

**Record Number:** 11820  
**Author, Monographic:** Couillard, D./Chouinard, P./Roy, M.  
**Author Role:**  
**Title, Monographic:** Évaluation environnementale et sylvicole de différentes pratiques de valorisation des boues de station d'épuration des eaux usées urbaines en érablières et en plantation de sapins de Noël

**Translated Title:**  
**Reprint Status:**  
**Edition:**  
**Author, Subsidiary:**  
**Author Role:**  
**Place of Publication:** Québec  
**Publisher Name:** INRS-Eau  
**Date of Publication:** 1995  
**Original Publication Date:** Décembre 1995  
**Volume Identification:**  
**Extent of Work:** xxxii, 419  
**Packaging Method:** pages incluant 5 annexes  
**Series Editor:**  
**Series Editor Role:**  
**Series Title:** INRS-Eau, rapport de recherche  
**Series Volume ID:** 466  
**Location/URL:**  
**ISBN:** 2-89146-405-2  
**Notes:** Rapport annuel 1995-1996  
**Abstract:** Rapport rédigé pour la Direction de la recherche et des technologies environnementales, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec.  
70.00\$

**Call Number:** R000466  
**Keywords:** rapport/ ok/ dl

**ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE ET SYLVICOLE DE  
DIFFÉRENTES PRATIQUES DE VALORISATION DES  
BOUES DE STATION D'ÉPURATION DES EAUX USÉES  
URBAINES EN ÉRABLIÈRES ET EN PLANTATIONS DE  
SAPINS DE NOËL**

**ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE ET SYLVICOLE DE DIFFÉRENTES  
PRATIQUES DE VALORISATION DES BOUES DE STATION D'ÉPURATION DES  
EAUX USÉES URBAINES EN ÉRABLIÈRES ET EN PLANTATIONS DE SAPINS DE  
NOËL**

**Rapport rédigé pour**

**Direction de la coordination de la recherche  
Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec**

**Fonds de recherche et de développement technologique en environnement,  
volet Projets de recherche exploratoire en environnement (FRDTE-E, PREE)**

**par**

**Denis Couillard  
Pierre Chouinard  
Marie Roy**

**avec la collaboration de**

**Éric Cormier, Diane Fournier et Guy Mercier (INRS-Eau)  
Maryse Dubé (Ministère des Ressources naturelles du Québec)  
Michel Létourneau (Groupe Environnement Shooner inc.)  
Alain Pesant (Agriculture Canada)**

**Jean-Pierre Renaud (Centre de recherche acéricole, Ministère de l'Agriculture, des  
Pêcheries et de l'Alimentation du Québec)**

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

**Rapport de recherche INRS-Eau No R-466**

**Décembre 1995**



## **NOTE**

**Les opinions exprimées dans ce document n'engagent que la responsabilité des auteurs et non celle du ministère de l'Environnement et de la Faune**

**Mots clés: boues d'épuration, valorisation sylvicole, éléments nutritifs, métaux, agents pathogènes, eau, sol, végétaux.**

## RÉSUMÉ

L'INRS-Eau, avec l'appui financier du Groupe Environnement Shoener (Groupe Solivar inc.), de la Communauté urbaine de Québec et d'Agriculture Canada et avec la collaboration du Service du suivi environnemental du MRN, du Centre de recherche acéricole du MAPAQ, de la Ville de Victoriaville et de l'Université de Sherbrooke, a élaboré et réalisé un projet de recherche visant principalement à valider les pratiques recommandées par le guide de bonnes pratiques de la valorisation sylvicole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales (MENVIQ *et al.*, 1991) et à améliorer l'expertise scientifique et technique dans ce domaine au Québec.

Une partie des essais ont été menés en érablière et comportaient l'application de boues séchées à des doses correspondant à 200, 400 et 800 kg/ha d'azote disponible en juin (23,1, 46,3 et 92,6 t/ha m.s.) et à 200 et 400 kg/ha d'azote disponible à la fin de septembre (19,3 et 38,6 t/ha m.s.). Les risques de contamination du sol et des eaux de ruissellement et de percolation par les éléments nutritifs et les métaux ainsi que la croissance et la nutrition minérale des végétaux (érables, fougères et champignons) ont été évalués tout au cours des deux saisons végétatives qui ont suivi les épandages.

Des travaux de recherche ont également été réalisés en plantation d'arbres de Noël. Un site expérimental a ainsi été consacré à l'étude des impacts cultureux et environnementaux de la valorisation de boues liquides à des doses uniques de 80, 160 et 320 kg/ha d'azote disponible (103, 206 et 412 m<sup>3</sup>/ha). Des données sur la chimie du sol, la qualité des eaux de ruissellement et de percolation ainsi que sur la croissance et la nutrition minérale (éléments nutritifs et métaux) des sapins et des plantes herbacées y ont été récoltées pendant deux années. Le comportement et la persistance dans le sol de certains agents pathogènes (salmonelles, coliformes fécaux, coliformes totaux, entérocoques et parasites) ont également été l'objet d'un suivi dans le cadre de ces essais. Par ailleurs, une portion des recherches effectuées en plantation d'arbres de Noël a porté sur les risques de contamination chimique et microbiologique des eaux de ruissellement à la suite de l'épandage de doses de boues liquides atteignant jusqu'à 520 kg/ha d'azote disponible en deux ans sur des sites comportant des pentes égales à 3, 9 et 13 %.

La caractérisation physico-chimique et microbiologique des boues séchées épandues en érablière montre que le procédé de séchage à haute température a réduit considérablement leur teneur en azote ammoniacal et qu'il a conduit à la disparition de tous les agents pathogènes considérés. Dans le cas des boues liquides de Victoriaville, utilisées dans les plantations d'arbres de Noël, de fortes concentrations en azote ammoniacal font en sorte que ce type de boues comporte une valeur fertilisante plus élevée que les boues séchées. Au niveau microbiologique, les boues liquides de Victoriaville se sont avérées particulièrement contaminées par les coliformes fécaux. Ainsi, celles-ci ne pourraient pas être valorisées lorsque l'on considère les critères de la réglementation américaine. Ces résultats montrent que le critère concernant l'âge-équivalent du Guide québécois de valorisation sylvicole est difficile à interpréter et qu'il peut conduire à l'épandage de boues qui ne seraient pas acceptées dans le cadre de la réglementation américaine, plus rigoureuse.

Les résultats obtenus au niveau de la chimie du sol de l'érablière indiquent que les applications de boues séchées ont mené à une légère hausse du pH et à un accroissement important des fractions N-NH<sub>4</sub> et N-NO<sub>3</sub>. Dans le cas des éléments assimilables (extraction Mehlich III), des augmentations de la disponibilité du phosphore, du potassium et du calcium ont également été mesurées. Les données recueillies montrent que l'épandage de boues jusqu'à une dose atteignant 800 kg/ha d'azote disponible n'a pas eu d'impact appréciable sur la teneur du sol en cadmium, en cuivre et plomb totaux. Par ailleurs, l'application de boues liquides en plantation d'arbres de Noël a conduit à une faible réduction du pH au cours de la première saison et à un accroissement significatif du phosphore assimilable en 1993 et en 1994. Aucune autre influence n'a par contre été observée au niveau des autres paramètres étudiés au niveau du sol.

Le ruissellement de l'eau en surface du sol a eu une ampleur relativement faible en érablière. Le suivi de la qualité chimique des eaux récoltées a permis d'observer de légères augmentations des concentrations en azote ammoniacal dissous, en phosphore total et en manganèse avec des applications de boues correspondant à 400 et 800 kg/ha d'azote disponible. Malgré un ruissellement parfois important, aucun impact appréciable n'a également été noté au niveau de la qualité chimique des eaux (éléments nutritifs et métaux) en plantation d'arbres de Noël et cela, pour des pentes atteignant jusqu'à 13 %. Dans l'ensemble, les résultats obtenus en érablière et en plantation d'arbres de Noël tendent à démontrer que les risques de contamination des eaux de ruissellement à la suite de la valorisation de boues municipales sont faibles. Considérant les limites et la spécificité des présents travaux, des études plus élaborées devront être entreprises afin de vérifier les critères relatifs à la qualité des eaux actuellement prescrits par le Guide québécois de valorisation sylvicole.

Les données recueillies en érablière révèlent des augmentations très importantes des concentrations en azote ammoniacal et en nitrates de l'eau de percolation à la suite des épandages de boues. Un enrichissement de l'eau de percolation en phosphore, en potassium, en calcium, en magnésium, en aluminium, en cadmium, en manganèse et en zinc a également été observé. Les accroissements notés au niveau des nitrates, de l'aluminium, du cadmium, du manganèse et du Zn avec des applications de doses de boues supérieures ou égales à 200 kg/ha d'azote disponible sont préoccupants. La poursuite de travaux plus approfondis devrait être envisagée et à la lumière des présents résultats, la dose maximale permise par le Guide québécois de valorisation sylvicole (200 kg/ha d'azote disponible) devrait être revue à la baisse. Compte-tenu des résultats obtenus avec l'aluminium, le cadmium, le manganèse, et le zinc, la valorisation de boues sur des sols trop acides (pH < 5,5) devrait être interdite. Par ailleurs, le lessivage de l'ammonium, des nitrates, du calcium et du magnésium a également été observé en plantation d'arbres de Noël avec des taux d'application correspondant à 320 kg/ha d'azote disponible. Les impacts se sont toutefois avérés moins appréciables qu'en érablière. Les informations recueillies indiquent qu'une dose de 200 kg/ha d'azote disponible par année dépasse les besoins nutritifs d'une plantation d'arbres de Noël.

L'application des boues liquides de Victoriaville en plantation d'arbres de Noël a conduit à l'augmentation de la population des coliformes fécaux, des coliformes totaux et des entérocoques dans le sol de surface. Les résultats obtenus indiquent toutefois que la survie des microorganismes semble relativement courte. Les populations de coliformes

fécaux, de coliformes totaux et d'entérocoques sont ainsi retournées au niveau initial à l'intérieur de 8, 54 et 8 semaines respectivement. Par ailleurs, aucun effet associé à la valorisation des boues n'a été observé au niveau de la qualité microbiologique des eaux de ruissellement et cela, dans des conditions de pente se situant entre 3 et 13 %. Dans l'ensemble, les données recueillies tendent à démontrer que les mesures de protection actuellement recommandées par le Guide québécois de valorisation sylvicole limitent adéquatement les risques de transmission des pathogènes via le sol et les eaux de ruissellement. Cependant, le suivi de la qualité de l'eau de ruissellement ayant été seulement qualitatif, cet aspect demandera de plus amples investigations.

