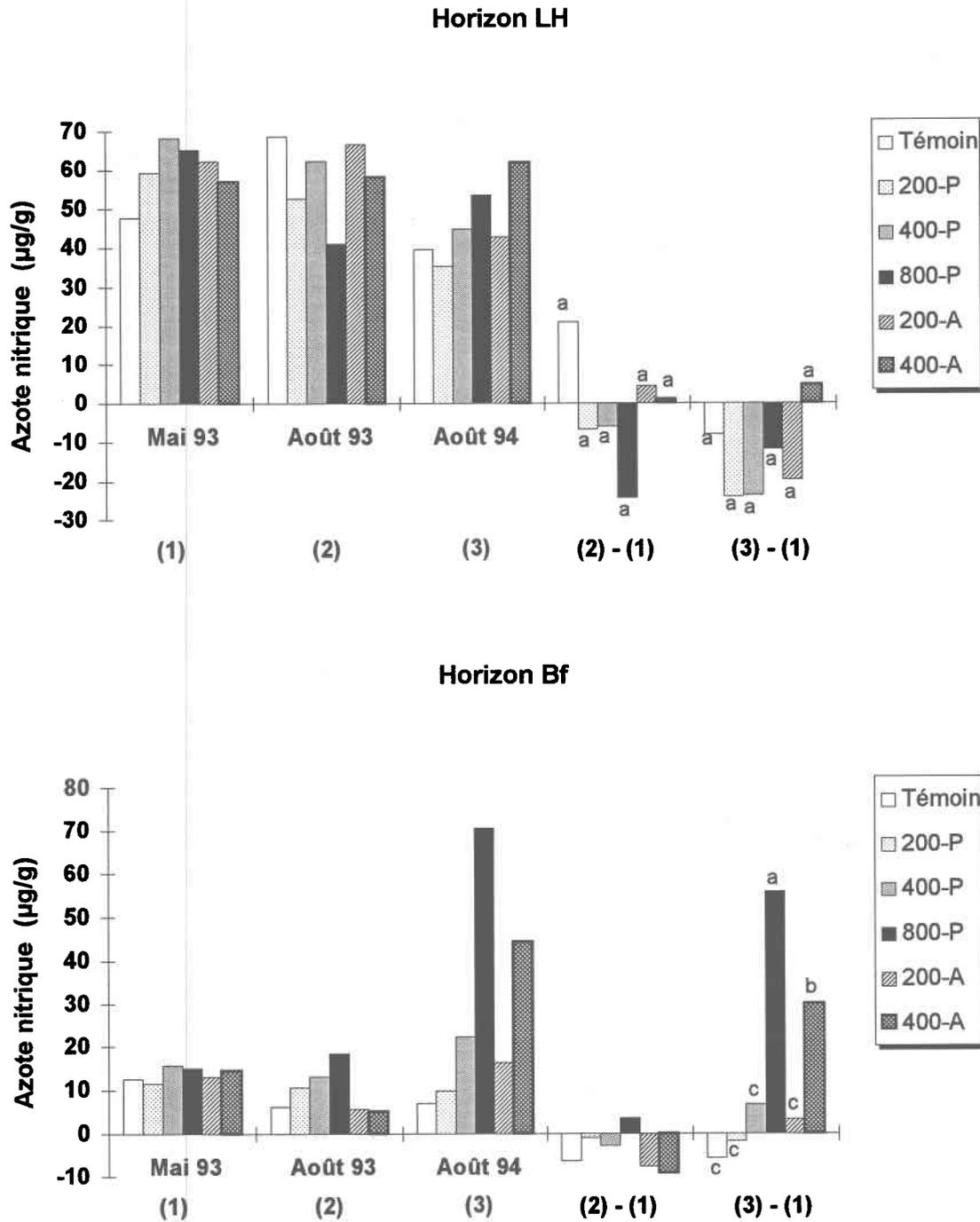


Tableau 3.6: Rapport C/N calculé pour l'horizon LH du sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994 pour les différents traitements.

Traitement	Rapport C/N				
	Mai 1993 (A)	Août 1993 (B)	Août 1994 (C)	Écart (B-A)	Écart (C-A)
témoin	14	15	16	1 a ¹	2 a
200-P	15	15	14	0 a	-1 a
400-P	13	16	17	3 a	4 a
800-P	14	13	16	-1 a	2 a
200-A	16	16	14	0 a	-2 a
400-A	14	16	15	2 a	1 a

¹Les valeurs suivies de lettres semblable dans la même colonne ne sont pas significativement différentes (Test de Duncan, alpha=0.05).

L'augmentation appréciable d'azote sous forme ammoniacale dans le sol des parcelles traitées indique qu'un apport d'azote égale ou supérieur à 200 kg N disponible ha⁻¹ dépasse la capacité d'assimilation végétale et microbienne de l'azote pour un écosystème comme celui de l'érablière expérimentale de Tingwick. Contrairement à ce que croyait Zasoski et Edmonds (1986), le réservoir organique d'un sol forestier peut immobiliser une quantité limitée d'azote, du moins pour des sols forestiers similaires à celui étudié. De plus, le pH acide de ces sols peut réduire l'activité biologique et donc diminuer l'immobilisation même avec un rapport C/N favorable (Burton *et al.*, 1986). Comme les résultats des analyses des nitrates dans l'eau de percolation (section 3.4.3) le démontrent, l'ammonium qui n'est pas assimilé risque d'être nitrifié. Les nitrates produits sont alors sujets au lessivage en profondeur. La dose maximale permise par le guide de bonnes pratiques (200 kg N disponible ha⁻¹) semble donc trop élevée pour un écosystème comme celui de l'érablière expérimentale de Tingwick.

3.5.3 Phosphore

Les concentrations moyennes de phosphore assimilable (extraction Mehlich III) ont augmenté de façon significative seulement dans l'horizon LH du sol des traitements 800-P au cours de la saison 1993 et pour les traitements 400-P et 800-P au cours de la saison 1994 (figure 3.24).

Tout comme pour les résultats de l'eau de percolation, la dose maximale permise (200 kg N disponible ha⁻¹) n'entraîne pas de changement perceptible du phosphore disponible à court terme. Les risques d'une contamination par le phosphore sont surtout

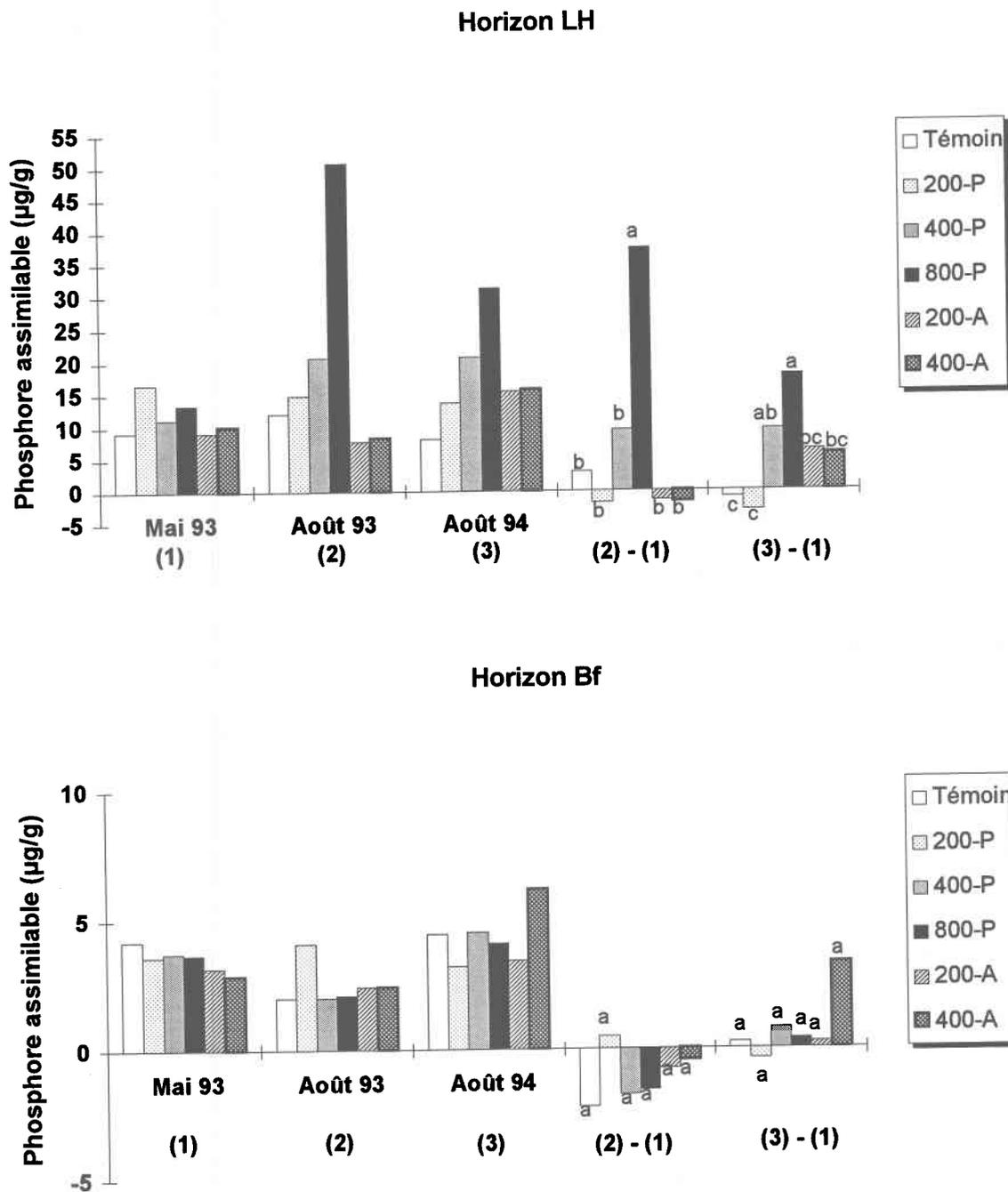


Figure 3.24: Évolution de la teneur en phosphore assimilable dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épanchées (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A). (Statistiques: analyse de variance de blocs aléatoires complets, $p < 0,05$; test de Duncan, $\alpha = 0,05$).

préoccupants au niveau de l'eau de ruissellement (section 3.3.4). Cependant, des études plus élaborées devront être entreprises pour en vérifier l'ampleur.

3.5.4 Calcium, magnésium, potassium

Les concentrations de calcium assimilable ont augmenté de façon significative dans les horizons LH et Bf du sol, seulement au cours de la saison 1993, dans les parcelles des traitements 800-P (figure 3.25). Le potassium assimilable a augmenté seulement dans l'horizon LH du sol, au cours de la saison 1993 pour les traitements 800-P (figure 3.26), alors que l'application de boues n'a eu aucun effet marqué sur les concentrations de magnésium assimilable dans le sol des parcelles traitées.

La valorisation des boues de la CUQ sur un sol forestier acide à une dose de 200 kg N disponible ha⁻¹ ne semble pas contribuer à l'enrichissement du sol en cations Ca, Mg et K. Le pH acide noté dans le sol de l'érablière de Tingwick contribue assurément à maintenir une faible capacité de rétention des cations ajoutés par l'application de boues. Le lessivage de ces cations observés par l'analyse de l'eau de percolation (section 3.4.4) appuie cette hypothèse.

3.5.5 Aluminium, fer, manganèse

L'application de boues sur le sol de l'érablière n'a pas eu d'impact significatif sur les concentrations d'aluminium, de fer et de manganèse assimilables dans les horizons LH, Bf et C du sol (tableau 3.7), contrairement à l'augmentation de l'aluminium et du manganèse observée dans l'eau de percolation (sections 3.4.6 et 3.4.8). Les éléments minéralisés à partir des boues ne semblent pas enrichir le sol en éléments disponibles ou facilement échangeables. Les faibles quantités additionnelles de ces éléments, provenant des boues, pourraient être masquées par les concentrations initialement élevées de ces éléments dans le sol. Une méthode d'analyse des sols permettant la détermination des différentes formes des éléments présents auraient permis de mieux comprendre leurs comportements. Par exemple, la détermination des concentrations totales des éléments auraient permis de vérifier la migration des éléments minéralisés des boues sous des formes non disponibles à court terme.

3.5.6 Cadmium, cuivre, plomb

Les concentrations de cadmium, de cuivre et de plomb totaux extraits à l'eau Regal n'ont pas subi de changement significatif dans les horizons LH, Bf et C du sol pour les parcelles traitées au cours des saisons 1993 et 1994 (tableau 3.8). L'application des

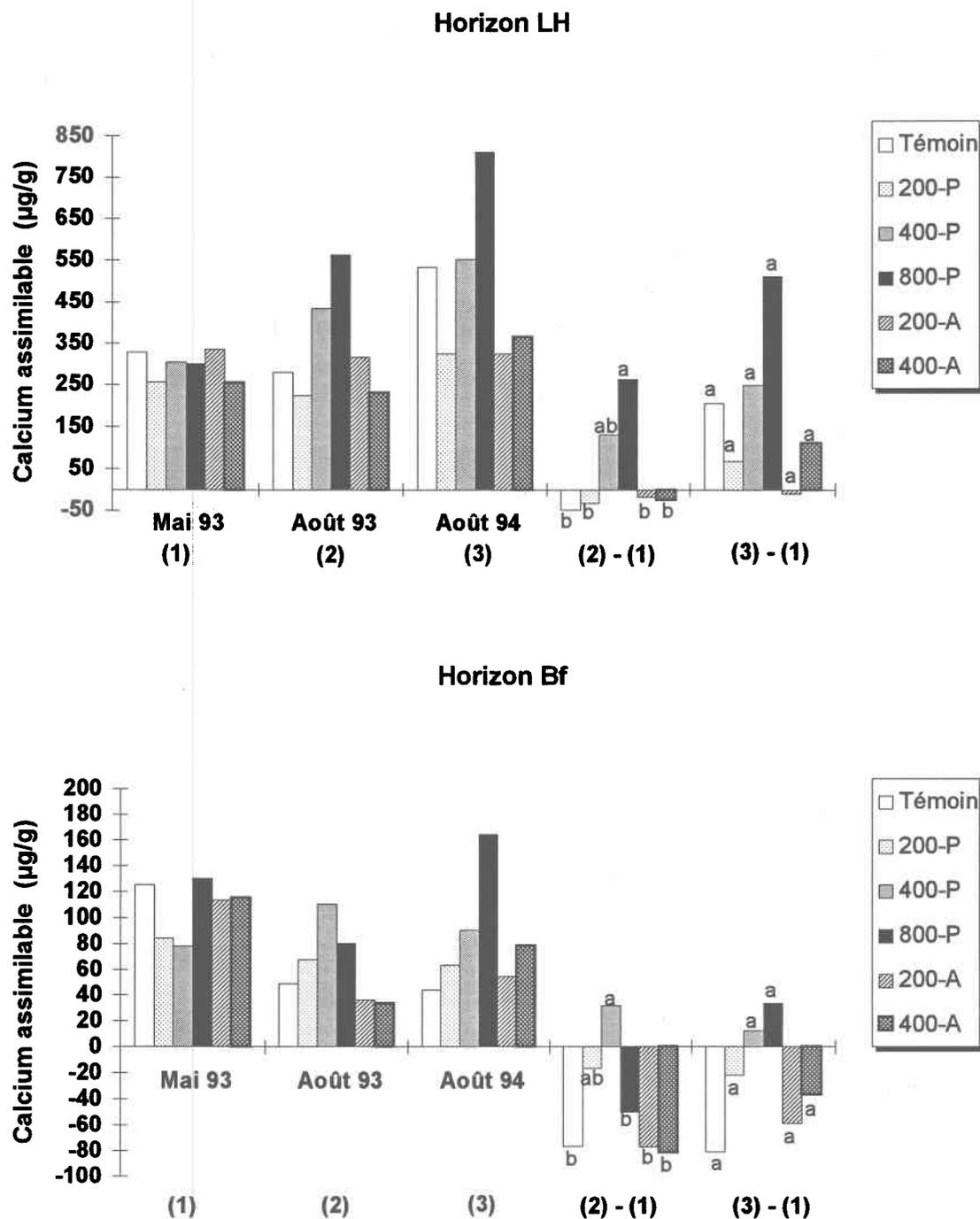


Figure 3.25: Évolution de la teneur en calcium assimilable dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épandues (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A). (Statistiques: analyse de variance de blocs aléatoires complets, $p < 0,05$; test de Duncan, $\alpha = 0,05$).