La fertilisation des érables avec des boues n'a eu aucun impact sur leur croissance au cours des deux années qui ont suivi les épandages. Cependant, l'analyse chimique des tissus foliaires montre que les applications de boues ont favorisé une plus grande accumulation de calcium, de magnésium, de manganèse et de zinc. L'augmentation des concentrations foliaires en manganèse est considérable et préoccupante. L'impact ne semble pas lié directement à la charge en manganèse apportée par les boues et d'autres hypothèses sont soulevées. Des travaux de recherche plus approfondis sur cet aspect devraient être envisagés. Par ailleurs, les traitements n'ont pas influencé le volume de coulée et la teneur en sucres de la sève d'érable. Toutefois, la fertilisation avec des boues a accru la concentration en azote ammoniacal et en nitrates de la sève. Les applications printanières semblent avoir favorisé l'absorption des nitrates alors que les épandages effectués à l'automne ont conduit à la présence de plus grandes quantités d'azote ammoniacal dans la sève. La valorisation des boues a également eu tendance à augmenter les teneurs en aluminium, en cadmium, en cuivre, en fer et en manganèse dans la sève récoltée au printemps suivant la réalisation des épandages.

La couche de boues appliquée en érablière semble avoir réduit la densité de population des fougères et des champignons au cours de la saison qui a suivi les épandages. La biomasse sèche des champignons croissant dans des parcelles ayant reçu des boues s'est toutefois accrue. Aucun impact significatif n'a été noté au niveau de la biomasse sèche et les teneurs en aluminium, en cadmium, en cuivre, en fer et en plomb des frondes de fougères. Dans le cas des champignons, les analyses de tissus indiquent que ces derniers semblent avoir accumulé plus d'aluminium, de cuivre, de fer et de plomb sous l'effet de la fertilisation avec des boues. Sur la base de ces derniers résultats, quelques recommandations sont apportées.

L'utilisation des boues comme matière fertilisante en plantation d'arbres de Noël a eu des impacts très positifs sur la croissance et la qualité esthétique générale des sapins. Les résultats obtenus montrent même une réponse supérieure à la régie de production conventionnelle. L'application d'une dose de boues équivalente à 160 kg/ha d'azote disponible s'est avérée la plus optimale dans le cadre des recherches. D'autres approches de valorisation des boues pourraient cependant être plus profitables. Les épandages de boues ont par ailleurs conduit à une plus grande accumulation d'azote, de fer, de cuivre et d'aluminium dans le feuillage des sapins au cours de la première saison de croissance. En outre, la croissance des plantes herbacées a également été stimulée par les boues et des concentrations en phosphore et en cuivre plus élevées ont été observées dans les tissus de ces dernières. Dans l'ensemble, les résultats obtenus montrent que les risques de contamination des végétaux et de la chaîne alimentaire par les métaux associés aux boues sont faibles dans les conditions éprouvées en plantation d'arbres de Noël.





## **PRÉSENTATION DE L'ÉQUIPE DU PROJET ET REMERCIEMENTS**

La réalisation de ce projet de recherche, subventionné par le Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, dans le cadre du 'Fonds de Recherche et de Développement Technologique en Environnement (FRDTE)', a été rendu possible grâce à la contribution financière et technique du Groupe Environnement Shooner inc. (Groupe Solivar inc.), de la Communauté urbaine de Québec et d'Agriculture Canada. Cette étude a pu être accomplie également grâce à la participation scientifique et technique du Service du suivi environnemental du Ministère des Ressources Naturelles du Québec et du Centre de recherche acéricole du Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. En outre, ce travail n'aurait pu être effectué sans la précieuse collaboration de la Station d'épuration des eaux usées de la Ville de Victoriaville et de deux producteurs membres de l'Association des producteurs d'arbres de Noël du Québec, M. Benoit Bédard (Les Sapinières S. B. Bédard inc.) et M. Jérôme Croteau (J.J. Croteau inc.). Enfin, l'expertise apportée par Mme Colette Anseau du Département de Biologie de l'Université de Sherbrooke et par les membres du comité de suivi du projet a également contribué au succès du présent projet.

La liste qui suit identifie les principaux intervenants qui ont participé à ce projet.

### **Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau) (maître-d'oeuvre du projet)**

M. Denis Couillard, Ph. D., professeur, directeur du projet  
M. Pierre Chouinard, M. Sc., agronome, assistant de recherche  
M. Guy Mercier, M. Sc. Eau, agent de recherche  
M. Eric Cormier, B. Sc. Bio-agronomie, étudiant à la maîtrise  
Mme Marie Roy, B. Sc., Biologie, étudiante à la maîtrise  
Mme Diane Fournier, M. Sc. Microbiologie, étudiante au doctorat (mini-projet)

### **Groupe Environnement Shooner inc. (Groupe-Conseil Solivar inc.) (partenaire financier)**

M. Michel Létourneau, M. Sc., ingénieur, chargé de projet  
Mme Magaly Harvey, technicienne  
M. André Bernier, agronome  
Mme Chantal Turbis, agronome

### **Communauté urbaine de Québec (partenaire financier)**

M. Pierre Breton, ingénieur

**Agriculture Canada  
(partenaire financier)**

M. Alain Pesant, Ph. D., agronome  
M. Réal Gagné, technicien

**Service du suivi environnemental du Ministère des  
Ressources naturelles du Québec  
(collaborateur)**

M. Pierre-Martin Marotte, biologiste  
Mme Maryse Dubé, agronome  
Mme Louise Bégin, microbiologiste  
M. Jean Cabana, microbiologiste  
M. Carol Deblois, chimiste  
Mme Sylvie Delisle, technicienne  
M. Renaud Dostie, technicien  
M. Claude Paquet, technicien  
Mme Monique Pelletier, technicienne

**Centre de recherche acéricole du Ministère de l'Agriculture,  
des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec  
(collaborateur)**

M. Gaston Allard, ing. agronome, responsable du Centre  
M. Jean-Pierre Renaud, Ph. D., physiologie végétale  
M. Guy Boudreault, technicien forestier  
M. Michel Cartier, technicien

**Station d'épuration des eaux usées de la Ville de Victoriaville  
(collaborateur)**

M. Yvan Argouin

**Université de Sherbrooke  
(collaborateur)**

Mme Colette Anseau, Ph. D., professeure, Département de biologie

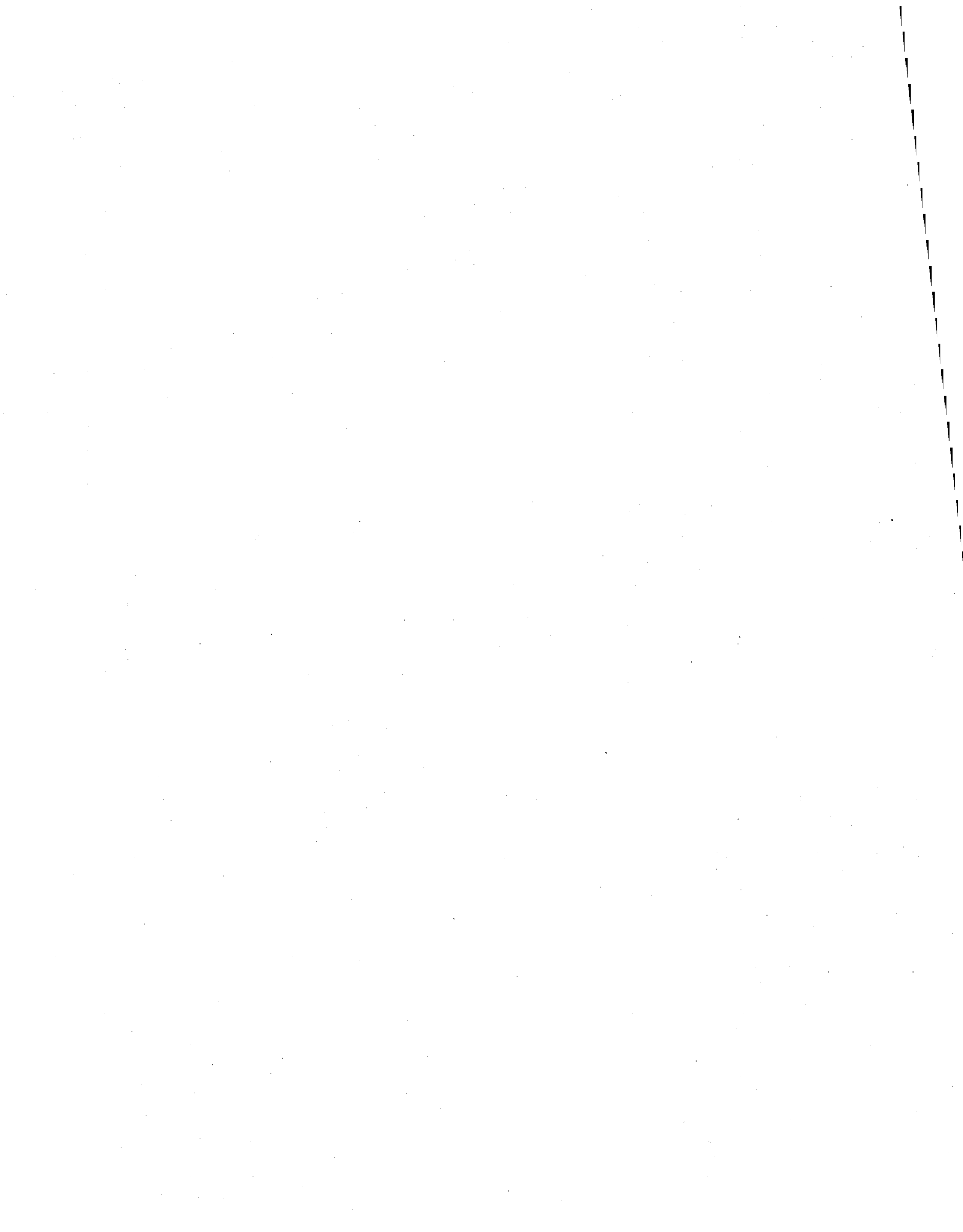
**Producteurs d'arbres de Noël  
(collaborateurs)**

M. Benoit Bédard (Les Sapinières S. B. Bédard inc.)  
M. Jérôme Croteau (J.J. Croteau inc.)

**Comité de suivi de projet du FRDTE**

M. Stéphane Gariépy, M.Sc., ing., ministère de l'Environnement et de la Faune, agent de projet de la Direction de la coordination de la recherche (octobre 1994 - mars 1995)  
M. Marc Hébert, M. Sc., agr., ministère de l'Environnement et de la Faune, agent de projet de la Direction de la coordination de la recherche (février 1993 - octobre 1994)  
M. Richard Beaulieu, agr., ministère de l'Environnement et de la Faune, chargé de projet du Service de la gestion des résidus solides.  
M. Antonio Gonzalez, chim., Ph.D., Direction de la recherche, Forêts Canada  
M. Michel Laferrière, D.S.C. du Centre hospitalier régional du Grand-Portage  
M. Jean-Jacques Minville, D.S.C. du Centre hospitalier régional du Grand-Portage  
M. Gilles Sheedy, ing.f., M.Sc., Direction de la recherche, ministère des Ressources naturelles  
M. Melvin D. Webber, Wastewater Technology Center, Burlington, Ontario

Les auteurs de ce rapport tiennent également à remercier MM. Pierre Audesse et Sylvain Végiard du Service des sols du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, MM. Gilles Gagnon, Jean-Guy Laflamme, Roch Ouimet, Benoit Toussaint et Jean-Marc Veilleux de la Direction de la recherche du ministère des Ressources naturelles. Des remerciements sont également adressés à M. Stéfane Prémont et aux technicien(nes)s de l'INRS-Eau. Enfin, les auteurs expriment leur grande reconnaissance envers les autres personnes qui ont été approchées pour leur expertise dans le cadre de ce projet.



RÉSUMÉ .....	iii
PRÉSENTATION DE L'ÉQUIPE DU PROJET ET REMERCIEMENTS .....	vii
LISTE DES TABLEAUX .....	xvi
LISTE DES FIGURES .....	xxi
INTRODUCTION .....	xxix
<b>1 REVUE DE LITTÉRATURE .....</b>	<b>1</b>
<b>1.1 Revue générale des pratiques de valorisation sylvicole des boues municipales au Québec et ailleurs dans le monde .....</b>	<b>1</b>
1.1.1 Intérêt et avantages à recycler les éléments nutritifs des boues en sylviculture .....	1
1.1.2 Résumé de différents essais et situation actuelle dans le monde et au Québec .....	2
1.1.3 Considérations économiques, techniques et sociales .....	3
1.1.4 Considérations environnementales .....	5
1.1.4.1 Critères concernant le taux d'application et la charge en éléments nutritifs .....	6
1.1.4.2 Critères concernant les métaux et les composés organiques de synthèse .....	8
1.1.4.3 Critères concernant la stabilisation biologique et les pathogènes .....	14
1.1.4.4 Autres recommandations pour la protection de l'environnement et de la santé humaine .....	16
<b>1.2 Revue de l'état actuel des connaissances scientifiques et identification des besoins de recherche en considération du contexte québécois .....</b>	<b>19</b>
1.2.1 Caractéristiques chimiques et microbiologiques des boues municipales .....	19
1.2.1.1 Matière organique et rapport C/N .....	20
1.2.1.2 Azote .....	20
1.2.1.3 Phosphore .....	21
1.2.1.4 Potassium .....	22
1.2.1.5 Autres éléments nutritifs .....	22
1.2.1.6 Métaux .....	23
1.2.1.7 Composés organiques de synthèse .....	25
1.2.1.8 Microorganismes .....	27
1.2.2 Réponse de la végétation forestière à l'application de boues ..	29
1.2.2.1 Croissance .....	29
1.2.2.2 Absorption des éléments nutritifs .....	32
1.2.2.3 Effets d'une surfertilisation .....	37
1.2.2.4 Absorption des métaux .....	37
1.2.2.5 Influence sur la qualité et la production de sève chez l'érable à sucre .....	44
1.2.3 Effets sur le sol .....	44

1.2.3.1	pH et éléments nutritifs	44
1.2.3.2	Matière organique	53
1.2.3.3	Accumulation des métaux des boues	53
1.2.3.4	Comportement des agents pathogènes des boues dans le sol	57
1.2.4	Effets sur l'eau de ruissellement	60
1.2.4.1	Éléments nutritifs	62
1.2.4.2	Métaux	64
1.2.4.3	Agents pathogènes	67
1.2.5	Effets sur l'eau de percolation	68
1.2.5.1	Risques de contamination par les éléments nutritifs	69
1.2.5.2	Risques de contamination par les métaux des boues	74
1.2.5.3	Risques de contamination par les agents pathogènes des boues	76
<b>2</b>	<b>MATÉRIEL ET MÉTHODES EXPÉRIMENTALES</b>	<b>77</b>
2.1	Dispositifs expérimentaux	77
2.1.1	Expérience no. 1	77
2.1.1.1	Description du site	77
2.1.1.2	Dispositif expérimental	79
2.1.2	Expérience no. 2	80
2.1.2.1	Description du site	80
2.1.2.2	Dispositif expérimental	80
2.1.3	Expérience no. 3	81
2.1.3.1	Description des sites	81
2.1.3.2	Dispositif expérimental	82
2.1.4	Régie de production des plantations d'arbres de Noël	83
2.2	Travaux d'épandage	84
2.2.1	Approvisionnement en boues	84
2.2.2	Méthodologie d'épandage	85
2.2.3	Bilan des travaux d'épandage	91
2.3	Caractérisation physico-chimique des boues	93
2.4	Caractérisation microbiologique des boues	94
2.5	Suivi des contaminants chimiques dans l'eau de ruissellement	95
2.6	Suivi des agents pathogènes dans l'eau de ruissellement	99
2.7	Suivi des contaminants chimiques dans l'eau de percolation	101
2.8	Chimie du sol	102
2.9	Suivi des agents pathogènes dans le sol	106
2.10	Suivi des éléments nutritifs et des métaux dans les végétaux	109
2.11	Croissance des végétaux	111
2.12	Suivi des métaux dans la sève d'érable	114
2.13	Suivi des conditions météorologiques	114
2.14	Suivi de la qualité des analyses de laboratoire	115
2.15	Analyses statistiques	115
<b>3</b>	<b>RÉSULTATS ET DISCUSSION</b>	<b>121</b>
3.1	Caractérisation des boues épandues	121
3.1.1	Valeur fertilisante et taux d'application des éléments nutritifs	121

3.1.2	Contamination par les métaux et les BPC et charges apportées au sol	128
3.1.3	Présence d'agents pathogènes	133
3.2	Comportement des éléments nutritifs, des métaux et des agents pathogènes associés aux boues au niveau du sol et de l'eau et impacts sur la croissance et la nutrition minérale des végétaux	135
3.2.1	Expérience no. 1: Valorisation des boues séchées en érablière	135
3.2.1.1	Influence sur la chimie du sol	135
3.2.1.1.1	Azote	135
3.2.1.1.2	Carbone organique total et rapport C/N	139
3.2.1.1.3	pH	141
3.2.1.1.4	Éléments assimilables et biodisponibles	143
3.2.1.1.5	Métaux totaux extraits à l'eau régale	148
3.2.1.2	Risques de contamination de l'eau de ruissellement par les éléments nutritifs et les métaux	152
3.2.1.2.1	pH	153
3.2.1.2.2	Azote ammoniacal	155
3.2.1.2.3	Phosphore total	158
3.2.1.2.4	Métaux	159
3.2.1.3	Risques de contamination des eaux souterraines par les éléments nutritifs et les métaux	178
3.2.1.3.1	pH	179
3.2.1.3.2	Azote ammoniacal	179
3.2.1.3.3	Nitrates	184
3.2.1.3.4	Phosphore, potassium, calcium et magnésium	189
3.2.1.3.5	Aluminium et fer	199
3.2.1.3.6	Cadmium, cuivre, manganèse, plomb et zinc	206
3.2.1.4	Croissance et nutrition minérale de l'érable à sucre, des fougères et des champignons	220
3.2.1.4.1	Circonférence du tronc de l'érable à sucre	220
3.2.1.4.2	Accumulation de matière sèche dans les tissus foliaires de l'érable à sucre, des fougères et des champignons	221
3.2.1.4.3	Absorption des éléments nutritifs et des métaux par l'érable à sucre, les fougères et les champignons	224
3.2.1.4.3.1	Érable	225
3.2.1.4.3.2	Fougères	229
3.2.1.4.3.3	Champignons	230
3.2.1.4.4	Coulée et composition chimique de la sève d'érable	233
3.2.2	Expérience no. 2: Valorisation de boues liquides en plantation d'arbres de Noël	237
3.2.2.1	Influence sur la chimie du sol	237
3.2.2.1.1	Azote	237
3.2.2.1.2	Carbone total et rapport C/N	239
3.2.2.1.3	pH	241
3.2.2.1.4	Éléments assimilables et biodisponibles	242
3.2.2.1.5	Métaux totaux extraits à l'eau régale	246
3.2.2.2	Comportement des agents pathogènes dans le sol	250