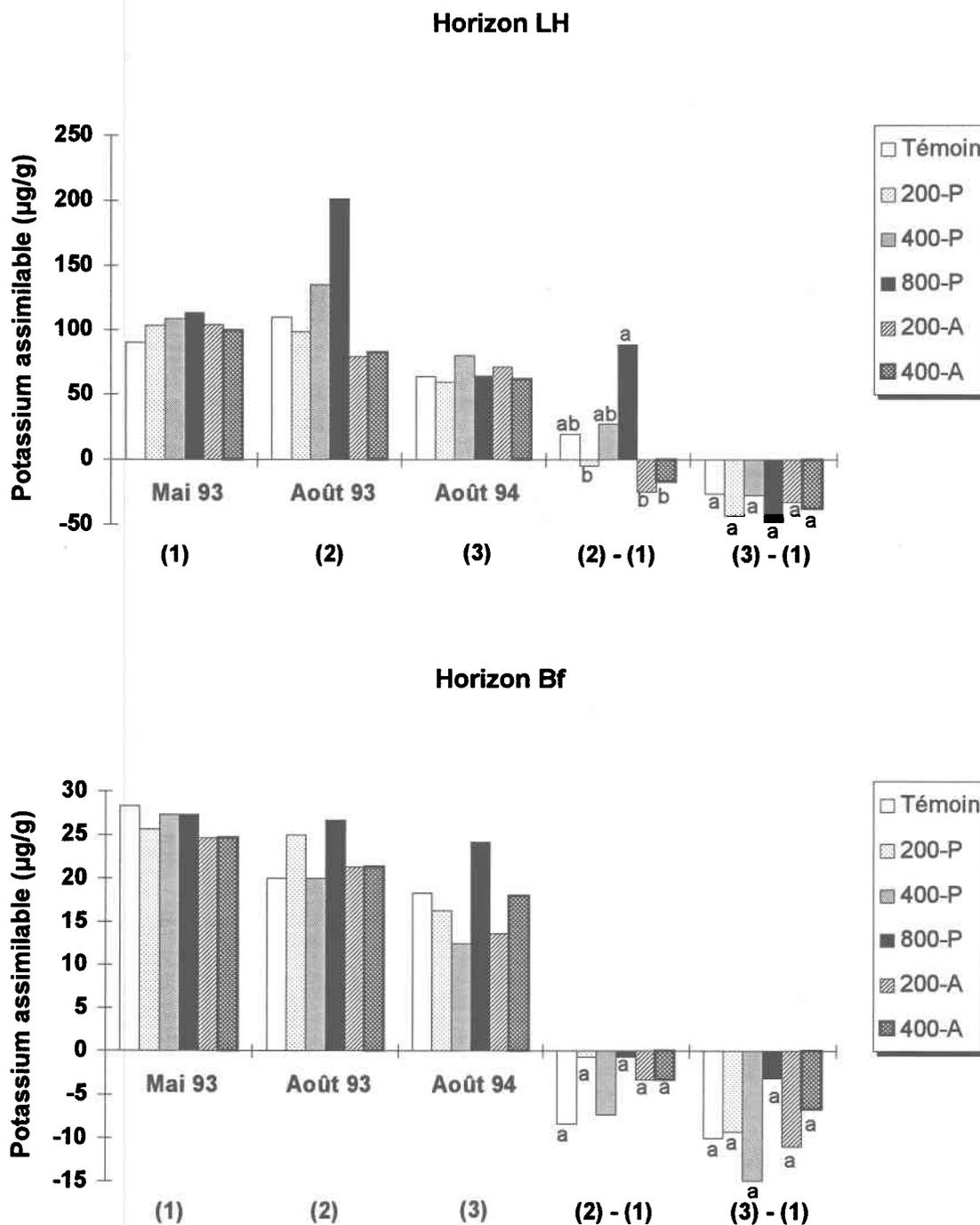


Figure 3.26: Évolution de la teneur en potassium assimilable dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994. Les traitements sont identifiés par la quantité de boues épandues (200, 400 et 800 kg N disp. ha⁻¹) suivie de la période à laquelle ils ont été appliqués (printemps - P, automne - A). (Statistiques: analyse de variance de blocs aléatoires complets, $p < 0,05$; test de Duncan, $\alpha = 0,05$).

Tableau 3.7: Évolution des teneurs en aluminium, en fer et en manganèse assimilables (Extraction Mehlich III) dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994^{1,2,3}

Horizon Traitement	Al (µg/g sol sec)						Fe (µg/g sol sec)						Mn (µg/g sol sec)	
	Mai 93 (A)		Août 93 (B)		Août 94 (C)		Mai 93 (A)		Août 93 (B)		Août 94 (C)		Août 93	Août 94
	Écart B-A	Écart C-A	Écart B-A	Écart C-A	Écart B-A	Écart C-A	Écart B-A	Écart C-A	Écart B-A	Écart C-A	Écart B-A	Écart C-A	Écart B-A	Écart C-A
LH														
Témoin	1517	752	1175	-342a	-765a	-342a	455	495	445	40a	-10a	65a	28a	
200-P	1933	978	1185	-748a	-955a	-748a	437	380	443	-57a	7a	97a	48a	
400-P	1667	1100	1167	-500a	-567a	-500a	452	458	453	7a	2a	188a	53a	
800-P	1642	758	1350	-292a	-883a	-292a	475	425	443	-50a	-32a	235a	137a	
200-A	1683	800	917	-767a	-883a	-767a	492	477	437	-15a	-55a	n.a.	17a	
400-A	1533	930	1053	-480a	-603a	-480a	460	387	445	-73a	-15a	n.a.	33a	
Bf														
Témoin	2167	1817	1533	-633a	-350a	-633a	320	192	192	92a	-37a	20a	9a	
200-P	1933	1700	1550	-383a	-233a	-383a	370	188	188	205a	23a	39a	7a	
400-P	2100	1608	1500	-600a	-492a	-600a	310	114	114	87a	-109a	34a	7a	
800-P	2100	1867	1592	-508a	-233a	-508a	312	152	152	108a	-52a	42a	7a	
200-A	2250	2050	1650	-600a	-200a	-600a	253	108	108	83a	-62a	n.a.	6a	
400-A	2167	1733	1583	-583a	-433a	-583a	252	134	134	93a	-24a	n.a.	8a	
C														
Témoin	n.a.	2083a	1300a	---	---	---	n.a.	257a	61a	---	---	18a	4a	
200-P	n.a.	2950a	1200a	---	---	---	n.a.	208a	58a	---	---	23a	6a	
800-P	n.a.	3033a	1267a	---	---	---	n.a.	183a	50a	---	---	22a	5a	

1. Les chiffres présentés sont la moyenne des analyses du sol de trois parcelles (3 répétitions). L'abréviation 'NA' signifie que le paramètre n'a pas été analysé.

2. Les chiffres suivis de lettres différentes dans la même colonne d'un horizon comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan).

3. Le prélèvement effectué au mois de mai l'a été 3 semaines avant l'épandage de printemps. Celui du mois d'août correspond à 11 semaines après l'épandage de printemps et il a été réalisé avant l'épandage d'automne. L'écart calculé est la teneur observée en août moins celle du mois de mai mesurée dans la même parcelle.

4. Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible. La lettre qui suit le chiffre précise s'il s'agit d'une application au printemps ('P') ou à l'automne ('A')

Tableau 3.8: Évolution de la teneur des métaux extraits à l'Eau régale dans les trois horizons du sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994.^{1, 2, 3}

Horizon	Traitement ⁴	Cd (µg/g sol sec)						Cu (µg/g sol sec)						Pb (µg/g sol sec)					
		Mai 93		Août 94		Écart B-A C-A		Mai 93		Août 94		Écart B-A C-A		Mai 93		Août 94		Écart B-A C-A	
		(A)	(B)	(C)	(A)	(B)	(C)	(A)	(B)	(C)	(A)	(B)	(C)	(A)	(B)	(C)	(A)	(B)	(C)
LH	Témoin	0,19	0,26	0,18	0,07a	0,00a	20	17	15	-3a	-5a	39	76	29	38a	-9a			
	200-P	0,12	0,23	0,48	0,11a	0,36a	27	22	16	-5a	-11a	42	70	29	28a	-12a			
	400-P	0,14	0,33	0,30	0,19a	0,16a	19	21	17	2a	-2a	41	46	40	4a	-1a			
	800-P	0,21	0,27	0,40	0,07a	0,20a	18	25	39	7a	21a	48	76	60	28a	12a			
	200-A	0,23	0,45	0,22	0,22a	-0,01a	20	19	13	-2a	-8a	52	63	27	11a	-24a			
	400-A	0,21	0,28	0,21	0,07a	0,00a	20	23	18	3a	-2a	53	76	33	23a	-20a			
Bf	Témoin	0,27	0,16	0,16	-0,10a	-0,11a	17	19	14	3a	-3a	12	10	12	-2a	0a			
	200-P	0,18	0,07	0,17	-0,12a	-0,01a	13	21	13	8a	1a	9	12	11	3a	2a			
	400-P	0,22	0,11	0,14	-0,07a	-0,08a	14	21	12	6a	-2a	11	9	9	-2a	-2a			
	800-P	0,38	0,07	0,13	-0,30a	-0,25a	15	22	14	8a	-1a	10	10	13	0a	2a			
	200-A	0,27	0,16	0,15	-0,11a	-0,11a	12	22	15	10a	0a	9	11	9	2a	0a			
	400-A	0,23	0,07	0,13	-0,16a	-0,10a	16	24	14	8a	-1a	11	11	11	1a	0a			
C	Témoin	1,45	0,08	0,27	-1,38a	-1,09a	56	20	13	-35a	-43a	12	8	10	-3a	-1a			
	200-P	0,60	0,07	0,06	-0,53a	-0,54a	40	21	13	-21a	-27a	11	7	8	-4a	-3a			
	800-P	0,90	0,10	0,07	-0,80a	-0,83a	39	31	15	-8a	-24a	13	10	12	-2a	-1a			
Critères et seuils de phytotoxicité	Guide ⁵	2,0						100						50					
	EPA ⁶	19,5						750						150					
	Phytotoxicité ⁷	3 / 8						60 / 125						100 / 400					

1. Les chiffres présentés sont la moyenne des analyses du sol de trois parcelles (3 répétitions). L'abréviation 'NA' signifie que le paramètre n'a pas été analysé.
 2. Les chiffres suivis de lettres différentes dans la même colonne d'un horizon comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan).
 3. Le prélèvement de juin a été effectué avant l'épandage. L'écart calculé est la teneur observée en septembre moins celle du mois de juin mesurée dans la même parcelle.
 4. Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible. La lettre qui suit le chiffre précise s'il s'agit d'une application au printemps ou à l'automne.
 5. Guide de bonnes pratiques de valorisation sylvicole (MENVIQ et al., 1991)
 6. Réglementation américaine de 1993 (Water Environment Federation, 1993, cité par Beauchemin et al., 1993)
 7. Concentrations avec lesquelles la phytotoxicité a été observée chez certaines espèces (Kabata-Pendias et Pendias, 1984, cités par Beauchemin et al., 1993)

boues de la CUQ, même à des doses aussi élevées que 800 kg N disponible ha⁻¹, n'a pas entraîné d'augmentation significative de Cd, de Cu et de Pb dans le sol de l'érablière de Tingwick.

Dans la limite de sensibilité de la méthode utilisée (section 2.8.2), les métaux présents dans les boues ne sont apparemment pas captés par les horizons de sol sous-jacents, moins de 15 mois après les épandages. Les données de l'eau de percolation montrent cependant une certaine migration de ces métaux. La faible mobilité des métaux peut être attribuée à leur rétention par la matière organique des boues. En effet, il a été possible d'observer à la fin du suivi que les boues appliquées n'étaient pas entièrement décomposées. Cependant, il aurait été intéressant d'analyser cette couche de boues résiduelles et d'y vérifier les concentrations de métaux.

Des boues dont le contenu en métaux est relativement faible comme celles de la CUQ (tableau 3.1) comportent peu de risques de contamination à court terme. Cependant, le destin des métaux une fois la matière organique des boues totalement décomposée et l'emploi de boues dont les concentrations voisinent les limites souhaitables ou maximales permises par le guide de bonnes pratiques nécessiteraient des études à plus long terme. La migration des métaux vers les horizons sous-jacents où le pH est très acide et où la matière organique est abondante devra faire l'objet de plus amples études. Il faudra vérifier si l'abondance de la matière organique, dans les horizons LHF, A et B, sera suffisante pour compenser le pH acide de ces horizons afin de limiter la solubilisation des métaux.

D'autre part, même si les métaux ne semblent pas sujets au lessivage vers les eaux souterraines, l'accumulation de métaux, même dans les horizons de surface, n'est pas souhaitable. Puisque les espèces végétales, l'érable à sucre entre autres (Badibanga *et al.*, 1990), en milieu acide, produisent près de la surface du sol une grande quantité de racelles, la présence de métaux en trop grandes concentrations dans ces horizons pourrait s'avérer toxique pour les espèces végétales, mais aussi pour la microflore et la faune du sol.

3.6 Suivi des contaminants chimiques dans la sève de l'érable à sucre

Malgré qu'il soit présentement interdit, au Québec, de valoriser les boues dans les érablières qui sont exploitées pour les produits comestibles de l'érable, il s'avère intéressant de vérifier les impacts des boues sur la composition de la sève de l'érable à sucre dans l'éventualité d'une exploitation future de l'érablière pour ses produits de consommation ou tout simplement parce que la sève véhicule les substances nutritives nécessaires à la croissance et au développement de l'arbre.

3.6.1 Azote

L'épandage de doses de boues de 200, 400 et 800 kg N disponible ha⁻¹ appliquées au printemps 1993 a conduit à une augmentation significative de N-NO₃ dans la sève récoltée au printemps 1994 (tableau 3.9), alors que les doses de 200 et 400 kg N disponible ha⁻¹ appliquées à l'automne 1994 ont mené à une augmentation de l'azote sous forme de N-NH₄.

Ces résultats sont intéressants puisqu'ils montrent bien que l'érable à sucre a prélevé la fraction d'azote qui était sans doute la plus abondante. En effet, l'application printanière des boues a permis à l'azote ammoniacal de se nitrifier au cours de l'été, contrairement à l'application effectuée à l'automne, où la fraction ammoniacale de l'azote est dominante.