3.2.2.3	Risques de contamination de l'eau de ruissellement par les éléments nutritifs et les métaux .....	258
3.2.2.3.1	pH .....	259
3.2.2.3.2	Éléments nutritifs .....	261
3.2.2.3.3	Métaux .....	267
3.2.2.4	Risques de contamination des eaux souterraines par les éléments nutritifs et les métaux .....	282
3.2.2.4.1	pH .....	283
3.2.2.4.2	Azote ammoniacal et nitrates .....	285
3.2.2.4.3	Phosphore, potassium, calcium et magnésium .....	291
3.2.2.4.4	Aluminium et fer .....	301
3.2.2.4.5	Cadmium, cuivre, manganèse, plomb et zinc .....	306
3.2.2.5	Croissance et nutrition minérale des arbres de Noël et des plantes herbacées .....	317
3.2.2.5.1	Croissance des arbres de Noël .....	317
3.2.2.5.2	Croissance des plantes herbacées .....	323
3.2.2.5.3	Absorption des éléments nutritifs et des métaux par les arbres de Noël .....	324
3.2.2.5.4	Absorption des éléments nutritifs et des métaux par les plantes herbacées .....	329
3.2.3	Expérience no. 3: Application de boues liquides en pente ....	331
3.2.3.1	Comportement des agents pathogènes dans le sol .....	331
3.2.3.2	Risques de contamination de l'eau de ruissellement par les éléments nutritifs, les métaux et les agents pathogènes .....	333
3.2.3.2.1	pH .....	334
3.2.3.2.2	Éléments nutritifs .....	336
3.2.3.2.3	Métaux .....	342
3.2.3.2.4	Agents pathogènes .....	356
4	IMPLICATIONS PRATIQUES .....	363
4.1	Validation des critères de bonnes pratiques .....	363
4.1.1	Qualité des boues .....	363
4.1.1.1	Analyse des boues .....	363
4.1.1.2	Critères relatifs aux métaux .....	363
4.1.1.2.1	Ajout d'un critère relatif à la charge de métaux apportée au sol .....	363
4.1.1.2.2	Teneurs limites en métaux dans les boues .....	364
4.1.1.2.3	Ajout d'une teneur limite en aluminium dans les boues .....	364
4.1.1.3	Modifications des critères relatifs à la qualité biologique .....	365
4.1.2	Qualité du milieu récepteur .....	366
4.1.2.1	Critères relatifs aux caractéristiques du milieu récepteur .....	366
4.1.2.1.1	Ajout d'un critère sur le pH du sol .....	366
4.1.2.1.2	Profondeur de la nappe phréatique au moment de l'épandage .....	367
4.1.2.1.3	Appréciation de la fertilité du sol .....	368
4.1.2.1.4	Pente de terrain .....	368
4.1.2.1.5	Analyse de métaux dans le sol avant les épandages .....	368
4.1.2.1.6	Modification de la limite du plomb dans le sol .....	368
4.1.2.2	Critères liés à l'eau .....	368

4.1.2.2.1	Distance minimum d'épandage en bordure d'un cours d'eau . . .	368
4.1.3	Critère relatif à la dose . . . . .	369
4.1.3.1	Quantité maximale . . . . .	369
4.1.3.1.1	Dose maximale . . . . .	369
4.1.3.1.2	Ajout d'une limite sur la quantité de phosphore . . . . .	370
4.1.3.2	Volume maximal . . . . .	370
4.1.4	Modification du critère relatif à la date d'épandage . . . . .	371
4.1.5	Restrictions relatives aux érablières . . . . .	371
4.1.6	Ajout d'un critère relatif aux espèces végétales menacées ou vulnérables . . . . .	372
4.1.7	Ajout d'un critère relatif à la collecte des champignons . . . . .	372
4.1.8	Santé et sécurité . . . . .	372
4.1.8.1	Restriction d'accès au site . . . . .	372
4.1.8.2	Protection des travailleurs . . . . .	372
4.2	Faisabilité . . . . .	373
4.2.1	Choix du milieu récepteur . . . . .	373
4.2.1.1	Accessibilité du site . . . . .	373
4.2.2	Précision de la dose épandue . . . . .	373
4.2.3	Supplément d'engrais minéraux . . . . .	374
4.2.4	Accessibilité du site . . . . .	374
4.2.5	Équipements d'épandage . . . . .	374
4.3	Besoins de recherche . . . . .	374
4.4	Avantages et inconvénients de la valorisation sylvicole . . . . .	376
CONCLUSION . . . . .		377
BIBLIOGRAPHIE . . . . .		379
ANNEXES. . . . .		400

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Critères concernant le taux d'application des boues et la charge en éléments nutritifs au Québec, ailleurs au Canada et dans le monde . . .	7
Tableau 2	Critères concernant les métaux dans les boues au Québec et ailleurs au Canada . . . . .	9
Tableau 3	Charges et teneurs totales en métaux acceptables pour les sols au Québec et ailleurs au Canada. . . . .	10
Tableau 4	Situation des critères québécois concernant les métaux dans les boues par rapport à ceux d'autres pays dans le monde . . . . .	12
Tableau 5	Situation des critères québécois concernant les métaux dans les sols par rapport à ceux d'autres pays dans le monde . . . . .	13
Tableau 6	Normes et recommandations relatives aux composés organiques de synthèse qui sont en vigueur ou envisagées dans différents pays pour la valorisation agricole ou sylvicole des boues municipales . . . . .	15
Tableau 7	Critères concernant la qualité biologique des boues aux États-Unis et mesures prescrites pour la réduction de l'attraction des vecteurs . . . . .	17
Tableau 8	Résumé des critères de protection du milieu récepteur recommandés au Québec, en Ontario et aux États-Unis . . . . .	18
Tableau 9	Résumé des critères liés à la qualité de l'eau recommandés au Québec, en Ontario et aux États-Unis . . . . .	18
Tableau 10	Résumé des critères liés aux populations et activités humaines, à la vie animale et végétale et au temps d'épandage . . . . .	19
Tableau 11	Comparaison entre les contenus moyens en métaux de la croûte terrestre et des boues municipales du Québec . . . . .	23
Tableau 12	Teneurs en métaux des boues québécoises et comparaison à celles de États-Unis et aux critères du Guide (valeurs en mg/kg de matière sèche) <sup>1</sup> . . . . .	24
Tableau 13	Principales formes des métaux dans les boues municipales . . . . .	26
Tableau 14	Populations de différents agents pathogènes retrouvées dans les boues municipales et comparaison aux doses infectieuses minimales . . . . .	29
Tableau 15a	Comparaison des espèces décidues et conifériennes relativement au prélèvement et à la restitution en nutriments (kg/ha/an) (Camiré, 1992). . . . .	32
Tableau 15b	Influence de la fertilisation avec des boues sur la nutrition minérale de différentes espèces ligneuses . . . . .	33
Tableau 15b	Influence de la fertilisation avec des boues sur la nutrition minérale de différentes espèces ligneuses (suite) . . . . .	34
Tableau 16	Comportement général des différents métaux dans le sol et dans la végétation en relation avec la notion de "barrière sol/plante" . . . . .	40
Tableau 17	Teneurs moyennes et phytotoxiques en métaux du feuillage (ppm, base m.s.), généralisées pour plusieurs espèces . . . . .	41
Tableau 18	Résumé de quelques études portant sur l'absorption des métaux par les végétaux à la suite d'applications de boues municipales (suite) . . . . .	43
Tableau 19	Contenu en sucres et en minéraux de la sève printanière de l'érable à sucre . . . . .	45

Tableau 20	Moyennes et intervalles des teneurs en métaux dissous dans la sève printanière d'érable dans l'est du Canada . . . . .	45
Tableau 21	Résumé de quelques études portant sur l'accumulation des différentes fractions de l'azote dans les sols forestiers à la suite d'applications de boues municipales . . . . .	47
Tableau 21	Résumé de quelques études portant sur l'accumulation des différentes fractions de l'azote dans les sols forestiers à la suite d'applications de boues municipales (suite) . . . . .	48
Tableau 22	Résumé de quelques études portant sur l'accumulation du phosphore dans les sols forestiers à la suite de l'application de boues municipales . . . . .	51
Tableau 23	Résumé de quelques études portant sur l'accumulation du potassium, du magnésium et du calcium dans les sols forestiers à la suite d'applications de boues municipales . . . . .	52
Tableau 24	Relation entre les solutions extractives employées dans deux méthodes de fractionnement et les formes extraites de l'élément . . . . .	55
Tableau 25	Influence de différents facteurs environnementaux sur la survie des agents pathogènes dans le sol . . . . .	58
Tableau 26	Temps de survie de certains organismes pathogènes dans le sol . . . . .	59
Tableau 27	Résumé des résultats obtenus par Hinesly et Jones (1976) lors d'une étude portant sur la contamination de l'eau de ruissellement par les métaux à la suite de l'épandage de boues en milieu agricole . . . . .	65
Tableau 28	Critères de qualité de l'eau potable, de l'eau brute et de l'eau pour la vie aquatique en ce qui concerne la présence des métaux . . . . .	66
Tableau 29	Recommandations canadiennes pour la qualité microbiologique des eaux . . . . .	68
Tableau 30	Résumé de quelques études portant sur le lessivage des éléments nutritifs à la suite de l'application des boues municipales en milieu forestier . . . . .	71
Tableau 31	Résumé de quelques études portant sur le lessivage des nitrates à la suite de l'épandage de boues municipales en milieu forestier . . . . .	72
Tableau 32a	Description des principales caractéristiques des trois sites expérimentaux . . . . .	78
Tableau 32b	Quantités de boues épandues dans les parcelles de l'expérience no.1 (érablière) et fertilisation réelle appliquée . . . . .	79
Tableau 32c	Traitements appliqués dans les parcelles de l'expérience no. 2 (plantation de sapins) et fertilisation réelle appliquée . . . . .	81
Tableau 32d	Quantités de boues épandues dans les parcelles de l'expérience no.3 (pente en plantation) et fertilisation réelle appliquée . . . . .	82
Tableau 33	Calendrier des travaux d'épandage et quantités de boues appliquées en érablière (expérience no. 1) . . . . .	86
Tableau 34	Évaluation de l'homogénéité des épandages réalisés dans les parcelles de l'expérience no. 3 en 1994 . . . . .	89
Tableau 35	Calendrier des travaux d'épandage et quantités de boues appliquées en plantation d'arbres de Noël (expérience nos 2 et 3) . . . . .	90
Tableau 36	Paramètres physico-chimiques analysés dans les boues et méthodes analytiques employées . . . . .	94