L'augmentation de la concentration en azote dans la sève printanière de l'érable suite à l'application des boues ouvre la porte à un autre domaine d'études. En effet, il serait important de vérifier que le supplément d'azote retrouvé dans la sève ne modifie pas le goût caractéristique des produits dérivés de la sève. Les concentrations de pyrazine, un composé azoté qui contribue à donner la saveur et l'arôme au sirop d'érable, devraient être suivies au cours des étapes de fabrication des produits comestibles de l'érable. De plus, les concentrations de nitrates et de nitrites devront également être suivies au cours des procédés d'évaporation de la sève pour s'assurer que ces éléments n'atteignent pas des concentrations toxiques pour la consommation humaine.

3.6.2 Métaux

Des métaux analysés, l'aluminium a vu sa concentration augmenter dans la sève des érables des parcelles traitées (tableau 3.10). Ainsi, les concentrations d'Al se sont

Tableau 3.9: Concentrations d'azote minéral dans la sève printanière de l'érable à sucre des différentes parcelles traitées et témoins, mesurées un an après les épandages des boues (1994).

Traitement	N-NH ₄ (mg L ⁻¹)		N-NO ₃ (mg L ⁻¹)	
	1994		1994	
témoin	0,05	c ¹	0,05	b
200-P ²	0,05	c	0,93	a
400-P	0,08	c	1,74	a
800-P	0,35	b	1,33	a
200-A	1,01	a	0,37	ab
400-A	1,66	a	0,36	ab

¹Les valeurs suivies de lettres différentes dans la même colonne comportent une différence significative (Test de Duncan, alpha=0.05).

² Dose d'azote disponible appliquée le printemps (P) ou l'automne (A).

avérés significativement plus élevées dans la sève des érables des traitements 200-P, 400-P et 800-P. Ces résultats montrent que l'augmentation de l'Al dans la solution du sol, rencontrée dans les parcelles traitées (section 3.4.6), a une influence sur le prélèvement de cet élément par l'érable à sucre. La poursuite des études sur les impacts de la valorisation sylvicole des boues et principalement sur le comportement de l'Al apparaît, une fois de plus, primordiale.

Les doses de boues de 400 kg N disponible ha⁻¹ appliquées à l'automne ont eu un impact significatif sur les concentrations de Cu dans la sève, malgré que les analyses de sol ou de l'eau de percolation n'aient enregistré aucune augmentation de cet élément. Cependant la concentration moyenne de Cu mesurée dans la sève pour le traitement 400-A (43 µg L⁻¹) est inférieure aux données de Robinson *et al.* (1989). Ces chercheurs avaient analysée la sève printanière de l'érable dans l'est du Canada et avaient obtenu des concentrations variant de 50 à 2630 µg Cu L⁻¹.

L'observation d'une augmentation du prélèvement du Cu par l'érable à sucre malgré que les analyses n'aient pas détecté d'augmentation de ce métal dans le sol et dans la solution du sol montre à quel point le suivi du comportement des métaux dans les sols forestiers est complexe. La période échantillonnée, la forme du métal analysée, la sensibilité des méthodes d'analyses utilisées et l'hétérogénéité de la composition du sol ont pu restreindre les possibilités du suivi sol-eau à déceler l'augmentation des

Tableau 3.10: Influence des traitements sur la teneur en métaux de la sève récoltée au cours des printemps 1993 et 1994^{1,2}

Traitement ³	Al (µg/L)		Cd (µg/L)		Cu (µg/L)		Fe (µg/L)		Mn (µg/L)		Pb (µg/L)		Zn (µg/L)	
	1993	1994	1993	1994	1993	1994	1993	1994	1993	1994	1993	1994	1993	1994
Témoin	123a	75c	3,8a	5,3abc	19,8a	29,1bc	30,9a	34,4a	14720a	18680a	<60a	<60a	340a	400a
200-P	151a	172ab	3,7a	6,9ab	20,6a	20,2bc	49,9a	86,5a	12950a	18870a	<60a	<60a	280a	320a
400-P	137a	204a	3,7a	6,9ab	16,9a	21,7bc	45,0a	80,1a	15640a	23160a	<60a	<60a	300a	420a
800-P	159a	241a	3,6a	7,4a	18,3a	17,6c	46,0a	73,9a	15350a	26490a	<60a	<60a	320a	350a
200-A	146a	109bc	4,0a	4,4bc	16,8a	32,1ab	40,3a	28,7a	15390a	16020a	<60a	<60a	360a	370a
400-A	147a	80c	3,1a	3,6c	20,6a	43,2a	47,6a	28,6a	12220a	13660a	<60a	<60a	290a	350a
Étendues de concentration rapportées dans la littérature ⁴	---	---	---	---	50 - 2630	80 - 4290	3 - 2090	130 - 17000	---	---	---	---	---	---

1. Les chiffres présentés sont la moyenne des analyses de trois échantillons de sève récoltés d'arbres de trois parcelles (3 répétitions).
 2. Les valeurs suivies de lettres différentes dans la même colonne comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan).
 3. Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible. La lettre qui suit le chiffre précise s'il s'agit d'une application au printemps ('P') ou à l'automne ('A').
 4. Voir la section 1.2.2.4.

concentrations de métaux après les épandages des boues. Le suivi non seulement des composantes abiotiques des écosystèmes amendés, mais aussi des composantes biotiques (flore, faune, microflore et microfaune) est indispensable afin de contourner le manque de connaissance actuelle des formes biodisponibles des métaux.

CONCLUSION

Dans les conditions climatiques, édaphiques et hydrologiques qui ont été observées au cours des saisons de croissance de 1993 et 1994 à l'érablière expérimentale de Tingwick, l'étude de la valorisation des boues séchées de la CUQ en milieu forestier apporte des éléments nouveaux quant aux risques de contamination du milieu par les éléments nutritifs et les métaux lourds et démontre la nécessité de poursuivre les recherches dans ce domaine.

Ainsi, parce que le phénomène de ruissellement est restreint en milieu forestier non-perturbé, les risques de contamination de l'eau de ruissellement sont faibles lorsque la dose maximale recommandée par le guide de bonnes pratiques québécois (200 kg N disponible ha⁻¹) est respectée. Les risques restent cependant à vérifier dans des conditions climatiques extrêmes: fonte des neiges, pluies abondantes et de longue durée en absence du feuillage, au printemps ou à l'automne.

De plus, l'élaboration d'un dispositif expérimental permettant de vérifier la pertinence des distances minimales des cours d'eau exigées devrait être envisagée. Une attention particulière devrait être accordée au choix du site. La présence de rigoles saisonnières à proximité du site et la conception de parcelles suffisamment larges pour couvrir un micro-réseau d'écoulement, de même que l'utilisation d'un simulateur de pluie seraient utiles pour valider et optimiser les critères relatifs aux risques de contamination de l'eau de ruissellement et des écosystèmes aquatiques adjacents.

La qualité de l'eau de percolation et des eaux qui en sont alimentées risque d'être détériorée à la suite de l'application de boues en milieu forestier. Le lessivage des nitrates représentent un problème sérieux de la valorisation sylvicole des boues. Une dose de 200 kg N disponible ha⁻¹ appliquée en une seule fois dépasse la capacité d'assimilation d'un écosystème forestier comme celui de l'érablière de Tingwick. Compte tenu que le critère de qualité de l'eau a été atteint pour les concentrations de nitrates mesurées à 30 cm pour le traitement comportant une dose de 200 kg N disponible ha⁻¹; que des concentrations plus élevées ont probablement été rencontrées au cours du dégel printanier; que les besoins annuels d'azote pour un peuplement feuillu décidu mature sont plus de deux fois inférieures à 200 kg ha⁻¹ et compte tenu des doses recommandées dans la littérature, la dose maximale permise dans le guide de bonnes pratiques québécois (200 kg N disponible ha⁻¹) semble trop élevée. Les doses permises

devront être édifiées en respectant les besoins nutritifs des milieux récepteurs afin que l'épandage des boues en milieu forestier soit entrepris dans un but de valorisation d'une biomasse et non dans le but de se débarrasser d'une matière indésirable.

L'augmentation des concentrations d'Al en solution lors d'une application de boues sur des sols forestiers acides est inquiétante. La poursuite des recherches en ce sens est indispensable. En attendant de nouvelles études, il serait fortement recommandé de revoir la dose maximale recommandée pour ces types de sols.

Même si aucune augmentation des métaux n'a été observée dans le sol à la suite de l'épandage de boues, une approche conservatrice est de mise et des études à long terme seront nécessaires. Le comportement des métaux au fil des ans reste peu connu et l'utilisation de boues plus contaminées que celles de la CUQ, mais malgré tout pouvant être valorisées selon le guide, comporte un risque de contamination accru. Considérant le potentiel d'une accumulation des métaux dans les sols forestiers, une charge limite des métaux apportés par les boues devraient être établie. De plus, les concentrations maximales en métaux à ne pas dépasser dans les sols devraient être vérifiées en tout temps et non seulement lorsque les métaux présents dans les boues dépassent les teneurs limites souhaitables. En effet, la concentration de métaux dans les sols récepteurs pourrait être élevée avant même l'application des boues. Dans un tel cas, l'apport de métaux par les boues, même à des quantités inférieures à la limite souhaitable, pourrait entraîner un dépassement des concentrations permises dans les sols.

L'augmentation d'azote et d'aluminium dans la sève printanière de l'érable à sucre à la suite de la valorisation de boues en érablière prône le maintien de l'interdiction de l'épandage de boues dans les érablières exploitées pour les produits comestibles de l'érable.

La présente étude se limitait à la vérification de la qualité de l'eau de ruissellement, de l'eau de percolation, du sol et de la sève printanière de l'érable à sucre suite à l'épandage de boues séchées dans une érablière. Les données recueillies ne peuvent être généralisées et appliquées à la diversité des écosystèmes forestiers. De plus, plusieurs autres éléments tout aussi importants des écosystèmes forestiers devront faire l'objet de suivis. Aussi, les réactions des microorganismes, de la microfaune et de la faune du sol, en plus de celles de la faune et de la flore forestière ont peu ou pas été

étudiées jusqu'à maintenant. Les modifications anthropiques des écosystèmes ont trop souvent mené à la perte d'habitats naturels. Aussi, avant que la valorisation sylvicole des boues deviennent une pratique courante, les risques qui y sont associés devront être connus et contrôlés. À court terme, le recyclage des boues d'usine d'épuration des eaux usées urbaine en forêt ne pourra être désigné comme "la" solution à la disposition des boues. Les critères qui en régissent l'application devront être modifiés et adaptés à la diversité des écosystèmes forestiers québécois. C'est alors, que la valorisation sylvicole pourra être considérée comme un mode de gestion des boues d'usines d'épuration des eaux usées municipales.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Aguilar, R. et S. R. Loftin. (1992). Sewage sludge application in semiarid grasslands: effects on runoff and surface water quality. Dans: *Proceedings, 36 th annual New Mexico water conference*, pp. 101-111. Agencies and Science Working for the Future. New Mexico Water Resources Research Institute, Report No. 265, avril 1992,.
- Alli, I., J. Bourque, R. Metussin, R. Liang et V. Yaylayan. (1990). Identification of pyrazines in maple syrup. *J. Agric. Food Chem.*, 38:1242-1244.
- Aschmann, S. G., M. S. McIntosh, J. S. Angle et R. L. Hill. (1992). Nitrogen movement under a hardwood forest amended with liquid wastewater sludge. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 38(4):249-263.
- Badibanga, B., F. Pagé et C. Anseau. (1990). Le développement racinaire dans deux érablières à sucre en relation avec le microrelief et la roche-mère. Dans: *Le dépérissement des érablières, causes et solutions possibles*. C. Camiré, W. Hendershot et D. Lachance (Éds), pp. 139-148. Québec: Centre de Recherche en Biologie Forestière, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval.
- Bayes, C. D., J. M. Davis et C. M. A. Taylor. (1987). Sewage sludge as a forest fertilizer: experiences to date. *Wat. Pollut. Control*, 86:158-171
- Beauchemin, S., M. R. Laverdière et C. Scraire. (1993). *Revue de littérature sur les métaux, l'azote et le phosphore dans les boues d'origine municipale, de pâtes et papiers et de désencrage en prévision de leur valorisation en milieux agricole et forestier*. Cogisol pour le ministère des Forêts du Québec, 112 p.
- Beaulieu, R. (1991). État de la situation de la valorisation des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales au Québec. Comptes-rendus du Colloque de l'Ordre des Ingénieurs du Québec (Régionale de Québec), 27 septembre 1991.
- Bédard, A. (1989). *Effets des pratiques culturales et de la pente du terrain sur la biodisponibilité du phosphore dans les eaux de ruissellement agricole*. Mémoire de maîtrise, INRS-Eau, Université du Québec, Québec, 203 p.
- Bengtson, G. W. et V. J. Kilmer. (1975). Fertilizer use and water quality: considerations for agriculture and forestry. Dans: *Forest soils and forest land management. Proceedings of the Fourth North American Forest Soils Conference*, B. Bernier et C. H. Winget (Eds), pp. 245-266. Université Laval, Québec, août 1973. Québec, Les Presses de l'Université Laval.
- Bergkvist, B. (1987). Soil solution chemistry and metal budgets of spruce forest ecosystems in south Sweden. *Water Air Soil Pollut.*, 33:131-154.

- Berry, C. R. (1985). Growth and heavy metal accumulation in pine seedlings grown with sewage sludge. *J. Environ. Qual.*, 14(3):415-419.
- Bettiol, W., C. G. Auer, T. L. Krugner et M. E. M. Prezotto. (1986). Influence of sewage sludge and pinus needles on ectomycorrhiza formation in *Pinus caribaea* var. *hondurensis* seedlings by the fungi *Pisolithus tinctorius* and *Thelephora terrestris*. *IPEF Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais*. 34: 41-46.
- Boxman, A. W., H. Krabbendam, M. J. S. Bellemakers et J. G. M. Roelofs. (1991). Effects of ammonium and aluminium on the development and nutrition of *Pinus nigra* in hydroculture. *Environ. Pollut.*, 73:119-136.
- Boyle, M. et E. A. Paul. (1988). Vesicular-arbuscular mycorrhizal associations with barley on sewage-amended plots. *Soil Biol. Biochem.*, 20(6): 945-948.
- 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. et D. H. Urie. (1983). Determinating sludge fertilization rates for forests from nitrate-N in leachate and groundwater. *J. Environ. Qual.*, 12:487-492.
- Brown, G. W. (1983). Erosion and sedimentation in forested watersheds. Dans: *Forestry and water quality*, pp. 5-23. Corvallis, Oregon, O.S.U. Book Stores, 2^e éd.
- Bruggeman, A. C. et S. Mostaghimi. (1993). Sludge application effects on runoff, infiltration, and water quality. *Water Resourc. Bull.*, 29(1):15-26.
- 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), pp. 3-6. University of Washington Press, Seattle, Washington, USA.
- Burton, A. J., H. U. Dean et J. B. j. Hart. (1986). Nitrogen transformation in four sludge-amended Michigan forest types. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. D. W. Cole, C. L. Henry et W. L. Nutter (Eds), pp. 142-153. University of Washington Press, Seattle, Washington, USA.
- Camiré, C. (1992). Pédologie forestière - Notes de cours. Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec.
- Chander, K. et P. C. Brookes. (1993). Residual effects of zinc, copper and nickel in sewage sludge on microbial biomass in sandy loam. *Soil Biol. Biochem.*, 25(9): 1231-1239.