Tableau 37	Paramètres microbiologiques analysés dans les boues et méthodes analytiques employées . . . . .	95
Tableau 38	Échantillonnage de l'eau de ruissellement réalisé au cours des saisons 1993 et 1994 pour le suivi des contaminants chimiques . . . . .	97
Tableau 39	Méthodes d'analyse utilisées pour le dosage des contaminants chimiques dans l'eau de ruissellement . . . . .	98
Tableau 40	Analyse de l'ammonium et des nitrates au niveau de la surface du sol de l'érablière et de la plantation d'arbres de Noël en août 1993 (couche 0-5 cm)* . . . . .	99
Tableau 41	Échantillonnage de l'eau de ruissellement réalisé au cours des saisons 1993 et 1994 pour le suivi des agents pathogènes dans le cadre de l'expérience no. 3 . . . . .	100
Tableau 42	Paramètres microbiologiques analysés dans les eaux de ruissellement et méthodes analytiques employées . . . . .	100
Tableau 43	Impact de la congélation des échantillons d'eau sur les résultats de leur analyse microbiologique <sup>1</sup> . . . . .	101
Tableau 44	Échantillonnage de l'eau de percolation réalisé au cours des saisons 1993 et 1994 pour le suivi des contaminants chimiques dans l'eau de percolation de l'érablière (expérience no. 1) et de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) . . . . .	103
Tableau 45	Paramètres analysés dans l'eau de percolation et méthodes de dosage employées . . . . .	104
Tableau 46	Cédule des échantillonnages de sol réalisés dans le cadre des expériences nos. 1 et 2 en 1993 et en 1994 . . . . .	105
Tableau 47	Paramètres analysés dans les sols et méthodes analytiques employées . . . . .	106
Tableau 48	Calendrier d'échantillonnage des sols dans le cadre du suivi des agents pathogènes dans les plantations d'arbres de Noël (expériences nos. 2 et 3) . . . . .	107
Tableau 49	Paramètres microbiologiques analysés dans le sol des plantation d'arbres de Noël en 1993 et en 1994 et méthodes analytiques employées . . . . .	108
Tableau 50	Impact de la congélation des échantillons de sol sur les résultats de leur analyse microbiologique . . . . .	108
Tableau 51	Échantillonnages des tissus végétaux effectués dans le cadre de l'expérience no.1 (érablière) en 1993 et en 1994 . . . . .	110
Tableau 52	Échantillonnages des tissus végétaux effectués dans le cadre de l'expérience no. 2 (plantation d'arbres de Noël) en 1993 et en 1994 . . . . .	110
Tableau 53	Méthodes analytiques et limites de détection utilisées pour l'analyse de la composition chimique des tissus végétaux . . . . .	111
Tableau 54	Résumé du suivi de la croissance des arbres de Noël et des plantes herbacées réalisé dans le cadre de l'expérience no. 2 en 1993 et en 1994 . . . . .	113
Tableau 55	Paramètres mesurés dans la sève d'érable et méthodes analytiques employées . . . . .	114
Tableau 56	Précipitations caractéristiques des régions de Tingwick et de St-Fortunat et comparaison de la pluviométrie de 1993 et 1994 aux moyennes mensuelles normalement observées . . . . .	119

Tableau 57	Mécanismes de contrôle de la qualité des analyses réalisées dans le cadre du projet de recherche .....	120
Tableau 58	Caractérisation physico-chimique des boues épandues en 1993 et en 1994. ....	122
Tableau 59	Taux d'application des éléments nutritifs majeurs dans le cadre de l'expérience no. 1 réalisée en érablière .....	124
Tableau 60	Taux d'application des éléments nutritifs majeurs dans le cadre de l'expérience no.2 réalisée en plantation d'arbres de Noël .....	125
Tableau 61	Taux d'application des éléments nutritifs majeurs dans le cadre de l'expérience no. 3 réalisée sur trois niveaux de pente en plantation d'arbres de Noël. ....	126
Tableau 62	Charges en métaux apportées dans le cadre de l'expérience no. 1 réalisée en érablière .....	130
Tableau 63	Charges en métaux apportées dans le cadre de l'expérience no. 2 réalisée en plantation d'arbres de Noël .....	131
Tableau 64	Charges en métaux apportées dans le cadre de l'expérience no. 3 (pentes) réalisée en plantation d'arbres de Noël .....	132
Tableau 65	Caractérisation microbiologique des boues épandues en 1993 et en 1994 .....	133
Tableau 66	Évolution de la teneur des trois fractions azotées dans le sol de l'érablière en 1993 et en 1994 .....	136
Tableau 67	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 .....	140
Tableau 68	Évolution du pH dans les horizons LH et Bf du sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994 .....	142
Tableau 69	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 .....	144
Tableau 70	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 .....	146
Tableau 71	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 .....	147
Tableau 72	Évolution de la teneur des métaux extraits à l'eau Regal dans les trois horizons du sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994 ....	149
Tableau 73	Bilan de charges du cadmium, du cuivre et du plomb dans l'horizon LH de l'érablière pour les différents traitements de l'expérience no. 1 et comparaison aux données recueillies en 1993 et 1994 .....	151
Tableau 73a	Évolution de la teneur en plomb de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours des saisons 1993 et 1994 <sup>1</sup> . ....	216
Tableau 74	Accroissement moyen de la circonférence des érables au cours des saisons 1993 et 1994 <sup>1</sup> .....	220
Tableau 75	Accumulation de matière sèche dans les tissus foliaires d'érable au cours des saisons 1993 et 1994 .....	222
Tableau 76	Influence des traitements sur la croissance des frondes de fougères au cours des saisons 1993 et 1994 .....	222

Tableau 77	Influence des traitements sur la croissance des champignons au cours des saisons 1993 et 1994 .....	223
Tableau 78	Évolution des concentrations en éléments majeurs dans les tissus foliaires d'érable au cours des saisons 1993 et 1994 .....	226
Tableau 79	Évolution des concentrations en éléments mineurs et en métaux dans les tissus foliaires d'érable au cours des saisons 1993 et 1994 .....	227
Tableau 80	Évolution des concentrations en métaux dans les tissus des frondes de fougères au cours des saisons 1993 et 1994 .....	230
Tableau 81	Évolution des concentrations en métaux dans les tissus de champignons au cours des saisons 1993 et 1994 .....	231
Tableau 82	Influence des traitements sur le volume de coulée, l'indice BRIX de la concentration en sucres et sur la teneur en azote minéral de la sève d'érable récoltée au cours des printemps 1993 et 1994 .....	233
Tableau 83	Influence des traitements sur la teneur en métaux de la sève récoltée au cours des printemps 1993 et 1994 .....	234
Tableau 84	Évolution de la teneur des trois fractions azotées dans le sol de la plantation d'arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994 .....	238
Tableau 85	Évolution de la teneur en carbone organique total et du rapport C/N dans la couche 0-15 cm du sol de la plantation d'arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994 .....	240
Tableau 86	Évolution du pH dans la couche 0-15 cm du sol de la plantation d'arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994 .....	242
Tableau 87	Évolution de la teneur en phosphore et en potassium assimilables (extraction Mehlich III) dans le sol de la plantation d'arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994 .....	243
Tableau 88	Évolution de la teneur en calcium et en magnésium assimilables (extraction Mehlich III) dans le sol de la plantation d'arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994 .....	244
Tableau 89	Évolution de la teneur en aluminium et en fer assimilables (extraction Mehlich III) dans le sol de la plantation d'arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994 .....	245
Tableau 90	Évolution de la teneur des métaux extraits à l'eau régale dans le sol de la plantation d'arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994 .....	247
Tableau 91	Charges théoriques en cadmium, en cuivre et en manganèse dans la couche 0-15 cm du sol de la plantation d'arbres de Noël et comparaison aux données recueillies en 1993 et 1994 .....	249
Tableau 92	Évolution de la teneur en plomb de l'eau de percolation récoltée en plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours des saisons 1993 et 1994 .....	316
Tableau 93	Influence des traitements sur la croissance et la qualité générale des arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994 .....	318
Tableau 94	Influence des traitements sur le développement des structures foliaires des arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994 .....	319
Tableau 95	Influence des traitements sur la croissance des plantes herbacées en plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994 .....	324
Tableau 96	Évolution des concentrations en éléments majeurs dans les tissus foliaires de sapin au cours des saisons 1993 et 1994 .....	325

Tableau 97	Évolution des concentrations en éléments mineurs et en métaux dans les tissus foliaires de sapin au cours des saisons 1993 et 1994 . . . . .	326
Tableau 98	Influence des traitements sur la composition chimique des plantes herbacées de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1994 . . . . .	330
Tableau 99	Évolution de la population des agents pathogènes dans le sol de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1994 <sup>1</sup> . . . . .	332

## LISTE DES FIGURES

Figure 1	Évolution de la pluviométrie au niveau des deux sites expérimentaux en 1993 . . . . .	116
Figure 2	Évolution de la pluviométrie au niveau des deux sites expérimentaux en 1994 . . . . .	117
Figure 3	Évolution de la nappe phréatique dans les plantations d'arbres de Noël en 1993 et 1994 . . . . .	118
Figure 4	Évolution du pH de l'eau de ruissellement de l'érablière en fonction des différents traitements au cours de la saison 1994 . . . . .	154
Figure 5	Évolution de la teneur en azote ammoniacal dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1993 . . . . .	156
Figure 6	Évolution de la teneur en azote ammoniacal dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1994 . . . . .	157
Figure 7	Évolution de la teneur en phosphore total de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1993 . . . . .	160
Figure 8	Évolution de la teneur en phosphore total de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1994 . . . . .	161
Figure 9	Évolution de la teneur en aluminium dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1993 . . . . .	162
Figure 10	Évolution de la teneur en aluminium dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1994 . . . . .	163
Figure 11	Évolution de la teneur en cadmium dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1993 . . . . .	164
Figure 12	Évolution de la teneur en cadmium dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1994 . . . . .	165
Figure 13	Évolution de la teneur en fer dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1993 . . . . .	166
Figure 14	Évolution de la teneur en fer dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1994 . . . . .	167
Figure 15	Évolution de la teneur en cuivre dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1993 . . . . .	168
Figure 16	Évolution de la teneur en cuivre dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1994 . . . . .	169
Figure 17	Évolution de la teneur en manganèse dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1993 . . . . .	170