- Chang, A. C., T. J. Logan et A. L. Page. (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), pp. 85-99. University of Washington Press, Seattle, Washington, USA.
- Chang, A. C., J. E. Warneke, A. L. Page et L. J. Lund. (1984). Accumulation of heavy metals in sewage sludge-treated soils. *J. Environ. Qual.*, 13:87-91.
- Chang, A. C., A. L. Page, F. H. Sutherland et E. Grgurevic. (1983). Fractionation of phosphorus in sludge-affected soils. *J. Environ. Qual.*, 12:286-290.
- Cole, D. W. et M. Rapp. (1981). Element cycling in forest ecosystems. Dans: *Dynamic properties of forest ecosystems*. D. E. Reichle (éd.), pp. 341-409, IBP Synthesis, vol. 23., Cambridge: Cambridge Univ. Press.
- Colpaert, J. V. et J. A. van Assche. (1987). Heavy metal tolerance in some ectomycorrhizal fungi. *Functional Ecol.*, 1 (4): 415-421.
- Coons, C. F. (1987). *Sugar bush management for maple syrup producers*. Ministère de l'Agriculture et des Ressources Naturelles de l'Ontario, 48 p.
- Corey, R. B., L.D. King, K. C. Lue-Hing, D. S. Fanning, J. J. Street, et J. M. Walker. (1987). Effects of sludge properties on accumulation of trace elements by crops. Dans: *Land application of sludge*. A.L. Page et al. (Eds), pp. 25-51. Lewis Publishers, Chelsea, MI.
- Couillard, D. (1995). Dynamics of municipal wastewater sludges on forest land. *J. Environ. Syst.*, 24(1):25-47.
- Couillard, D. (1994). Environmental factors affecting sustainable uses of sewage sludge as agricultural fertilizer. *J. Environ. Syst.*, 23(1):83-97.
- Couillard, D. (1993). Traitements par le sol des eaux usées. Notes de cours de l'unité EAU-7243.1, INRS-Eau, Université du Québec, 216 p.
- 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. (1989). Élimination des boues résiduelles urbaines par la fertilisation sylvicole. *Can. J. Civ. Eng.*, 16:650-660.
- Couillard, D. (1988). A frame work for technological choice (a technology assessment: methodology for the choice of wastewater treatment facilities). *J. Environ. Syst.*, 18(1)49-68.

- Couillard, D. et P. Chouinard (1995). *Valorisation des boues d'épuration des eaux usées urbaines (liquides ou séchées): étude de leur effet sur la productivité des érablières et des plantations d'arbres de Noël et évaluation des risques de contamination du sol et des ressources hydriques*. INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, rapport scientifique no R-438, 404 p.
- Couillard, D., P. Chouinard et G. Mercier. (1993). *Risques environnementaux associés à la présence de contaminants organiques de synthèse dans différentes boues résiduelles lors de leur valorisation en milieux agricole et forestier: Revue de littérature*. INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, rapport scientifique no 381, 109 p.
- Couillard, D., M. Crowley et J. L. Sasseville. (1986). Technological public choice in practice: the case of wastewater treatment facilities. *J. Environ. Mngt*, 22(2):133-146.
- Couillard, D. et Y. Grenier. (1990). Évaluation des risques environnementaux concernant la présence de composés organiques toxiques dans les boues résiduelles municipales lors de leur valorisation. *Water Pollut. Res. J. Canada*, 25(1):109-131.
- Couillard, D. et Y. Grenier. (1989a). Forest management: trees response to wastewater sludge fertilization. *J. Environ. Mngt*, 28(3): 235-242.
- Couillard, D. et Y. Grenier. (1989b). 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. et Y. Grenier. (1987). Alternative à la gestion des boues résiduelles municipales: recyclage en sylviculture. *Sci. Techn. Eau*, 20 (3):215-220.
- Couillard, D. et R. D. Tyagi. (1990). Effets chocs hydrauliques des eaux usées de ruissellement pluvial urbain sur un système de traitement des eaux. *Environ. Technol.*, 11(7):635-651.
- Couillard, D. et R. D. Tyagi. (1988). Étude des chocs qualitatifs et quantitatifs des eaux de ruissellement urbain sur un système de traitement à boues activées. *Environ. Technol.*, 9(12):1327-1343.
- CPVQ (1988). *Méthodes d'analyse des sols, des fumiers et des tissus végétaux*. AGDEX 533, Conseil des Productions Végétales du Québec.
- Crohn, D. M. et D. A. Haith. (1994). A forest site nitrogen dynamics model for land application of sludge. *Am. Soc. Agric. Eng.*, 37(4):1135-1144.

- Cronan, C. S., R. April, R. J. Bartlett, P. R. Bloom, C. T. Driscoll, S. A. Gherini, G. S. Henderson, J. D. Joslin, J. M. Kelly, R. M. Newton, R. A. Parnell, H. H. Patterson, D. J. Raynal, M. Schaedle, C. L. Schofield, E. I. Sucoff, H. B. Tepper et F. C. Thornton. (1989). *Acidic deposition and forest decline*. Proceedings of an international symposium. E. H. White, J. Wisniewski (Eds). Rochester, New York, 20-21 Oct. 1988. *Water Air Soil Pollut.* 1989, 48:1-2, 181-192.
- Cronan, C. S. et R. A. Goldstein. (1989). ALBIOS: a comparison of aluminium biogeochemistry in forested watersheds exposed to acidic deposition. Dans: *Acidic precipitation, vol.1: case studies*. pp. 113-135. Advances in environmental science. Springer-Verlag New York, New York. 1989. .
- Cronan, C. S. et C. L. Schofield. (1979). Aluminium leaching response to acid precipitation: effects on high-elevation watersheds in the Northeast. *Science*, 204:304-306.
- Crowley, M. J. L. Sasseville et D. Couillard (1986). L'importance accordée à l'évaluation technologique dans l'assainissement des eaux usées municipales au Québec. *Revue Internationale des Sciences de l'eau*, 2(2):49-57.
- Dehn, B. et H. Schuepp. (1990). Influence of VA mycorrhizae on the uptake and distribution of heavy metals in plants. *Agric. Ecosyst. & Environ.* 29(1-4): 79-83.
- Dubé, M., S. Delisle, F. Delisle et P.-M. Marotte. (1994). *Effets des fertilisants minéraux sur les écosystèmes forestiers et la santé humaine*. Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier, code diff. n° MR94-3077, 102 p.
- Duffy, P. D., J. D. Schreiber et L. L. McDowell. (1989). Nutrient flux through a loblolly pine forest floor using simulated rainfall. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 53: 951-957.
- Dunigan, E. P. et R. P. Dick. (1980). Nutrient and coliform losses in runoff from fertilized and sewage sludge-treated soil. *J. Environ. Qual.*, 9:243-250.
- Emmerich, W. E., L. J. Lund, A. L. Page, et A. C. Chang. (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.
- Environnement Canada (1980). *Références sur la qualité des eaux: Guide des paramètres de la qualité des eaux*. R. N. McNeely, V. P. Neimanis et L. Dwyer (Eds), Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Ottawa, Canada.
- Evans, B. (1993). Biosolids disposal - an international overview of current and future trends. *Environ. Sci. Eng.*, March, 29-32.

- Fiskell, J. G. A., D. G. Neary et N. B. Comeford. (1990). Slash pine and understory interception of micronutrients mineralized from sludge applied to a sandy, acidic forest soil. *For. Ecol. Manage.*, 37:27-36.
- Foy, C. D. (1988). Plant adaption to acid, aluminium-toxic soils. *Comm. Soil Science Plant Anal.*, 19:959-987.
- Gangbazo, G. (1993). Communication personnelle. Ministère de l'Environnement et de la faune du Québec. Direction du milieu agricole et du contrôle des pesticides, Québec.
- Gangbazo, G., D. Couillard, A. R. Pesant et D. Cluis. (1993). Effets du lisier de porc sur la charge d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement sous des pluies simulées. *Can. Agricul. Eng.*, 35(2):97-103.
- Gaus, J., S. Brallier, R. B. Harisson, S. Coveny et J. Dempsey. (1990). Literature review on pathogen survival and transport in sludge amended soils. College of Forest Resources, The University of Washington, 30 p (en préparation).
- Giller, K. E., S. P. McGrath et P. R. Hirsch. (1989). Absence of nitrogen fixation in clover grown on soil subject to long-term contamination with heavy metals is due to survival of only ineffective *Rhizobium*. *Soil Biol. Biochem.*, 21:841-848.
- Gould, M. S. et E. J. Genetelli. (1978). Heavy metal complexation behaviour in anaerobically digested sludges. *Water Res.*, 12:505-515.
- Grant, R. O. et S. E. Oleson. (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*. pp. 79-90. Uppsala, 7-9 juin 1983, Commission of the European Communities: D. Reidel Publishing Company.
- Grenier, Y. (1989). La valorisation des boues d'usine d'épuration des eaux pour la fertilisation des forêts. Ministère de l'Énergie et des ressources, Direction de la recherche et du développement, mémoire no. 98, 190 p.
- Grenier, Y. et D. Couillard. (1989). Avantages et faisabilité de l'épandage forestier des boues résiduares. *Forestry Chronicle*, 65(1):9-16.
- Grenier, Y. et D. Couillard. (1988). Mortalité des semis de mélèze laricin attribuable aux boues résiduares utilisées pour leur fertilisation. *Naturaliste can. (Rev. Écol. Syst.)*, 115:149-155.
- Grenier, Y. et D. Couillard. (1987). Le recyclage des boues d'usine d'épuration des eaux usées à des fins de fertilisation forestières. *J. Geos.*, 16(2):22-26.
- Haith, D. A., J. E. Reynolds, P. T. Landre et T. L. Richard. (1992). Sludge loading rates for forest land. *J. Environ. Eng.*, 118 (2): 196-208.

- Harris, A. R. et D. H. Urie. (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), pp. 168-176. University of Washington Press, Seattle, Washington, USA.
- Harrison, R. B., J. Singh, J. Krejzl, S. Coveny et C. L. Henry. (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., P. V. Nguyen, D. H. Urie et D. G. Brockway. (1988). Silvicultural use of wastewater sludge. *J. of forestry*, 86(6):17-24.
- Harvey, M., U. Delisle et A. F. Mackenzie. (1990). La valeur fertilisante des boues des stations d'épuration. Dans: *Le premier colloque québécois sur la valorisation des boues de stations d'épuration municipales*, 1-24. Hull, Québec, 18 et 19 septembre 1990. Consortium de financement du projet de recherche et de démonstration des techniques de la valorisation agricole des boues d'épuration.
- Hatch, D. J., L. H. P. Jones et R. G. Burau. (1988). The effect of pH on the uptake of cadmium by four plant species grown in flowing solution culture. *Plant and Soil*, 105:121-126.
- Hattori, H. (1992). Influence of heavy metals on soil microbial activities. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 38:93-100.
- Haufler, J. B. et S. D. West. (1986). Wildlife responses to forest application of sewage 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), pp. 110-116. University of Washington Press, Seattle, Washington, USA.
- Henry, C. L. (1983). Sludge stability, erosion, and runoff. Dans: *Use of dewatered sludge as an amendment for forest growth*. C. L. Henry et D. W. Cole (Eds), Vol IV, pp. 76-81. Seattle, Institute of Forest Resources University of Washington.
- Henry, C. L., C. Cogger et M. Laux. (1990). Literature review on nitrogen cycle and nitrate leaching from sludge application. Copie préliminaire, juin, 42 p.
- Hewlett, J. D. (1982). Surface water, the hydrograph and the runoff process. Dans: *Principles of forest hydrology*, pp. 93-134. Athens, The University of Georgia Press.
- Higgins, A. J. (1984). Impacts on groundwater due to land application of sewage sludge. *Water Resour. Bull.*, 20(3): 425-434.

- Hinesly, T. D. et R. L. Jones. (1976). Heavy metal contents in runoff and drainage waters from sludge-treated field lysimeter plots. Dans: *Proceedings of the national conference on disposal of residues on land*, Office of Research and development, Office of Solid Waste Management Programs, U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Quality Systems, Information Transfer (Eds), pp. 27-44. St.Louis, Missouri, 13-15 septembre 1976.
- Hirsch, P. R., M. J. Jones, S. P. McGrath et K. E. Giller. (1993). Heavy metals from past applications of sewage sludge decrease the genetic diversity of *Rhizobium leguminosarum* biovar *trifolii* populations. *Soil Biol. Biochem.*, 25(11):1485-1490.
- Hornbeck, J. M., M. T., Koterba et R. S. Pierce. 1979. Sludge application to a northern hardwood forest in New Hampshire: potentiel for dual benefits? Dans: *Utilization of municipal sewage effluents and sludge on forest and disturbed land*. W. E. Sopper et S. N. Kerr (Éds), pp. 137-144. Pennsylvania State University Press, University Park, PA.
- Jalbert, J.-M. et S. Rouleau. (1990). Provenance, caractéristiques et gestion des boues de stations d'épuration. Dans: *Le premier colloque québécois sur la valorisation des boues de stations d'épuration municipales*, pp. 1-24. Hull, Québec, 18 et 19 septembre 1990. Consortium de financement du projet de recherche et de démonstration des techniques de la valorisation agricole des boues d'épuration.
- James, B. R. et S. G. Aschmann. (1992). Soluble phosphorus in a forest soil Ap horizon amended with municipal wastewater sludge or compost. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 23(7&8):861-875.
- Jing, J. et T. J. Logan. (1992). Effects of sewage sludge cadmium concentration on chemical extractability and plant uptake. *J. Environ. Qual.*, 21:73-81.
- Kabata-Pendias, A. et H. Pendias. (1991). *Trace elements in soils and plants*. CRC Press, Boca Raton, Florida, p. 14.
- Karam, A. 1993. Sciences environnementales du sol - Notes de cours. 3e édition. Faculté des Sciences de l'Agriculture et de l'Alimentation, Université Laval, Québec.
- Karapanagiotis, K. N., R. Sterritt et J. N. Lester. (1991). Heavy metal complexations in sludge-amended soil. The role of organic matter in metal retention. *Environ. Technol.*, 12:1107-1116.
- Keller, T. (1988). Effects of sewage sludge on an oak forest. *Mitteilungen Eidgenossische Anstalt fur das Forstliche Versuchswesen*, 64(1): 1-251.
- Kelling, K. A., A. E. Peterson et L. M. Walsh. (1977). Effect of wastewater sludge on soil moisture relationships and surface runoff. *J. Water Poll. Cont. Fed.*, 49(7): 1698-1703.

- Kelly, J. M., M. Schaedle, F. C. Thornton et J. D. Joslin. (1990). Sensitivity of tree seedlings to aluminium: II. Red oak, sugar maple, and european beech. *J. Environ. Qual.*, 19:172-179.
- King, L. D. (1976). Fate of nitrogen from municipal sludges. Dans: *Proceedings of the national conference on disposal of residues on land*, Office of Research and development, Office of Solid Waste Management Programs, U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Quality Systems, Information Transfer (Eds), 161-165. St-Louis, Missouri, 13-15 septembre 1976.
- King, L. D. (1984). Availability of nitrogen in municipal, industrial, and animal wastes. *J. Environ. Qual.* 13: 609-612.
- Kladivko, E. J. et D. W. Nelson. (1979). Surface runoff from sludge-amended soils. *J. Water Poll. Cont. Fed.*, 51(1): 100-110.
- Klein, A. L., M. Lang, N. Nash et S. L. Kirschner (1974). Sources of metals in New York City wastewater. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 46(12):2653-2662.
- Koomen, I. et S. P. McGrath. (1990). Mycorrhizal infection of clover is delayed in soils contaminated with heavy metals from past sewage sludge applications. *Soil Biol. Biochem.*, 22(6): 871-873.
- Korte, N. E., J. Skopp, W. H. Fuller, E. E. Niebla et B. A. Alesii. (1976). Trace element movement in soils: influence of soil physical and chemical properties. *Soil Sci.*, 122:350-359.
- Kramer, P. J. et T. T. Kozlowski. (1979). Maple sap flow. Dans: *Physiology of woody plants*, pp. 455-457. Toronto, Academic Press.
- Laflamme, J.-G. (1993). Communication personnelle. Ministère des Ressources Naturelles. Direction de l'environnement forestier, Québec.
- Lajeunesse, D., B. Kishchuk et W. Hendershot. (1990). Chimie des radicelles de l'érable à sucre en milieu naturel et fertilisé. Dans: *Le dépérissement des érablières, causes et solutions possibles*. C. Camiré, W. Hendershot et D. Lachance (Éds), pp. 149-156, Québec, Centre de Recherche en Biologie Forestière, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval.
- Lake, D. L., P. W. W. Kirk et J. N. Lester. (1984). Fractionation, characterization and speciation of heavy metals in sewage sludge and sludge-amended soils: A review. *J. Environ. Qual.*, 13:175-183.
- Larson, W. E. et R. H. Dowdy. (1976). Heavy metals contained in runoff from land receiving wastes. Dans: *Proceedings of the national conference on disposal of residues on land*, Office of Research and development, Office of Solid Waste Management Programs, U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Quality Systems, Information Transfer (Eds), pp. 21-26. St-Louis, Missouri, 13-15 septembre 1976.

- Leeper, G. W. (1978). *Managing the heavy metals on the land*. Pollution engineering and technology; 6, 133p.
- 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., R. M. Sterritt et P. W. W. Kirk. (1983). Significance and behaviour of heavy metals in waste water treatment processes. II. Sludge treatment and disposal. *Sci. Total Environ.*, 30:45-83.
- Likens, G. E., F. H. Bormann, R. S. Pierce et J. S. Eaton (1985). The Hubbard Brook Valley. Dans: *An ecosystem approach to aquatic ecology*. G. E. Likens (éd), pp. 9-40. Springer-Verlag, New York.
- Likens, G. E., F. H. Bormann, R. S. Pierce, J. S. Eaton et N. M. Johnson. (1977). Input-outputs budget, seasonal variations. Dans: *Biogeochemistry of a forested ecosystem*. Springer-Verlag, pp. 73-79, New York,
- Llamas, J. (1985). Ruissellement superficiel. Dans: *Hydrologie générale: Principes et applications*. 2^e éd., Gaëtan Morin éditeur, pp. 274-276, Boucherville, Québec.
- Logan, T. J. et R. E. Feltz. (1984). Plant uptake of cadmium from acid-extracted anaerobically digested sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 14:495-500.
- Lynn, S. F., F. M. Slater et P. F. Randerson. (1992). The ecological impact of sewage sludge applications on woodland vegetation. *Aspects Appl. Biol.*, 29: 383-388.
- McBride, M. B. (1995). Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective?. *J. Environ. Qual.*, 24:5-18.
- McColl, R. H. S. et A.R. Gibson. (1979). Downslope movement of nutrient in hill pasture. I. Water runoff. *New Zealand J. Agric. Res.*, 22: 143-150.
- McGrath, S. P., A. C. Chang, A. L. Page et E. Witter. (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. et P. W. Lane. (1989). An explanation for the apparent losses of metals in the long-term field experiment with sewage sludge. *Environ. Pollut.*, 60:235-256.
- Medalie, L., W. B. Bowden et C. T. Smith. (1994). Nutrient leaching following land application of aerobically digested municipal sewage sludge in northern hardwood forest. *J. Environ. Qual.*, 23:130-138.
- MENVIQ. (1991). *Méthodes d'analyses des boues d'usines d'épuration*. Bureau d'accréditation (BAC-04), Direction des laboratoires, Ministère de l'Environnement du Québec.

- MENVIQ. (1990). *Critères de qualité de l'eau*. Service d'évaluation des rejets toxiques et Direction de la qualité des cours d'eau, Ministère de l'Environnement du Québec, 423 p.
- MENVIQ et MAPAQ. (1991). Valorisation agricole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales - Guide de bonnes pratiques. Ministère de l'Environnement et Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Québec, 91 p.
- MENVIQ, MFO et 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.
- Miller, E. K., T. G. Huntington, A. H. Johnson et A. J. Friedland. (1992). Plant and environment interactions. Aluminium in soil solutions from subalpine spruce-fir forest at Whiteface Mountain, New York. *J. Environ. Qual.*, 21:345-352.
- Moffat, A. J., R. W. Matthews et J. E. Hall. (1991). The effects of sewage sludge on growth and foliar and soil chemistry in pole-stage Corsican pine at Ringwood Forest, Dorset, UK. *Can. J. For. Res.*, 21:902-909.
- Nutter, W. L., R. C. Schultz et G. H. Brister. (1979). Renovation of municipal wastewater by spray irrigation on steep forest slope in the Southern Appalachians. Dans: *Utilization of municipal sewage effluents and sludge on forest and disturbed land*. W. E. Sopper et S. N. Kerr (Eds), pp. 77-86. Pennsylvania State University Press, University Park, PA.
- Olesen, S. E. et H. S. Mark. (1989). Long-term effects of sewage sludge application in a conifer plantation on a sandy soil. Dans: *Alternative uses for sewage sludge*. J. E. Hall (éd). University of York, 5-7 septembre 1989. Uk: Pergamon Press.
- Otis, R. J. (1985). Soil clogging: mechanisms and control. Dans: *Onsite sewage treatment. Fourth national symposium on individual and small community sewage systems*. pp. 10-11. Nouvelle Orléan, Louisiane décembre 1984. St-Joseph, Michigan, ASAE Publication NO 07-85.
- Page, A. L., T. J. Logan et J. A. Ryan. (1987). Effects of sludge properties on accumulation of trace elements by crops. Dans: *Land application of sludge - Food chain implications*. Lewis publishers, pp. 25-46.
- Polan, P. et P. Jones. (1992). Problématique des métaux lourds et des organismes pathogènes dans les boues de stations d'épuration municipales. *Sci. Techn. Eau*, 25:11-16.
- Rascher, C. M., C. T. Driscoll et N. E. Peters. (1987). Concentration and flux of solutes from snow and forest floor during snowmelt in the west-central Adirondack region of New York. *Biogeochemistry*, 3:209-224.

- Raynal, D. J., J. D. Joslin, F. C. Thornton, M. Schaedle et G. S. Henderson. (1990). Sensitivity of tree seedlings to aluminium: III. Red spruce and loblolly pine. *J. Environ. Qual.*, 19:180-187.
- Renaud, J. P. et G. B. Allard. (en préparation). *Document CPVQ - acériculture sur l'eau d'érable*, version 1.0., 22 p.
- Riedl, O. (1984). Surface runoff and its origine. Dans: *Forest amelioration. (Developments in agricultural and managed-forest ecology 14)*. New York, Elsevier, pp. 48-54.
- Riekerk, H. (1982). How much sewage nitrogen on forest soils? A case history. *Biocycle*, 23(1):53-56.
- Riekerk, H et R. J. Zasoski. (1979). Effects of dewatered sludge applications to a Douglas fir forest soil on the soil, leachate, and groundwater composition. Dans: *Utilization of municipal sewage effluents and sludge on forest and disturbed land*. W. E. Sopper et S. N. Kerr (Eds), 35-46. Pennsylvania State University Press, University Park, PA.
- Robertson, G. P. (1982). Nitrification in forested ecosystems. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.*, 296B:445-457.
- Robinson, A. R., K. S. MacLean et H. M. MacConnell. (1989). Heavy metals, pH, and total solid content of maple sap and syrup produced in eastern Canada. *J. Assoc. Off. Anal. Chem.*, 72(4):674-676.
- Rouleau, R. et D. Leblanc. (1990). *Petite flore forestière du Québec*. 2e éd. revue et augmentée. Québec, Les Publications du Québec, 250 p.
- Roy, G et G Gagnon. (1992). *Étude phytosociologique de l'érablière expérimentale de Tingwick*. Ministère des Forêts, Direction de la recherche, Service de la recherche appliquée, 59 p.
- Sauerbeck, D. R. (1991). Plant, element and soil properties governing uptake and availability of heavy metals derived from sewage sludge. *Water Air Soil Pollut.*, 57-58:227-237.
- Schlegel, H., R. G. Amundson et A. Hüttermann. (1992). Element distribution in red spruce (*Picea rubens*) fine roots; evidence for aluminium toxicity at Whiteface Mountain. *Can. J. For. Res.*, 22:1132-1138.
- Shepard, J. P., M. J. Mitchell, T. J. Scott et C. T. Driscoll. (1990). Soil solution chemistry of an Adirondack spodosol: Lysimetry and nitrogen dynamics. *Can. J. of For. Res.*, 20:818-824.
- Sidle, R. C. et L. T. Kardos. (1979). Nitrate leaching in a sludge-treated forest soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43:278-282.

- Sidle, R. C. et L. T. Kardos. (1977). Transport of heavy metals in a sludge-treated forested area. *J. Environ. Qual.*, 6:431-437.
- Silviera, D. J. et L. E. Sommers. (1977). Extractability of copper, zinc, cadmium, and lead in soils incubated with sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 6(1):47-52.
- Smith, S. R. et K. E. Giller. (1992). Effective *Rhizobium leguminosarum* biovar *trifolii* present in five soils contaminated with heavy metals from long-term applications of sewage sludge or metal mine spoil. *Soil Sci. Biochem.* 24:781-788.
- Smith, W. H. et J. O. Evans. (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), pp. 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.
- Soon, Y. K. et T. E. Bates. (1982). Chemical pools of cadmium, nickel, and zinc in polluted soils and some preliminary indications of their availability to plants. *J. Soil Sci.*, 33:477-488.
- Sopper, W. E. 1975. Effects of timber harvesting and related management practices on water quality in forested watersheds. *J. Environ. Qual.* 4:24-29.
- Sposito, G., L. J. Lund et A. C. Chang. (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.
- Stednick, J. D. et D. D. Wooldridge. (1979). Effects of liquid digested sludge irrigation on the soil of a Douglas fir forest. Dans: *Utilization of municipal sewage effluents and sludge on forest and disturbed land*. W. E. Sopper et S. N. Kerr (Eds), 47-60. Pennsylvania State University Press, University Park, PA.
- 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., L. E. Sommers et D. J. Silviera. (1976). Evaluation of metals in wastewater sludge. *J. Water Poll. Control Fed.*, 48(9):2165-2175.
- St-Yves, A., R. Beaulieu et Y. Gosselin. (1989). Valorisation agricole des boues d'épuration municipale. *Agriculture*, 46:22-26.
- St-Yves, A. et R. Beaulieu. (1988). Caractéristiques des boues de 34 stations d'épuration des eaux usées municipales, ministère de l'Environnement du Québec, Québec, 10 p.

- Timmons, D. R., R. E. Burwell et R. F. Holt. (1973). Nitrogen and phosphorus losses in surface runoff from agricultural land as influenced by placement of broadcast fertilizer. *Water Resour. Res.*, 9:658-667.
- Thornton, F. C., M. Schaedle et D. j. Raynal. (1986). Effect of aluminium on the growth of sugar maple in solution culture. *Can. J. For. Res.*, 16:892-896.
- Turnau, K., I. Kottke et F. Oberwinkler. (1993). *Paxillus involutus* - *Pinus sylvestris* mycorrhizae from heavily polluted forest. I. Element localization using electron energy loss spectroscopy and imaging. *Botanica Acta.* 106(3): 213-219.
- Tyagi, R. D. et D. Couillard. (1989). Bacterial leaching of metals from sludge. Dans: *Encyclopedia of Environmental Control Technology, volume 3: Wastewater Treatment Technology*, P.E. Cheremisinoff (éd.), 557-591. Gulf Publishing Co. Houston, Texas.
- Viet, F. G., Jr. (1962). Chemistry and availability of micronutrients. *J. Agric. Food Chem*, 10:174-178.
- 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.
- Weissenhorn, I., C. Leyval et J. Berthelin. (1993). Cd-tolerant arbuscular mycorrhizal (AM) fungi from heavy-metal polluted soils. *Plant Soil*, 15(2): 247-256.
- Wells, C. G. (1984). Response of loblolly pine plantations to two sources of sewage sludge. Dans: Res & Dev. conf. proc. TAPPI Press, pp. 85-94, Atlanta, GA.
- Wells, C. G., C. E. Murphy, C. Davis, D. M. Stone et G. J. Hollod. (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, pp. 154-166.
- Willenborg, A., D. Schmitz et J. Lelley. (1990). Effects of environmental stress factors on ectomycorrhizal fungi in vitro. *Can. J. Bot.*, 68(8): 1741-1746.
- Yong, R. N., R. Galvez-Cloutier et Y. Phadungchewit. (1993). Selective sequential extraction analysis of heavy-metal retention in soil. *Can. Geotech. J.*, 30:834-847.
- Zabowski, D., R. J. Zasoski, W. Littke et J. Ammirati. (1990). Metal content of fungal sporocarps from urban, rural, and sludge-treated sites. *J. Environ. Qual.*, 19:372-377.

-
- Zasoski, R. J., D. W. Cole et C. S. Bledsoe. (1983). Municipal sewage sludge use in forests of the Pacific Northwest, U.S.A.: growth responses. *Waste Mgmt Res.* 1:103-114.
- Zasoski, R. J. et R. L. Edmonds. (1986). Water quality in relation to sludge and wastewater applications to forest land. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. D. W. Cole, C. L. Henry et W. L. Nutter (Eds), pp. 100-109. University of Washington Press, Seattle, Washington, USA.

ANNEXES

Annexe 1
Plan de fertilisation

ÉPANDAGE DE BOUES SÉCHÉES EN ÉRABLIÈRE, PRINTEMPS 1993**CARACTÉRISTIQUES DES BOUES**

Paramètres	
Matière sèche (%)	99,5
Azote total Kjeldhal (%)	2,715
Azote ammoniacal (%)	0,0645
Nitrites-nitrates (%)	0,0044

EVALUATION DE L'AZOTE DISPONIBLE DANS LA BOUE

Azote total Kjeldhal (NTK): 27,15 kg/t (m.s.)

Azote inorganique (NH₄ + NO₃ + NO₂): 0,69 kg/t (m.s.)

Azote disponible = N inorganique + 0,3 N organique (NTK - (NH₄)) 8,64 kg/t (m.s.)

ÉPANDAGE DE BOUES SÉCHÉES EN ÉRABLIÈRE, PRINTEMPS 1993

**DÉTERMINATION DE LA DOSE D'ÉPANDAGE POUR LE TRAITEMENT 200 KG/HA D'AZOTE
EXPÉRIENCE 1**

BLOC NO -
 PARCELLE NO E-5,E-8,E16
 TRAITEMENT NO 2
 GRANDEUR DE LA PARCELLE (m2) 400
 PÉRIODE D'ÉPANDAGE juin

Besoins de la culture	/	éléments disponible dans la boue	=	dose d'épandage
kg/ha		kg/t (m.s.)		t (m.s.)/ha
N 200		8,64		23,1

La dose retenue sera celle qui permet de combler les besoins en azote; 23,1 t (m.s.)/ha
 Transformation de la dose d'épandage en matière humide: 23,3 t (m.h.)/ha
 Transformation de la dose d'épandage pour la grandeur de la parcelle; 0,93 t (m.h.)