Figure 18	Évolution de la teneur en manganèse dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1994	171
Figure 19	Évolution de la teneur en plomb dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1993	172
Figure 20	Évolution de la teneur en plomb dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1994	173
Figure 21	Évolution du pH de l'eau de percolation de l'érablière au cours de la saison 1994.	180
Figure 22	Évolution de la teneur en azote ammoniacal de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1993	182
Figure 23	Évolution de la teneur en azote ammoniacal de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1994	183
Figure 24	Évolution de la teneur en nitrates de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1993.	186
Figure 25	Évolution de la teneur en nitrates de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1994	187
Figure 26	Évolution de la teneur en phosphore total de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1993	190
Figure 27	Évolution de la teneur en phosphore total de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1994	191
Figure 28	Évolution de la teneur en potassium de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1993	192
Figure 29	Évolution de la teneur en potassium de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1994	193
Figure 30	Évolution de la teneur en calcium de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1993	194
Figure 31	Évolution de la teneur en calcium de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1994	195
Figure 32	Évolution de la teneur en magnésium de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1993	196
Figure 33	Évolution de la teneur en magnésium de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1994	197
Figure 34	Évolution de la teneur en aluminium de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1993	200
Figure 35	Évolution de la teneur en aluminium de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1994	201
Figure 36	Évolution de la teneur en fer de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1993	202
Figure 37	Évolution de la teneur en fer de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1994	203
Figure 38	Évolution de la teneur en cadmium de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1993	208
Figure 39	Évolution de la teneur en cadmium de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1994	209
Figure 40	Évolution de la teneur en cuivre de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1993	210
Figure 41	Évolution de la teneur en cuivre de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1994	211

Figure 42	Évolution de la teneur en manganèse de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1993 . . . . .	212
Figure 43	Évolution de la teneur en manganèse de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1994 . . . . .	213
Figure 44	Évolution de la teneur en zinc de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1993 . . . . .	214
Figure 45	Évolution de la teneur en zinc de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1994 . . . . .	215
Figure 46	Évolution de la population des coliformes fécaux dans le sol de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours des saisons 1993 et 1994 . . . . .	251
Figure 47	Évolution de la population des coliformes totaux dans le sol de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours des saisons 1993 et 1994 . . . . .	252
Figure 48	Évolution de la population des entérocoques dans le sol de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours des saisons 1993 et 1994 . . . . .	253
Figure 49	Évolution du nombre d'oeufs de parasites non pathogènes dans le sol de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours des saisons 1993 et 1994 . . . . .	254
Figure 50	Évolution du nombre de larves de parasites non pathogènes dans le sol de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours des saisons 1993 et 1994 . . . . .	255
Figure 51	Évolution du pH de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) en fonction des différents traitements au cours de la saison 1994 . . . . .	260
Figure 52	Évolution de la teneur en azote ammoniacal dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1993 . . . . .	262
Figure 53	Évolution de la teneur en azote ammoniacal dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1994 . . . . .	263
Figure 54	Évolution de la teneur en phosphore total de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1993 . . . . .	264
Figure 55	Évolution de la teneur en phosphore total de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1994 . . . . .	265
Figure 56	Évolution de la teneur en aluminium dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1993 . . . . .	268
Figure 57	Évolution de la teneur en aluminium dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1994 . . . . .	269
Figure 58	Évolution de la teneur en cuivre dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1993 . . . . .	270
Figure 59	Évolution de la teneur en cuivre dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1994 . . . . .	271
Figure 60	Évolution de la teneur en fer dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1993 . . . . .	272
Figure 61	Évolution de la teneur en fer dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1994 . . . . .	273

Figure 62	Évolution de la teneur en manganèse dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1993 . . . . .	274
Figure 63	Évolution de la teneur en manganèse dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1994 . . . . .	275
Figure 64	Évolution de la teneur en cadmium dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1993 . . . . .	276
Figure 65	Évolution de la teneur en cadmium dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1994 . . . . .	277
Figure 66	Évolution de la teneur en plomb dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1993 . . . . .	278
Figure 67	Évolution de la teneur en plomb dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1994 . . . . .	279
Figure 68	Évolution du pH de l'eau de percolation de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994 . . . . .	284
Figure 69	Évolution de la teneur en azote ammoniacal de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1993 . . . . .	286
Figure 70	Évolution de la teneur en azote ammoniacal de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994 . . . . .	287
Figure 71	Évolution de la teneur en nitrates de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1993 . . . . .	288
Figure 72	Évolution de la teneur en nitrates de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994 . . . . .	289
Figure 73	Évolution de la teneur en phosphore total de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1993 . . . . .	292
Figure 74	Évolution de la teneur en phosphore total de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994 . . . . .	293
Figure 75	Évolution de la teneur en potassium de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1993 . . . . .	294
Figure 76	Évolution de la teneur en potassium de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994 . . . . .	295
Figure 77	Évolution de la teneur en calcium de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1993 . . . . .	296
Figure 78	Évolution de la teneur en calcium de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994 . . . . .	297
Figure 79	Évolution de la teneur en magnésium de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1993 . . . . .	298

Figure 80	Évolution de la teneur en magnésium de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994 .....	299
Figure 81	Évolution de la teneur en aluminium de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1993 .....	302
Figure 82	Évolution de la teneur en aluminium de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994 .....	303
Figure 83	Évolution de la teneur en fer de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1993 .....	304
Figure 84	Évolution de la teneur en fer de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994 .....	305
Figure 85	Évolution de la teneur en cadmium de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1993 .....	308
Figure 86	Évolution de la teneur en cadmium de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994 .....	309
Figure 87	Évolution de la teneur en cuivre de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1993 .....	310
Figure 88	Évolution de la teneur en cuivre de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994 .....	311
Figure 89	Évolution de la teneur en manganèse de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1993 .....	312
Figure 90	Évolution de la teneur en manganèse de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994 .....	313
Figure 91	Évolution de la teneur en zinc de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1993 .....	314
Figure 92	Évolution de la teneur en zinc de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994 .....	315
Figure 93	Influence des traitements sur la coloration du feuillage des arbres de Noël .....	321
Figure 94	Influence de l'application de boues en pente sur le pH de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1994 .....	335
Figure 95	Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en azote ammoniacal dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1993 .....	338

Figure 96	Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en azote ammoniacal dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1994 . . . . .	339
Figure 97	Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en phosphore total de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1993 . . . . .	340
Figure 98	Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en phosphore total de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1994 . . . . .	341
Figure 99	Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en aluminium dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1993 . . . . .	344
Figure 100	Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en aluminium dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1994 . . . . .	345
Figure 101	Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en cadmium dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1993 . . . . .	346
Figure 102	Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en cadmium dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1994 . . . . .	347
Figure 103	Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en cuivre dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1993 . . . . .	348
Figure 104	Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en cuivre dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1994 . . . . .	349
Figure 105	Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en fer dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1993 . . . . .	350
Figure 106	Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en fer dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1994 . . . . .	351
Figure 107	Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en manganèse dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1993 . . . . .	352
Figure 108	Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en manganèse dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1994 . . . . .	353
Figure 109	Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en plomb dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1993 . . . . .	354
Figure 110	Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en plomb dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1994 . . . . .	355
Figure 111	Influence de l'application de boues en pente sur le niveau des coliformes fécaux dans l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours des saisons 1993 et 1994 . . . . .	357

Figure 112	Influence de l'application de boues en pente sur le niveau des coliformes totaux dans l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours des saisons 1993 et 1994 . . . . .	358
Figure 113	Influence de l'application de boues en pente sur le niveau des entérocoques dans l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours des saisons 1993 et 1994 . . . . .	359



## INTRODUCTION

Au Québec, avec la mise en place récente du réseau d'assainissement des eaux usées municipales, la gestion des boues représente une activité de plus en plus importante. Les stations d'épuration québécoises génèrent en effet actuellement environ 200 000 tonnes de boues sèches par année. Bien que certaines stations les incinèrent, la majorité de ces boues sont dirigées vers les sites d'enfouissement sanitaire (Urgel Delisle et associés, 1994). La valorisation agricole constitue cependant une voie d'élimination qui est de plus en plus utilisée et elle est en pleine progression depuis le début des années 1990. Ainsi, on estime qu'environ 1,5 % des boues produites au Québec en 1991 ont été valorisées en agriculture (Beaulieu, 1991). Selon Beaulieu (1994), approximativement 7 % des boues produites au Québec en 1993 ont été recyclées en agriculture alors que le reste (environ 93 %) a été éliminé par enfouissement ou incinération. Les stations des villes de Jonquière et de Victoriaville épandent sur des terres agricoles une proportion importante de leurs boues. Les volumes valorisés récemment par la Communauté urbaine de l'Outaouais et la Ville de Sherbrooke expliquent en grande partie l'augmentation survenue entre 1991 et 1993 (Beaulieu, 1994).

Lorsqu'elles répondent à certains critères de qualité, les boues constituent un amendement organique et une matière fertilisante intéressante à recycler en agriculture et en sylviculture. Leur élimination par enfouissement ou par incinération va à l'encontre des politiques actuelles de conservation des ressources et de valorisation de la biomasse. L'enfouissement représente par ailleurs des coûts de plus en plus élevés pour les stations d'épuration des eaux usées. Réalisée dans des conditions visant à protéger le milieu récepteur de toute contamination, la valorisation agricole et sylvicole des boues pourrait ainsi constituer une voie d'élimination à la fois économique pour la station et bénéfique pour le milieu récepteur.

Même si le milieu forestier est très propice à la valorisation des boues d'épuration (Grenier et Couillard, 1989; Hart *et al.*, 1988), très peu de projets de ce type ont été conduits au Québec jusqu'à maintenant (Beaulieu, 1994), alors que la valorisation agricole a été l'objet de beaucoup plus de recherche et de développement (Urgel Delisle et associés, 1994). Aux États-Unis, l'épandage des boues municipales en milieu forestier est de plus en plus populaire. Certaines villes (ex.: Seattle) ont en effet des programmes qui sont opérationnels depuis quelques années déjà (Beauchemin *et al.*, 1993). Comme le démontrent quelques travaux (Grenier et Couillard, 1989; Henry *et al.*, 1994), les conifères, les feuillus et différents types de plantes ligneuses peuvent bénéficier énormément de la valeur fertilisante des boues. Considérant les coûts importants reliés au temps de régénération des ressources forestières, l'utilisation des boues s'avère aussi une voie intéressante pour améliorer la productivité et raccourcir le temps de reboisement des forêts destinées à l'exploitation (Grenier et Couillard, 1989). De façon générale, le milieu sylvicole présente également des caractéristiques qui se prêtent très bien à la valorisation des boues résiduelles, les risques de contamination de la population étant en effet beaucoup plus faibles qu'avec des applications en milieu agricole (Burd, 1986; Environnement Canada, 1985).



Au Québec, deux guides spécifiques aux milieux agricole et sylvicole (MENVIQ et MAPAQ, 1991; MENVIQ *et al.*, 1991) définissent des critères de bonnes pratiques visant à s'assurer que la valorisation des boues n'aura pas d'impacts négatifs sur les différentes composantes de l'écosystème. Les lignes de conduite du guide de bonnes pratiques de la valorisation agricole ont été établies en fonction de nombreux travaux de recherche et de démonstration menés au Québec et ailleurs dans le monde. Les recommandations exprimées dans le document intitulé: *Valorisation sylvicole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales - Guide de bonnes pratiques*<sup>1</sup> sont, en grande partie, basées sur celles du guide de valorisation agricole. Bien que certains critères tiennent compte de quelques études spécifiques au milieu forestier, la compréhension du comportement et du devenir des contaminants associés à l'épandage de boues en sylviculture accuse toutefois certains retards (Beauchemin *et al.*, 1993). Le milieu sylvicole diffère aussi considérablement des agro-écosystèmes. Certaines pratiques provenant ainsi des essais de valorisation agricole n'ont pas été validées de façon extensive en sylviculture.

L'expertise québécoise en matière de valorisation sylvicole des boues municipales est limitée, ce qui freine son développement. Ainsi, il existe des besoins importants de recherche, de développement et de démonstration. L'écosystème forestier québécois est par ailleurs unique et spécifique et il comporte ses propres caractéristiques climatiques, édaphiques et hydrologiques. Dans ce contexte, il apparaît essentiel de réaliser des travaux de recherche qui permettront de mieux comprendre les différents impacts de la valorisation de boues municipales sur l'écosystème forestier et de valider et optimiser les pratiques sous les conditions du Québec.

Dans le cadre du programme de subvention de la recherche Fonds de recherche et de développement technologique en environnement (FRDT-E), le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) a lancé au printemps 1992 un appel de propositions de recherche visant à améliorer l'expertise scientifique et technique dans le domaine de la valorisation sylvicole des boues d'épuration. L'INRS-Eau, avec l'appui financier et l'expertise du Groupe Environnement Shooner (Groupe Solivar inc.), de la Communauté urbaine de Québec et d'Agriculture Canada et avec la collaboration du Service du suivi environnemental du ministère des Ressources naturelles, du Centre de recherche acéricole du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ), de la Ville de Victoriaville et de l'Université de Sherbrooke a élaboré un projet susceptible de répondre aux besoins de recherche mis en lumière précédemment. La proposition a été acceptée en septembre 1992 par le MEF et l'entente finale de financement et de réalisation a été signée en février 1993.

Les travaux de recherche, effectués en érablière et en plantation de sapins de Noël, ont permis de recueillir différentes données sur la croissance et la nutrition minérale des végétaux ainsi que sur les risques de contamination du sol et de l'eau par les éléments nutritifs, les métaux et certains agents pathogènes. Ce rapport présente les objectifs des recherches effectuées, la méthodologie employée, de même que la compilation et l'interprétation finale des résultats obtenus. Il met en relief également certaines recommandations vis-à-vis les pratiques de valorisation sylvicole des boues d'épuration des eaux usées municipales.

---

<sup>1</sup> Afin d'alléger le texte, on réfère par la suite à ce document par les expressions: "Guide québécois de valorisation sylvicole" ou simplement "le Guide".

## **BUT ET OBJECTIFS DU PROJET DE RECHERCHE**

Le but principal de ces travaux est de valider les pratiques de valorisation sylvicole des boues d'épuration des eaux usées municipales qui sont recommandées dans le Guide québécois de valorisation sylvicole (MENVIQ *et al.*, 1991). Ces recherches visent en particulier à mesurer les impacts de ces pratiques sur le sol ainsi que sur les eaux de ruissellement et de percolation du sol. Grâce au partenariat entre divers intervenants (université, municipalités et entreprise privée), ce projet a également comme but de développer l'expertise québécoise dans le domaine de la valorisation sylvicole des boues municipales.

Cette étude vise plus spécifiquement à évaluer le potentiel d'utilisation des boues municipales dans les érablières exploitées pour la production de bois d'oeuvre, de bois à pâte ou de bois de chauffage, ainsi que dans les plantations de sapins cultivés pour la production d'arbres de Noël.

L'érablière est très représentative du milieu forestier qui est retrouvé à proximité des grands centres urbains du Sud du Québec, *i.e.* susceptible d'être considéré pour la valorisation sylvicole des boues. L'érable à sucre constitue une espèce bien connue car ce feuillu a été beaucoup étudié dans la province au cours des dernières années, à la suite de l'apparition du phénomène de dépérissement des érablières. Même si le Guide ne permet pas la valorisation des boues dans les érablières exploitées pour la production de sirop d'érable, l'utilisation de cette espèce dans le cadre du présent projet offre également une opportunité intéressante pour étudier les impacts sur la sève.

Par ailleurs, les données qui seront recueillies au niveau des plantations d'arbres de Noël permettront de déterminer si les boues peuvent remplacer les fertilisants chimiques et diminuer les coûts de production tout en permettant une croissance optimale des sapins. Certaines des connaissances acquises avec ce type de culture permettront également de mieux connaître l'influence des épandages de boues d'épuration des eaux usées municipales sur les peuplements de conifères et dans les plantations cultivées.

De façon plus particulière, les objectifs à atteindre dans le cadre de ces recherches sont les suivants:

- 1) Déterminer l'influence de plusieurs doses d'épandage de boues municipales sur différents paramètres de croissance de l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.) et du sapin baumier (*Abies balsamae* (L.) Mill.) cultivé pour la production d'arbres de Noël.
- 2) Établir le niveau d'absorption des éléments nutritifs et des métaux par l'érable à sucre, le sapin baumier et quelques espèces du sous-bois de l'érablière.
- 3) Étudier les effets de plusieurs doses d'épandage de boues municipales et de leur application sur terrain en pente sur la chimie du sol et la contamination des eaux de ruissellement et de percolation du sol par les éléments nutritifs, les métaux et certains organismes pathogènes.

- 4) Évaluer les risques de contamination du sol et des eaux par les éléments nutritifs, les métaux et certains organismes pathogènes à la suite de l'épandage en surface de boues municipales en érablière et en plantation de sapins de Noël.
- 5) Identifier les avantages et les inconvénients reliés à l'utilisation des boues municipales en érablière et dans les plantations de sapins cultivés pour la production d'arbres de Noël.
- 6) Vérifier si les critères du Guide québécois de valorisation sylvicole, notamment la dose limite d'épandage de 200 kg/ha d'azote disponible sur une période de 10 ans, permettent de protéger adéquatement les écosystèmes forestiers des risques de contamination par les éléments nutritifs, les métaux et certains organismes pathogènes.

# **1 REVUE DE LITTÉRATURE**

---

## **1.1 Revue générale des pratiques de valorisation sylvicole des boues municipales au Québec et ailleurs dans le monde**

### **1.1.1 Intérêt et avantages à recycler les éléments nutritifs des boues en sylviculture**

L'intérêt porté envers la valorisation des boues municipales en milieu forestier origine de deux besoins principaux: (1) Éliminer les boues accumulées par les stations d'épuration de façon économique et environnementale, et (2) augmenter la productivité des espèces ligneuses par l'amélioration de la fertilité des sols forestiers (Urie *et al.* 1984).

Les pressions sur les ressources forestières sont de plus en plus fortes et l'exploitation intensive peut ainsi perturber le cycle naturel des éléments nutritifs. De façon générale, la fertilisation des forêts exploitées pour le bois ou les fibres demeure peu courante, même si plusieurs travaux montrent que la faible fertilité du sol forestier limite la croissance et la productivité des espèces ligneuses (Grenier, 1989). Le coût élevé des engrais minéraux pourrait expliquer cette situation (Grenier, 1989). Dans ce contexte, la fertilisation avec des boues peut constituer une alternative économique. Par ailleurs, les pépinières et certaines plantations à valeur commerciale élevée (ex.: arbres de Noël) sont fertilisées régulièrement avec des engrais minéraux. Les boues pourraient ainsi remplacer une partie importante des engrais minéraux utilisés dans les pépinières et les plantations. Dans certaines situations, elles pourraient même contribuer à enrichir le sol en matière organique.

Comparativement à l'agriculture, il y a plusieurs avantages à valoriser les boues municipales en milieu forestier. En effet, les risques de contamination de la population humaine sont moins importants (Hart *et al.*, 1988, Cole *et al.* 1983, Olesen et Mark, 1991). La forte production de biomasse des écosystèmes forestiers fait en sorte qu'ils ont une plus grande capacité d'intégration et d'accumulation des éléments nutritifs (Hart *et al.*, 1988). La rhizosphère des sols forestiers est dense, profonde et pérenne, ce qui permet également une absorption rapide et plus importante des éléments nutritifs (Cole *et al.* 1983). Beaucoup de sols forestiers sont poreux et relativement bien drainés. Ils sont ainsi moins enclins au ruissellement de l'eau en surface et à la saturation (Hart *et al.*, 1988, Cole *et al.*, 1983). Finalement, la présence fréquente de fortes quantités de carbone organique dans ces sols permet d'immobiliser une fraction importante de l'azote disponible (Cole *et al.* 1983).