DÉTERMINATION DE LA DOSE D'ÉPANDAGE POUR LE TRAITEMENT 400 KG/HA D'AZOTE

BLOC NO -
 PARCELLE NO E-4,E-12,E-14
 TRAITEMENT NO 3
 GRANDEUR DE LA PARCELLE (m2) 400
 PÉRIODE D'ÉPANDAGE juin

Besoins de la culture	/	éléments disponible dans la boue	=	dose d'épandage
kg/ha		kg/t (m.s.)		t (m.s.)/ha
N 400		8,64		46,3

La dose retenue sera celle qui permet de combler les besoins en azote; 46,3 t (m.s.)/ha
 Transformation de la dose d'épandage en matière humide: 46,5 t (m.h.)/ha
 Transformation de la dose d'épandage pour la grandeur de la parcelle; 1,86 t (m.h.)

DÉTERMINATION DE LA DOSE D'ÉPANDAGE POUR LE TRAITEMENT 800 KG/HA D'AZOTE

BLOC NO -
 PARCELLE NO E-2,E-10,E-13
 TRAITEMENT NO 4
 GRANDEUR DE LA PARCELLE (m2) 400
 PÉRIODE D'ÉPANDAGE juin

Besoins de la culture	/	éléments disponible dans la boue	=	dose d'épandage
kg/ha		kg/t (m.s.)		t (m.s.)/ha
N 800		8,64		92,6

La dose retenue sera celle qui permet de combler les besoins en azote; 92,6 t (m.s.)/ha
 Transformation de la dose d'épandage en matière humide: 93,1 t (m.h.)/ha
 Transformation de la dose d'épandage pour la grandeur de la parcelle; 3,72 t (m.h.)

ÉPANDAGE DE BOUES SÉCHÉES EN ÉRABLIÈRE, AUTOMNE 1993**CARACTÉRISTIQUES DES BOUES**

Paramètres	
Matière sèche (%)	99,126
Azote total Kjeldhal (%)	3,247
Azote ammoniacal (%)	0,086
Nitrites-nitrates (%)	0,002

EVALUATION DE L'AZOTE DISPONIBLE DANS LA BOUE

Azote total Kjeldhal (NTK): 32,47 kg/t (m.s.)
Azote inorganique (NH₄ + NO₃ + NO₂): 0,88 kg/t (m.s.)

Azote disponible = N inorganique + 0,3 N organique (NTK - (NH₄)) 10,36 kg/t (m.s.)

ÉPANDAGE DE BOUES SÉCHÉES EN ÉRABLIÈRE, AUTOMNE 1993

**DÉTERMINATION DE LA DOSE D'ÉPANDAGE POUR LE TRAITEMENT 200 KG/HA D'AZOTE
EXPÉRIENCE 1**

BLOC NO -
 PARCELLE NO E-3,E-11,E-15
 TRAITEMENT NO 5
 GRANDEUR DE LA PARCELLE (m2) 400
 PÉRIODE D'ÉPANDAGE septembre

Besoins de la culture kg/ha	/	éléments disponible dans la boue kg/t (m.s.)	=	dose d'épandage t (m.s.)/ha
N 200		10,36		19,3

La dose retenue sera celle qui permet de combler les besoins en azote; 19,3 t (m.s.)/ha
 Transformation de la dose d'épandage en matière humide: 19,5 t (m.h.)/ha
 Transformation de la dose d'épandage pour la grandeur de la parcelle; 0,78 t (m.h.)

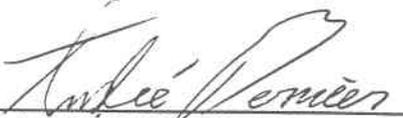
DÉTERMINATION DE LA DOSE D'ÉPANDAGE POUR LE TRAITEMENT 400 KG/HA D'AZOTE

BLOC NO -
 PARCELLE NO E-1,E-9,E-17
 TRAITEMENT NO 6
 GRANDEUR DE LA PARCELLE (m2) 400
 PÉRIODE D'ÉPANDAGE septembre

Besoins de la culture kg/ha	/	éléments disponible dans la boue kg/t (m.s.)	=	dose d'épandage t (m.s.)/ha
N 400		10,36		38,6

La dose retenue sera celle qui permet de combler les besoins en azote; 38,6 t (m.s.)/ha
 Transformation de la dose d'épandage en matière humide: 38,9 t (m.h.)/ha
 Transformation de la dose d'épandage pour la grandeur de la parcelle; 1,56 t (m.h.)

PRÉPARÉ PAR:


 ANDRÉ BERNIER, AGR.

Annexe 2
Exemple de programme SAS

Exemple de programme SAS

```

/* 1) PROC SUMMARY (calcul la moyenne des deux lysimètres d'une parcelle */
/*                               doit être trié par DATE, TRAIT, BLOC          */
/*                               crée le fichier moyennes utilisé par les autres proc */
/* 2) BARTLETT MODIFIE POUR TRAITER PLS DATES                               */
/*                               */
/* 3) PROC SUMMARY NWAY, MEANS, GLM, PLOT, UNIVARIATE                       */
/*                               BY DATE;                                     */

```

```

data donnees;
  input DATE $ BLOC TRAIT parm1-parm12;
  cards;
... données
run;

```

```

proc summary data=donnees;
  BY DATE TRAIT BLOC;
  VAR parm1-parm12;
  output out=moyennes mean=parm1-parm12;

```

```

PROC SUMMARY NWAY data=moyennes; /* COMPUTE & STORE THE
VARIANCE & NUMBER OF */
  BY DATE;
  CLASS TRAIT;          /* OBSERVATIONS FOR EACH LEVEL.      */
  VAR parm1;
  OUTPUT OUT=BARTVAR VAR=VARIANCE N=NUM;
  RUN;

```

/* BARTLETT FRDTE MODIFIE POUR TRAITER PLUSIEURS DATES*/

```
DATA _NULL_;
```

```
  SET BARTVAR END=EOF;
```

```
  IF _N_=1 THEN DO;
    DATEPREC=DATE;
  END;
  RETAIN DATEPREC LOGVARI N NVAR;
```

```
  IF DATEPREC NE DATE THEN DO;
    M=TOTN*LOG(SNVAR/TOTN)-SLOGVAR;
    C=1+(1/(3*(A-1)))*(SFRAC-1/TOTN);
    CHISQ=M/C;
    PROBCHI=PROBCHI(CHISQ,(A-1));
    ALPHA=1-PROBCHI;
    FILE PRINT;
    PUT 'BARTLETT'S TEST: CHI-SQUARE=' CHISQ ' ALPHA=' ALPHA '!';
    SLOGVAR=.; TOTN=.; SNVAR=.; A=.; SFRAC = .;
  END;

```

```

LOGVARI=LOG(VARIANCE);
N=NUM-1;      /* DEGREES OF FREEDOM FOR THE CURRENT LEVEL */
SLOGVAR+LOGVARI*N;
TOTN+N;
NVAR=N*VARIANCE;
SNVAR+NVAR;
A+1;          /* NUMBER OF LEVELS          */
SFRACT+1/N;

IF EOF THEN DO;
  M=TOTN*LOG(SNVAR/TOTN)-SLOGVAR;
  C=1+(1/(3*(A-1)))*(SFRACT-1/TOTN);
  CHISQ=M/C;
  PROBCHI=PROBCHI(CHISQ,(A-1));
  ALPHA=1-PROBCHI;
  FILE PRINT;
  PUT 'BARTLETT'S TEST: CHI-SQUARE=' CHISQ ' ALPHA=' ALPHA '!';
END;

DATEPREC=DATE;

RUN;

/* une proc SUMMARY NWAY et un tes de BARTLETT pour chaque paramètres */

proc means data=moyennes; BY DATE TRAIT;

proc GLM data=moyennes;
  BY DATE;
  class BLOC trait;
  model parm1-parm12 = BLOC TRAIT / ss1 ss4;
  means trait / duncan;
  output out=residus residual=res1-res12 predicted=pred1-pred12;

proc print;

proc plot data=residus;
  BY DATE;
  plot res1 * trait; plot res2 * trait;
  plot res3 * trait; plot res4 * trait;
  plot res5 * trait; plot res6 * trait;
  plot res7 * trait; plot res8 * trait;
  plot res9 * trait; plot res10 * trait;
  plot res11 * trait; plot res12 * trait;
proc univariate data=residus normal plot;
  BY DATE;
  var res1-res12;
run;

```

Annexe 3

Données de l'eau de ruissellement

Eau de ruissellement 1993
Moyennes des concentrations des trois parcelles

Date	Trai- tement	N-NH4 (mg N/L)	P total (mg P/L)	Al (mg/L)	Cu (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Cd (ug/L)	Pb (ug/L)
93/06/23	témoïn	1.51	0.18	0.42	0.01	0.50	0.29	3.32	7.11
93/06/23	200-P	3.31	0.09	0.24	0.00	0.08	0.12	0.60	3.50
93/06/23	400-P	0.73	0.11	0.15	0.01	0.18	0.16	1.55	3.50
93/06/23	800-P	3.28	0.86	0.36	0.01	0.32	0.17	1.10	4.00
93/06/23	200-A	0.62	0.35	1.74	0.01	0.51	0.23	1.25	8.59
93/06/23	400-A	1.19	0.15	0.47	0.01	0.46	0.42	7.85	16.11
93/06/29	témoïn	1.41	0.20	0.24	0.00	0.23	0.18	1.95	1.27
93/06/29	200-P								
93/06/29	400-P	3.13	0.21	0.44	0.01	0.28	0.12	1.80	2.07
93/06/29	800-P	3.72	0.96	0.14	0.00	0.02	0.18	0.56	2.50
93/06/29	200-A	1.68	0.28	0.23	0.00	0.16	0.17	1.62	1.80
93/06/29	400-A	0.98	0.23	0.41	0.00	0.33	0.32	3.93	2.55
93/07/14	témoïn	1.41	0.25	0.19	0.00	0.26	0.31	1.73	2.20
93/07/14	200-P	0.88	0.07	0.05	0.00	0.05	0.02	0.61	0.30
93/07/14	400-P	0.92	0.19	0.17	0.00	0.10	0.05	0.98	0.97
93/07/14	800-P	3.98	0.85	0.12	0.00	0.15	0.12	0.46	1.90
93/07/14	200-A	2.02	0.22	0.20	0.00	0.14	0.09	0.81	0.70
93/07/14	400-A	1.13	0.18	0.14	0.00	0.12	0.15	1.01	1.23
93/07/20	témoïn	0.68	0.15	0.09	0.00	0.11	0.06	0.64	0.21
93/07/20	200-P	0.78	0.00	0.05	0.00	0.05	0.01	0.35	0.35
93/07/20	400-P								
93/07/20	800-P	0.69	0.13	0.07	0.00	0.08	0.08	0.21	0.60
93/07/20	200-A	1.02	0.13	0.09	0.00	0.05	0.04	0.24	0.16
93/07/20	400-A	1.42	0.19	0.08	0.01	0.08	0.02	0.42	0.20
93/07/28	témoïn	1.66	0.20	0.34	0.00	0.35	0.21	2.13	1.62
93/07/28	200-P	0.29	0.09	0.03	0.00	0.05	0.01	0.22	0.32
93/07/28	400-P	4.93	0.26	0.51	0.00	0.33	0.11	1.48	1.62
93/07/28	800-P	10.16	2.95	0.27	0.01	0.35	0.14	0.16	0.00
93/07/28	200-A	1.07	0.20	0.26	0.00	0.17	0.03	0.53	0.20
93/07/28	400-A	0.61	0.13	0.05	0.00	0.07	0.03	0.41	0.00
93/08/04	témoïn	1.08	0.08	0.35	0.00	0.35	0.16	1.84	1.53
93/08/04	200-P	0.63	0.12	0.03	0.00	0.02	0.01	0.36	3.73
93/08/04	400-P	2.49	0.19	0.68	0.00	0.42	0.11	0.87	8.20
93/08/04	800-P	1.24	1.04	0.47	0.01	0.60	0.62	2.32	16.05
93/08/04	200-A	0.51	1.43	0.15	0.00	0.10	0.08	0.24	5.70
93/08/04	400-A	1.12	0.15	1.24	0.00	2.09	0.10	1.64	3.17
93/08/17	témoïn	0.68	0.22	0.28	0.00	0.24	0.44	2.36	6.45
93/08/17	200-P	0.53	0.23	0.04	0.00	0.06	0.01	0.34	0.55
93/08/17	400-P	3.41	0.24	0.51	0.01	0.22	0.35	2.74	3.80
93/08/17	800-P	7.66	0.00	0.28	0.00	0.27	1.03	1.20	14.30
93/08/17	200-A	0.00	0.29	0.20	0.00	0.10	0.17	0.18	2.80
93/08/17	400-A	0.83	0.16	0.19	0.00	0.15	0.05	1.21	2.00

Eau de ruissellement 1993 (suite et fin)
Moyennes des concentrations des trois parcelles

Date	Trai- tement	N-NH4 (mg N/L)	P total (mg P/L)	Al (mg/L)	Cu (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Cd (ug/L)	Pb (ug/L)
93/08/26	témoin	0.70	0.46	0.22	0.00	0.08	0.24	1.06	0.44
93/08/26	200-P	0.28	0.10	0.06	0.00	0.00	0.02	1.00	0.64
93/08/26	400-P	2.18	0.39	0.30	0.00	0.09	0.30	2.11	1.89
93/08/26	800-P	2.78	0.45	0.31	0.00	0.08	0.47	0.25	3.12
93/08/26	200-A	1.67	0.30	0.18	0.00	0.03	0.17	0.61	1.18
93/08/26	400-A	1.60	0.19	0.27	0.00	0.07	0.23	1.31	2.79
93/09/02	témoin	1.10	0.25	0.30	0.00	0.10	0.28	1.93	2.20
93/09/02	200-P	1.55	0.83	0.15	0.00	0.00	0.15	0.34	1.25
93/09/02	400-P	4.02	0.28	0.36	0.00	0.12	0.28	1.08	1.83
93/09/02	800-P	3.39	0.31	0.31	0.00	0.10	0.51	1.08	0.83
93/09/02	200-A	1.74	0.25	0.22	0.00	0.06	0.12	1.73	2.10
93/09/02	400-A	2.87	0.26	0.27	0.00	0.07	0.43	1.37	1.20
93/09/25	témoin	0.84	0.23	0.14	0.00	0.21	0.23	0.92	1.30
93/09/25	200-P								
93/09/25	400-P	4.61	0.26	0.38	0.00	0.32	0.21	1.39	2.30
93/09/25	800-P	4.94	0.66	0.38	0.00	0.22	0.82	1.19	5.00
93/09/25	200-A	0.00	0.23	0.17	0.00	0.10	0.15	0.12	0.90
93/09/25	400-A	3.89	0.20	0.61	0.00	0.31	0.25	2.47	5.10
93/10/04	témoin	1.53	0.17	0.29	0.00	0.28	0.13	0.62	0.90
93/10/04	200-P	2.59	0.51	0.28	0.00	0.10	0.23	1.38	0.40
93/10/04	400-P	2.90	0.32	0.28	0.00	0.12	0.13	0.49	0.40
93/10/04	800-P	5.68	0.49	0.31	0.00	0.21	0.95	3.10	1.35
93/10/04	200-A	0.75	0.37	0.34	0.00	0.18	0.16	1.98	0.77
93/10/04	400-A	3.16	0.23	0.29	0.00	0.18	0.15	1.12	2.17
93/10/24	témoin	1.53	0.17	0.57	0.00	0.32	0.22	0.94	1.13
93/10/24	200-P	0.36	0.11	0.49	0.00	0.03	0.22	0.88	1.90
93/10/24	400-P	1.78	0.62	0.25	0.00	0.19	0.61	0.00	2.00
93/10/24	800-P	0.54	0.10	0.51	0.00	0.17	1.02	0.37	1.10
93/10/24	200-A								
93/10/24	400-A	0.00	0.12	0.30	0.00	0.18	0.78	0.38	0.90

Eau de ruissellement 1994 (suite et fin)
Moyennes des concentrations des trois parcelles

Date	Traitement	N-NH4 (mg/L)	Ptotal (mg/L)	Al (mg/L)	Cu (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Cd (ug/L)	Pb (ug/L)
94/08/08	témoïn
94/08/08	200-P	5.03	1.50	0.26	0.01	0.16	0.48	1.55	4.32
94/08/08	400-P	5.85	0.61	0.33	0.01	0.23	0.46	0.85	2.69
94/08/08	800-P	2.76	0.53	0.24	0.00	0.11	0.68	0.96	2.82
94/08/08	200-A	0.79	2.79	0.14	0.01	0.07	0.21	0.33	0.40
94/08/08	400-A	49.47	13.77	0.51	0.06	1.03	0.03	1.21	3.67
94/11/03	témoïn
94/11/03	200-P
94/11/03	400-P	26.16	5.07	0.32	0.02	0.27	1.55	1.28	3.80
94/11/03	800-P	9.01	1.27	0.59	0.00	0.23	1.41	0.20	0.60
94/11/03	200-A	3.62	0.85	0.49	0.00	0.35	1.23	0.16	0.40
94/11/03	400-A	24.81	2.99	0.65	0.01	0.53	0.51	0.95	0.00

Annexe 4

Données de l'eau de percolation

Eau de percolation 1993
Moyennes des concentrations des trois parcelles

Date	Traitement	N-NH4 (mg/L)	N-NO3 (mg/L)	P (mg/L)	K (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Mn (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)	Al (mg/L)	Fe (mg/L)	Cd (mg/L)	Ca/Al
05-31	témoïn	0.625	0.233	0.076	0.562	1.214	0.443	0.176	0.000	0.022	0.243	0.013	0.000	14.003
05-31	200-P	0.118	0.293	0.024	0.386	1.103	0.337	0.193	0.000	0.019	0.394	0.004	0.000	2.140
05-31	400-P	0.330	1.925	0.060	0.713	2.712	0.925	0.313	0.000	0.046	0.351	0.006	0.000	5.233
05-31	800-P	0.278	0.472	0.040	0.491	1.427	0.427	0.156	0.000	0.025	0.306	0.000	0.000	7.532
05-31	200-A	0.343	0.255	0.039	0.263	0.986	0.365	0.176	0.000	0.022	0.327	0.000	0.000	2.681
05-31	400-A	0.287	0.178	0.019	0.248	1.124	0.373	0.136	0.000	0.026	0.343	0.002	0.000	2.430
06-04	témoïn	0.517	0.222	0.058	0.492	1.147	0.420	0.150	0.000	0.027	0.260	0.016	0.000	17.444
06-04	200-P	0.108	0.277	0.009	0.321	1.086	0.329	0.174	0.000	0.024	0.394	0.004	0.000	2.145
06-04	400-P	0.347	1.852	0.011	0.602	2.495	0.837	0.269	0.000	0.046	0.326	0.001	0.000	5.315
06-04	800-P	0.212	0.473	0.009	0.376	1.386	0.397	0.124	0.000	0.029	0.293	0.000	0.001	5.933
06-04	200-A	0.387	0.263	0.009	0.203	0.949	0.348	0.155	0.000	0.027	0.324	0.000	0.000	3.778
06-04	400-A	0.280	0.153	0.012	0.221	1.083	0.361	0.120	0.000	0.034	0.334	0.000	0.000	2.649
06-17	témoïn	0.565	0.355	0.057	0.482	1.216	0.444	0.155	0.000	0.032	0.282	0.072	0.000	8.984
06-17	200-P	0.152	0.241	0.005	0.313	1.050	0.316	0.156	0.000	0.026	0.403	0.009	0.000	1.954
06-17	400-P	0.139	1.199	0.013	0.332	1.843	0.713	0.183	0.000	0.046	0.315	0.003	0.000	4.145
06-17	800-P	0.394	0.775	0.018	0.439	1.489	0.416	0.121	0.000	0.035	0.331	0.000	0.000	8.633
06-17	200-A	0.615	0.393	0.009	0.272	0.997	0.396	0.173	0.000	0.037	0.367	0.000	0.000	3.300
06-17	400-A	0.330	0.316	0.009	0.287	1.121	0.399	0.117	0.000	0.040	0.421	0.000	0.000	1.896
07-02	témoïn	0.403	0.347	0.020	0.373	1.116	0.404	0.117	0.000	0.030	0.265	0.005	0.000	9.837
07-02	200-P	0.843	0.500	0.022	0.869	3.605	1.765	0.711	0.000	0.112	2.212	0.007	0.000	1.590
07-02	400-P	3.045	3.185	0.060	1.926	18.035	8.234	1.704	0.000	0.320	4.925	0.010	0.001	3.236
07-02	800-P	1.088	0.915	0.014	0.705	3.423	1.141	0.339	0.000	0.061	0.633	0.000	0.000	5.654
07-02	200-A	0.317	0.358	0.006	0.205	0.864	0.356	0.135	0.000	0.034	0.296	0.000	0.000	3.456
07-02	400-A	0.322	0.247	0.008	0.208	0.908	0.356	0.078	0.000	0.035	0.303	0.000	0.000	2.214

Eau de percolation 1993 (suite)
Moyennes des concentrations des trois parcelles

Date	Traitement	N-NH4 (mg/L)	N-NO3 (mg/L)	P (mg/L)	K (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Mn (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)	Al (mg/L)	Fe (mg/L)	Cd (mg/L)	Ca/Al
07-15	témoins	0.167	0.413	0.012	0.269	1.194	0.450	0.109	0.000	0.028	0.281	0.004	0.000	6.914
07-15	200-P	0.725	1.047	0.016	0.947	4.983	2.665	0.919	0.000	0.129	3.147	0.004	0.000	1.412
07-15	400-P	2.898	4.597	0.042	1.622	20.591	7.022	1.662	0.000	0.366	7.887	0.000	0.001	2.288
07-15	800-P	2.100	3.200	0.016	1.165	6.243	2.221	1.052	0.000	0.112	2.187	0.000	0.000	1.802
07-15	200-A	0.392	0.470	0.000	0.241	0.859	0.362	0.133	0.000	0.035	0.379	0.000	0.000	2.143
07-15	400-A	0.478	0.758	0.000	0.299	1.078	0.447	0.117	0.000	0.040	0.364	0.000	0.000	2.854
08-13	témoins	0.110	0.080	0.048	0.261	1.195	0.322	0.033	0.000	0.013	0.028	0.000	0.000	28.846
08-13	200-P	1.033	2.208	0.018	0.882	4.109	1.672	0.385	0.000	0.094	2.662	0.011	0.000	1.143
08-13	400-P	0.615	10.170	0.095	1.096	16.929	5.983	1.075	0.008	0.364	7.472	0.028	0.006	1.638
08-13	800-P	22.530	7.610	0.074	2.459	9.174	3.408	0.699	0.000	0.221	6.188	0.013	0.000	1.001
08-13	200-A	0.118	0.240	0.014	0.434	0.833	0.327	0.124	0.000	0.036	0.311	0.003	0.000	2.062
08-13	400-A	0.290	1.157	0.014	0.434	1.168	0.442	0.090	0.000	0.050	0.703	0.013	0.000	1.402
09-09	témoins	0.017	0.040	0.004	0.156	1.104	0.354	0.088	0.000	0.024	0.276	0.011	0.000	3.870
09-09	200-P	0.210	4.513	0.014	0.805	8.767	2.908	0.793	0.000	0.150	4.475	0.017	0.000	1.449
09-09	400-P	3.273	17.943	0.028	1.739	24.464	8.113	2.194	0.000	0.368	12.381	0.016	0.005	1.488
09-09	800-P	43.738	34.638	0.072	9.841	42.827	11.639	7.284	0.010	0.536	14.079	0.066	0.006	5.916
09-09	200-A	0.028	0.063	0.005	0.264	0.874	0.398	0.097	0.000	0.032	0.382	0.006	0.000	1.595
09-09	400-A	0.627	4.502	0.014	0.661	7.598	2.719	0.370	0.000	0.164	3.644	0.011	0.000	2.165
10-08	témoins	0.022	0.013	0.008	0.164	0.979	0.284	0.073	0.000	0.030	0.382	0.018	0.000	1.996
10-08	200-P	0.078	6.802	0.008	0.483	11.597	3.943	0.845	0.001	0.201	7.655	0.022	0.000	1.097
10-08	400-P	1.203	45.430	0.047	0.808	47.350	13.256	5.753	0.001	0.698	35.468	0.032	0.014	0.958
10-08	800-P	28.302	48.045	0.057	5.331	73.459	18.272	8.547	0.004	0.962	34.614	0.056	0.017	2.639
10-08	200-A	0.013	0.033	0.004	0.185	0.745	0.375	0.072	0.000	0.037	0.551	0.004	0.000	0.922
10-08	400-A	0.060	0.112	0.010	0.342	3.856	1.830	0.305	0.000	0.153	2.000	0.008	0.000	1.227

Eau de percolation 1993 (suite et fin)
Moyennes des concentrations des trois parcelles

Date	Traitement	N-NH4 (mg/L)	N-NO3 (mg/L)	P (mg/L)	K (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Mn (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)	Al (mg/L)	Fe (mg/L)	Cd (mg/L)	Ca/Al
10-19	témoïn	0.057	0.032	0.012	0.131	0.646	0.221	0.047	0.000	0.021	0.362	0.005	0.000	2.116
10-19	200-P	0.060	8.478	0.005	0.256	9.576	2.728	0.870	0.000	0.178	7.763	0.097	0.000	0.923
10-19	400-P	1.090	49.028	0.036	0.459	49.767	12.121	7.486	0.000	0.570	33.224	0.027	0.005	1.027
10-19	800-P	32.338	54.202	0.060	5.035	56.040	14.396	8.325	0.000	0.980	45.862	0.080	0.007	1.274
10-19	200-A	0.020	0.037	0.000	0.173	2.208	2.427	0.296	0.000	0.082	2.268	0.000	0.000	0.731
10-19	400-A	0.030	0.060	0.009	0.202	13.638	5.893	0.958	0.000	0.257	7.488	0.002	0.000	1.665
11-02	témoïn	0.000	0.015	0.000	0.141	0.927	0.259	0.050	0.000	0.023	0.462	0.005	0.000	1.584
11-02	200-P	0.012	9.840	0.005	0.136	10.374	2.390	1.058	0.000	0.164	7.355	0.000	0.001	1.052
11-02	400-P	1.338	50.902	0.028	0.369	40.106	9.042	7.203	0.002	0.378	29.834	0.004	0.001	0.985
11-02	800-P	33.758	43.747	0.048	4.061	28.746	7.375	7.585	0.005	0.554	27.604	0.016	0.003	1.002
11-02	200-A	0.008	0.135	0.009	0.226	7.797	4.003	0.691	0.000	0.207	7.018	0.000	0.001	1.016
11-02	400-A	0.162	0.112	0.011	0.289	16.365	5.352	1.004	0.000	0.371	11.562	0.000	0.001	1.028

Eau de percolation 1994
Moyennes des concentrations des trois parcelles

Date	Traitement	N-NH4 (mg/L)	N-NO3 (mg/L)	P (mg/L)	K (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Mn (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)	Al (mg/L)	Fe (mg/L)	Cd (mg/L)	Ca/Al
05-17	témoïn	0.000	0.068	0.012	0.133	1.255	0.381	0.045	0.006	0.029	0.381	0.010	0.000	3.550
05-17	200-P	0.000	2.058	0.023	0.168	3.164	0.725	0.360	0.000	0.047	1.395	0.010	0.000	1.606
05-17	400-P	0.098	7.544	0.011	0.298	7.451	1.175	0.931	0.000	0.125	2.938	0.012	0.000	2.008
05-17	800-P	7.740	16.350	0.025	1.600	8.733	1.809	0.706	0.000	0.160	7.493	0.021	0.000	1.066
05-17	200-A	0.007	2.140	0.016	0.126	3.242	0.827	0.402	0.000	0.061	1.245	0.008	0.001	2.327
05-17	400-A	1.597	11.107	0.022	0.655	7.272	1.415	0.694	0.000	0.160	4.062	0.007	0.000	1.720
05-31	témoïn	0.008	0.010	0.034	0.130	0.940	0.319	0.050	0.002	0.025	0.430	0.009	0.001	1.631
05-31	200-P	0.022	3.532	0.008	0.160	3.820	0.881	0.475	0.000	0.054	1.680	0.003	0.000	1.652
05-31	400-P	0.143	11.641	0.005	0.326	9.092	1.652	1.116	0.001	0.143	4.158	0.009	0.000	1.811
05-31	800-P	5.673	26.955	0.008	3.751	13.232	2.395	1.456	0.008	0.234	12.550	0.021	0.002	1.025
05-31	200-A	0.067	6.232	0.004	0.172	5.327	1.338	0.724	0.000	0.100	2.009	0.001	0.000	2.091
05-31	400-A	2.478	18.162	0.000	0.968	9.780	1.670	0.884	0.000	0.200	6.844	0.002	0.000	1.982
06-14	témoïn	0.013	0.025	0.027	0.122	1.067	0.298	0.038	0.000	0.020	0.333	0.007	0.000	4.198
06-14	200-P	0.003	4.333	0.018	0.110	3.792	0.950	0.613	0.000	0.058	1.894	0.002	0.000	1.585
06-14	400-P	0.038	17.167	0.000	0.175	11.370	2.205	1.402	0.000	0.145	5.578	0.006	0.000	1.609
06-14	800-P	7.315	31.127	0.000	2.088	13.574	2.657	0.823	0.000	0.241	12.355	0.014	0.000	0.990
06-14	200-A	0.010	10.323	0.019	0.134	6.940	2.589	1.223	0.000	0.137	3.047	0.000	0.000	1.682
06-14	400-A	2.985	32.055	0.008	1.012	12.543	2.335	1.139	0.000	0.280	12.817	0.002	0.000	1.861
07-11	témoïn	0.000	0.000	0.030	0.060	0.648	0.233	0.049	0.000	0.037	0.532	0.000	0.000	0.822
07-11	200-P	0.008	4.295	0.005	0.183	3.142	0.711	0.626	0.000	0.062	1.489	0.003	0.000	1.695
07-11	400-P	0.005	29.960	0.000	0.138	19.231	3.717	1.881	0.000	0.227	8.878	0.008	0.002	1.536
07-11	800-P	4.170	72.628	0.065	2.549	24.798	6.096	1.114	0.000	0.495	31.635	0.042	0.004	0.588
07-11	200-A	0.000	15.675	0.025	0.135	10.283	1.676	1.123	0.000	0.188	5.006	0.003	0.000	1.386
07-11	400-A	0.000	61.285	0.071	0.090	21.862	3.689	2.288	0.000	0.393	24.888	0.012	0.005	1.357

Eau de percolation 1994 (suite)
Moyennes des concentrations des trois parcelles

Date	Traitement	N-NH4 (mg/L)	N-NO3 (mg/L)	P (mg/L)	K (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Mn (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)	Al (mg/L)	Fe (mg/L)	Cd (mg/L)	Ca/Al
07-13	témoins	0.000	0.013	0.000	0.146	0.997	0.250	0.033	0.000	0.016	0.325	0.007	0.000	3.732
07-13	200-P	0.000	1.115	0.000	0.021	3.066	0.755	0.158	0.000	0.024	1.191	0.000	0.002	1.821
07-13	400-P	0.000	28.275	0.000	0.298	17.635	2.803	0.523	0.000	0.241	9.044	0.006	0.000	1.317
07-13	800-P	0.085	31.775	0.013	0.407	22.939	3.181	4.618	0.005	0.139	8.106	0.006	0.000	1.926
07-13	200-A	0.033	9.733	0.000	0.194	4.985	1.613	0.570	0.000	0.155	3.748	0.003	0.000	1.470
07-13	400-A	4.080	39.478	0.000	1.464	16.373	2.935	0.949	0.000	0.415	15.088	0.009	0.000	0.756
08-16	témoins	0.005	0.043	0.000	0.100	1.062	0.226	0.016	0.000	0.003	0.338	0.000	0.000	4.560
08-16	200-P	0.003	4.573	0.000	0.082	3.282	0.887	0.620	0.000	0.038	1.639	0.000	0.000	1.734
08-16	400-P	0.016	38.510	0.002	0.195	23.880	4.295	0.996	0.000	0.282	13.131	0.001	0.000	1.275
08-16	800-P	0.457	93.817	0.039	1.121	43.677	9.956	1.290	0.000	0.437	35.996	0.018	0.000	1.145
08-16	200-A	0.010	14.892	0.000	0.164	8.206	2.423	0.745	0.000	0.172	5.028	0.000	0.000	1.224
08-16	400-A	0.770	57.050	0.004	0.427	21.718	4.932	1.205	0.000	0.469	24.223	0.000	0.000	0.611
09-12	témoins	0.020	0.058	0.020	0.216	0.965	0.236	0.043	0.002	0.024	0.296	0.004	0.001	2.978
09-12	200-P	0.003	3.595	0.035	0.135	2.827	0.721	0.511	0.000	0.055	1.617	0.000	0.001	1.404
09-12	400-P	0.020	36.862	0.007	0.227	20.364	3.514	0.786	0.002	0.260	13.169	0.009	0.001	1.061
09-12	800-P	0.425	107.080	0.107	1.073	59.101	11.634	1.406	0.007	0.521	44.430	0.055	0.006	1.064
09-12	200-A	0.008	19.003	0.023	0.182	9.765	2.839	0.657	0.005	0.225	6.168	0.010	0.003	1.170
09-12	400-A	0.530	70.817	0.051	0.355	26.862	5.661	1.157	0.000	0.483	28.500	0.017	0.006	0.632
10-11	témoins	0.000	0.000	0.000	0.139	0.736	0.159	0.033	0.000	0.007	0.283	0.000	0.000	1.728
10-11	200-P	0.000	3.808	0.000	0.082	2.360	0.542	0.465	0.000	0.038	1.637	0.000	0.000	1.190
10-11	400-P	0.000	35.787	0.041	0.263	19.282	3.420	0.673	0.002	0.240	13.238	0.004	0.000	0.980
10-11	800-P	0.250	99.875	0.164	0.983	39.761	4.529	1.083	0.000	0.443	50.507	0.042	0.006	1.081
10-11	200-A	0.000	19.693	0.004	0.145	10.911	2.284	0.589	0.000	0.190	6.718	0.000	0.000	1.227
10-11	400-A	0.093	70.003	0.105	0.251	25.108	5.159	1.024	0.000	0.429	31.610	0.003	0.005	0.538

Annexe 5
Données du sol

Évolution de la teneur des trois fractions azotées dans le sol de l'érablière en 1993 et en 1994^{1, 2, 3}

Horizon	Traitement ⁴	N-NTK (µg/g sol sec)						N-NO ₃ (µg/g sol sec)						N-NH ₄ (µg/g sol sec)					
		Août 93 (B)		Août 94 (C)		Écart B-A		Écart C-A		Mai 93 (A)		Août 93 (B)		Août 94 (C)		Écart B-A		Écart C-A	
Lh	Témoin	5750	7600	4300	1850a	-1450a	48	69	40	21a	-8a	12	25	7	13c	-5a			
	200-P	5900	6800	4800	900a	-1100a	59	53	35	-6a	-24a	15	68	4	53bc	-11a			
	400-P	5850	5500	5100	-350a	-750a	68	62	45	-6a	-23a	23	324	13	301ab	-10a			
	800-P	6200	7300	4750	1100a	-1450a	65	41	54	-24a	-11a	18	877	11	859a	-7a			
	200-A	5700	6500	4500	800a	-1200a	62	67	43	5a	-21a	25	15	8	-10d	-17a			
	400-A	5800	6900	4800	1100a	-1000a	57	58	62	1a	5a	16	14	11	-2cd	-5a			
Bf	Témoin	2750	2550	2800	-200a	50bc	12	6	7	-6a	-5c	5	2	5	-3d	0a			
	200-P	2250	2500	2600	250a	350ab	12	11	10	-1a	-2c	5	19	6	14bc	1a			
	400-P	2400	2250	2350	-150a	-50bc	16	13	22	-3a	6c	5	32	12	27b	7a			
	800-P	2300	2450	3100	150a	800a	15	18	71	3a	56a	5	111	13	106a	8a			
	200-A	2750	2350	2400	-400a	-350c	13	6	16	-6a	3c	4	6	6	2cd	2a			
	400-A	2450	2400	2800	-50a	350ab	14	5	44	-9a	30b	3	4	9	1d	6a			
C	Témoin	n.a.	n.a.	n.a.	---	---	3	6	7	3a	4b	n.a.	14a	6a	---	---			
	200-P	n.a.	n.a.	n.a.	---	---	5	5	9	0a	4b	n.a.	17a	4a	---	---			
	800-P	n.a.	n.a.	n.a.	---	---	6	7	45	1a	39a	n.a.	21a	8a	---	---			

1. Les chiffres présentés sont la moyenne des analyses du sol de trois parcelles (3 répétitions). L'abréviation 'n.a.' signifie que le paramètre n'a pas été analysé.

2. Les valeurs suivies de lettres différentes dans la même colonne d'un horizon comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan).

3. Le prélèvement du mois de mai 1993 a été effectué avant l'épandage de printemps et celui du mois d'août 1993 a été réalisé avant l'épandage d'automne.

4. Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible. La lettre qui suit le chiffre précise s'il s'agit d'une application au printemps ('P') ou à l'automne ('A').

Évolution de la teneur en carbone organique total et du rapport C/N dans l'horizon Lh du sol de l'érablière en 1993 et en 1994^{1, 2, 3}

Traitement ⁴	Carbone organique total (µg/g sol sec)						Rapport C/N (µg/g sol sec)					
	Mai 93 (A)	Août 93 (B)	Août 94 (C)	Écart B-A	Écart C-A	Écart C-A	Mai 93 (A)	Août 93 (B)	Août 94 (C)	Écart B-A	Écart C-A	Écart C-A
Témoin	79000	117000	69000	38000a	-10000a	-10000a	14	15	16	1a	1a	2a
200-P	90000	102000	67000	12000a	-23000a	-23000a	15	15	14	0a	0a	-1a
400-P	78000	87000	88000	9000a	10000a	10000a	13	16	17	3a	3a	4a
800-P	87000	98000	74000	11000a	-13000a	-13000a	14	13	16	-1a	-1a	2a
200-A	87000	105000	63000	18000a	-24000a	-24000a	16	16	14	0a	0a	-2a
400-A	83000	107000	70000	24000a	-13000a	-13000a	14	16	15	2a	2a	1a

1. Les chiffres présentés sont la moyenne des analyses du sol de trois parcelles (3 répétitions).

2. Les valeurs suivies de lettres différentes dans la même colonne d'un horizon comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan).

3. Le prélèvement du mois de mai 1993 a été effectué avant l'épandage de printemps et celui d'août 1993 a été réalisé avant l'épandage d'automne.

4. Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible. La lettre qui suit le chiffre précise s'il s'agit d'une application au printemps (P) ou à l'automne (A).

Évolution du pH dans les horizons Lh et Bf du sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994^{1, 2, 3}

Horizon	Traitement ⁴	pHeau		
		Mai 93* (A)	Août 93** (B)	Août 94 (C)
Lh	Témoin	3,28a	3,55c	3,90b
	200-P	3,46a	3,88b	4,03ab
	400-P	3,44a	3,92b	4,01ab
	800-P	3,46a	4,53a	4,14a
	200-A	3,34a	3,57c	3,87b
	400-A	3,32a	3,54c	3,88b
Bf	Témoin	4,30a	4,32a	4,24a
	200-P	4,28a	4,23a	4,24a
	400-P	4,19a	4,10a	4,21a
	800-P	4,25a	4,21a	4,13a
	200-A	4,14a	4,35a	4,27a
	400-A	4,23a	4,44a	4,10a

1. Les chiffres présentés sont la moyenne des analyses du sol de trois parcelles (3 répétitions).

2. Les valeurs suivies de lettres différentes dans la même colonne d'un horizon comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan).

3. Le prélèvement du mois de mai 1993 a été effectué avant l'épandage de printemps et celui du mois d'août 1993 a été réalisé avant l'épandage d'automne.

4. Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible. La lettre qui suit le chiffre précise s'il s'agit d'une application au printemps ('P') ou à l'automne ('A').

Évolution de la teneur en phosphore et en potassium assimilables (extraction Mehlich III) dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994^{1, 2, 3}

Horizon	Traitement ⁴	P (µg/g sol sec)						K (µg/g sol sec)								
		Août 93			Août 94			Mai 93			Août 93			Août 94		
		(A)	(B)	(C)	Écart B-A	Écart C-A	Écart C-A	(A)	(B)	(C)	Écart B-A	Écart C-A	Écart C-A			
Lh	Témoins	9	12	8	3b	-1c	90	110	64	20ab	-26a					
	200-P	17	15	14	-2b	-3c	103	99	60	-4b	-43a					
	400-P	11	21	21	10b	10ab	108	135	80	27ab	-28a					
	800-P	13	51	31	38a	18a	113	202	65	89a	-48a					
	200-A	9	8	15	-1b	6bc	104	80	71	-24b	-33a					
	400-A	10	8	16	-2b	6bc	100	82	62	-18b	-38a					
Bf	Témoins	4	< 2	4	< -2a	0a	28	20	18	-8a	-10a					
	200-P	4	4	3	0a	-1a	26	25	16	-1a	-10a					
	400-P	4	< 2	5	< -2a	1a	27	20	12	-7a	-15a					
	800-P	4	< 2	4	< -2a	0a	27	27	24	0a	-3a					
	200-A	3	< 2	3	< -1a	0a	25	21	14	-4a	-11a					
	400-A	3	< 2	6	< -1a	3a	25	21	18	-4a	-7a					

1. Les chiffres présentés sont la moyenne des analyses du sol de trois parcelles (3 répétitions).

2. Les valeurs suivies de lettres différentes dans la même colonne d'un horizon comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan).

3. Le prélèvement du mois de mai 1993 a été effectué avant l'épandage de printemps et celui du mois d'août 1993 a été réalisé avant l'épandage d'automne.

4. Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible. La lettre qui suit le chiffre précise s'il s'agit d'une application au printemps ('P') ou à l'automne ('A').

Évolution de la teneur en calcium et en magnésium assimilables (extraction Mehlich III) dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994^{1, 2, 3}

Horizon	Traitement ⁴	Ca (µg/g sol sec)						Mg (µg/g sol sec)							
		Août 93 (B)		Août 94 (C)		Écart		Mai 93 (A)		Août 93 (B)		Août 94 (C)		Écart	
						B-A	C-A							B-A	C-A
Lh	Témoins	328	280	533		-48b	205a	61	64	44	3a	-17a			
	200-P	257	223	325		-34b	68a	55	42	42	-13a	-13a			
	400-P	303	435	552		132ab	249a	65	59	59	-6a	-6a			
	800-P	300	563	810		263a	510a	72	72	57	0a	-15a			
	200-A	335	317	325		-18b	-10a	73	60	42	-13a	-31a			
	400-A	255	230	365		-25b	110a	63	51	48	-12a	-15a			
Bf	Témoins	125	49	45		-76b	-80a	12	10	11	-2a	-1a			
	200-P	85	68	63		-17ab	-22a	9	14	10	5a	1a			
	400-P	78	110	91		32a	13a	12	13	9	1a	-3a			
	800-P	130	80	164		-50b	34a	12	13	14	1a	2a			
	200-A	113	36	55		-77b	-58a	10	7	12	-3a	2a			
	400-A	115	34	79		-81b	-36a	9	7	12	-2a	3a			

1. Les chiffres présentés sont la moyenne des analyses du sol de trois parcelles (3 répétitions).

2. Les valeurs suivies de lettres différentes dans la même colonne d'un horizon comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan).

3. Le prélèvement du mois de mai 1993 a été effectué avant l'épandage de printemps et celui du mois d'août 1993 a été réalisé avant l'épandage d'automne.

4. Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible. La lettre qui suit le chiffre précise s'il s'agit d'une application au printemps (P) ou à l'automne (A).

Évolution de la teneur en aluminium, en fer et en manganèse assimilables (extraction Mehlich III) dans le sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994^{1, 2, 3}

Horizon	Traitement ⁴	Al (µg/g sol sec)						Fe (µg/g sol sec)						Mn (µg/g sol sec)			
		Août 93 (B)		Août 94 (C)		Écart B-A		Écart C-A		Août 93 (B)		Août 94 (C)		Écart B-A		Écart C-A	
		Mai 93 (A)						Mai 93 (A)									
Lh	Témoins	1500	750	1150	1150	-750a	-350a	455	495	445	40a	-10a	65a	28a			
	200-P	1950	1000	1200	1200	-950a	-750a	437	380	443	-57a	6a	97a	48a			
	400-P	1650	1100	1150	1150	-550a	-500a	452	458	453	6a	1a	188a	53a			
	800-P	1650	750	1350	1350	-900a	-300a	475	425	443	-50a	-32a	235a	137a			
	200-A	1700	800	900	900	-900a	-800a	492	477	437	-15a	-55a	n.a.	17a			
400-A	1550	950	1050	1050	-600a	-500a	460	387	445	-73a	-15a	n.a.	33a				
Bf	Témoins	2150	1800	1550	1550	-350a	-600a	228	320	192	92a	-36a	20a	9a			
	200-P	1950	1700	1550	1550	-250a	-400a	165	370	188	205a	23a	39a	7a			
	400-P	2100	1600	1500	1500	-500a	-600a	223	310	114	87a	-109a	34a	7a			
	800-P	2100	1850	1600	1600	-250a	-500a	203	312	152	109a	-51a	42a	7a			
	200-A	2250	2050	1650	1650	-200a	-600a	170	253	108	83a	-62a	n.a.	6a			
400-A	2150	1750	1600	1600	-400a	-550a	158	252	134	94a	-24a	n.a.	8a				
C	Témoins	n.a.	2100a	1300a	1300a	----	----	n.a.	257a	61a	----	----	18a	4a			
	200-P	n.a.	2950a	1200a	1200a	----	----	n.a.	208a	58a	----	----	23a	6a			
	800-P	n.a.	3050a	1250a	1250a	----	----	n.a.	183a	50a	----	----	22a	5a			

1. Les chiffres présentés sont la moyenne des analyses du sol de trois parcelles (3 répétitions). L'abréviation 'n.a.' signifie que le paramètre n'a pas été analysé.

2. Les valeurs suivies de lettres différentes dans la même colonne d'un horizon comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan).

3. Le prélèvement du mois de mai 1993 a été effectué avant l'épandage de printemps et celui du mois d'août 1993 a été réalisé avant l'épandage d'automne.

4. Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible. La lettre qui suit le chiffre précise s'il s'agit d'une application au printemps ('P') ou à l'automne ('A').