On constate ainsi que la valorisation sylvicole des boues représente une voie de recyclage intéressante et judicieuse, qui va de pair avec les politiques de conservation des ressources.

### 1.1.2 Résumé de différents essais et situation actuelle dans le monde et au Québec

Les premières études importantes visant à établir le potentiel de valorisation des boues municipales en sylviculture ont été entreprises au milieu des années '70 (Bastian, 1986, Cole *et al.*, 1983). Malgré la réalisation de certains travaux en Europe et au Canada, la majorité des programmes de recherche, de développement et de démonstration ont été réalisés jusqu'à maintenant aux États-Unis. Ce pays est d'ailleurs le chef de file dans le domaine de la valorisation sylvicole des boues. Des efforts considérables de recherche et de développement ont été effectués dans l'État de Washington notamment (Henry *et al.*, 1994). Aujourd'hui, la municipalité métropolitaine de Seattle valorise une quantité appréciable de ses boues en milieu forestier (Spencer et Machno, 1986).

La municipalité métropolitaine de Seattle aux États-Unis est d'ailleurs la seule dans le monde qui a réussi jusqu'à maintenant à développer un programme opérationnel de valorisation sylvicole de grande envergure. Les efforts soutenus pendant plus de 20 ans d'innovation, de recherche et de développement sont en grande partie responsables de ce succès. L'intégration au programme de l'entreprise privée et du public a également joué un rôle très important. En se basant sur le cas de Seattle et en considérant le nombre appréciable de travaux de recherche, de développement et de démonstration en cours, il y a lieu de croire que d'autres municipalités dans le monde développeront des programmes de valorisation sylvicole des boues au cours des prochaines années.

Les travaux menés jusqu'à présent aux États-Unis, notamment en Caroline du Sud (Corey *et al.*, 1986), au Maryland (Aschmann *et al.*, 1992), au Michigan (Hart *et al.*, 1988), au New Hampshire (Hornbeck *et al.*, 1979; Medalie *et al.*, 1994) et dans l'État de Washington (Rickerk et Zazoski, 1979; Henry et Cole, 1986; Spencer et Machno, 1986; Henry *et al.*, 1994) montrent un potentiel intéressant pour l'utilisation des boues en milieu forestier. En Europe, certaines recherches réalisées au Danemark (Obsen et Mark, 1991) et au Royaume-Uni (Moffat et Bird, 1989; Moffat *et al.*, 1991) arrivent à des conclusions similaires. Au Canada, des essais sur l'île de Vancouver (Weetman *et al.*, 1994) et au Québec (Gagnon, 1972; Grenier, 1989; Dubé, 1992; Sheedy et Dubé, 1994) permettent de constater que la valorisation sylvicole des boues représente une alternative à envisager.

Plusieurs des travaux identifiés précédemment indiquent que la fertilisation avec des boues municipales peut stimuler considérablement la productivité des écosystèmes forestiers à moyen et long terme. L'application de boues en pré-plantation et sur des jeunes plantations apparaît peu recommandable lorsqu'aucun herbicide n'est utilisé pour supprimer la forte croissance des plantes herbacées (McKee *et al.*, 1986; Henry *et al.*, 1994). Par ailleurs, certains impacts négatifs sur la croissance des arbres ont été observés lors de certaines études. Dans certains cas, l'application des boues a en effet stimulé le broutage du feuillage par les animaux et augmenté l'incidence des dommages causés par les mulots (Hart *et al.*, 1988; Henry *et al.*, 1994). Dans l'État de Washington, des problèmes appréciables de mortalité sont survenus avec l'application de boues liquides secondaires. Des problèmes d'anaérobiose du sol, associés à la nature hygroscopique de ce type de

boues, seraient en cause. La mauvaise aération du système racinaire des arbres les aurait rendus plus vulnérables aux insectes et aux maladies (Edmonds *et al.*, 1990). Les auteurs des travaux en cause rapportent que ces problèmes sont inhabituels et que certaines mesures peuvent permettre de les éviter.

Les risques de contamination de l'eau par les nitrates limitent le plus le taux d'application des boues en forêt (Aschmann *et al.*, 1992; Henry *et al.*, 1994). L'établissement de ces taux est toutefois difficile. Ainsi, les taux suggérés par différents chercheurs dans le monde varient entre 200 et 1 500 kg/ha d'azote total par épandage (environ 100 à 750 kg/ha d'azote disponible (Corey *et al.*, 1986; Hornbeck *et al.*, 1979; Aschmann *et al.*, 1992). La nature des boues et du sol, les conditions climatiques et d'autres composantes de l'écosystème jouent un rôle important.

Les risques de contamination de l'écosystème forestier par les métaux paraissent faibles à court et à moyen terme lorsque les taux d'application permettent d'éviter les impacts négatifs associés aux nitrates (Henry *et al.*, 1994). À long terme, les risques sont beaucoup moins bien documentés. Par ailleurs, selon deux revues de littérature récentes (Couillard *et al.*, 1993; Payment, 1992), les risques associés aux composés organiques de synthèse et aux pathogènes paraissent relativement peu élevés lorsque les taux d'application des boues sont raisonnables. Il subsiste cependant des besoins appréciables de recherche à ce niveau, notamment sur la biologie du sol et la faune.

Il n'existe actuellement pas de programme opérationnel à grande échelle de valorisation sylvicole des boues au Québec (Beaulieu, 1994). Toutefois, certaines études menées par des chercheurs québécois au cours des 20 dernières années montrent des possibilités intéressantes (Gagnon, 1972; Grenier, 1989; Dubé, 1992; Sheedy et Dubé, 1994). Avec la mise en place relativement récente du réseau québécois d'assainissement, la charge du volume de boues à disposer devient de plus en plus élevée dans la province (Couillard, 1989). La sylviculture représente un secteur d'activités très important au Québec. Dans le cadre actuel des nombreux efforts visant à mieux développer le potentiel forestier et à gérer les ressources naturelles de façon plus rationnelle et durable, les possibilités de valorisation sylvicole devraient par conséquent être considérées et mieux étudiées.

### **1.1.3 Considérations économiques, techniques et sociales**

#### Aspects économiques

Quelques travaux se sont penchés sur la rentabilité de la valorisation sylvicole. Des études réalisées dans l'État de Washington montrent que cette alternative est économiquement viable lorsque les sites d'épandage et les moyens techniques sont adéquats (Schreuder *et al.*, 1981; Cole et Henry, 1986). Dans l'État du Michigan, Hart *et al.* (1988) indiquent également que l'épandage de boues en milieu forestier est rentable. Selon cette évaluation, le coût total du transport et de l'application en forêt, normalement assumé par la station, se compare avantageusement à des alternatives plus traditionnelles, telle que l'enfouissement. D'après Hart *et al.* (1988), les bénéfices pour le propriétaire forestier

peuvent être assez appréciables lorsque l'on considère la valeur monétaire de la fertilisation appliquée et l'accroissement ultérieur de la productivité, et cela même s'il a à défrayer certains frais pour la préparation des sites.

##### Aspects techniques

La faisabilité technique représente un défi important lorsque l'on envisage l'épandage de boues en milieu forestier. La présence d'arbres et les conditions topographiques restreignent beaucoup les possibilités de circulation de la machinerie et de l'équipement d'épandage en forêt. Les applications en pré-plantation ou sur de très jeunes peuplements sont les plus faciles à réaliser. Toutefois, plusieurs travaux indiquent que la compétition par les mauvaises herbes et les dommages causés par le broutage et les mulots font en sorte que cette option est peu recommandable (McKee *et al.*, 1986; Henry et Cole, 1986; Henry *et al.*, 1994). Par ailleurs, considérant les coûts associés aux épandages, une application massive à tous les 5 ans paraît préférable à des applications annuelles (Henry et Cole, 1986). La sélection d'un site comportant un sol profond, bien drainé et suffisamment éclairci est également recommandée afin de faciliter les épandages et limiter les risques d'anaérobiose du sol (Edmonds *et al.*, 1990). Finalement, l'aménagement de voies d'accès pour les véhicules d'épandage est parfois nécessaire (Henry et Cole, 1986).

L'application de boues liquides est facile car celles-ci peuvent être pulvérisées sur de bonnes distances avec des systèmes d'irrigation, des canons mobiles et des camions-citernes (Henry *et al.* 1986). À cet effet, un véhicule applicateur tout-terrain muni d'une citerne et d'un canon a été développé dans le cadre des travaux menés dans l'État de Washington. Celui-ci peut circuler dans des sentiers comportant des pentes allant jusqu'à 10 % et pulvériser les boues à près de 45 m (Henry et Cole, 1986). Les boues semi-solides (8 à 18 %) sont plus difficiles à épandre. Celles qui ont une faible siccité peuvent être appliquées directement avec un canon ou un camion-citerne. Lorsque la siccité de ces boues ne permet pas leur aspersion, elles doivent être réhydratées afin de pouvoir les pomper et les pulvériser (Henry *et al.* 1986). Dans le cas des boues solides (> 18 % m.s.), un épandeur à fumier peut être utilisé. Cependant, la distance de projection des boues avec cet équipement est restreinte, de telle sorte que des voies d'accès relativement rapprochées (moins de 15 m) doivent être utilisées. Dans l'État de Washington, les boues sont transportées sous forme solides (20 à 25 % de siccité) jusqu'au site de valorisation. Elles sont par la suite réhydratées jusqu'à une siccité de 12 à 14 % m.s. et épandues à l'aide d'un véhicule applicateur qui circule dans des sentiers distants de 90 m (Henry *et al.*, 1986). Enfin, la revue de différents travaux montre que peu d'essais ont été réalisés avec des boues granulaires séchées.

##### Aspects sociaux

La réceptivité du public joue un rôle de premier plan lorsque l'on envisage la valorisation des boues en milieu forestier. Pour une proportion importante de la population, les boues constituent souvent des rejets malodorants et contaminés par des agents pathogènes et

chimiques. Les citoyens sont ainsi souvent préoccupés par les risques pour la santé humaine et l'environnement et peuvent être réticents à ce que des boues soient épandues en milieu forestier. L'épandage de boues d'une municipalité dans les forêts d'une autre peut souvent être mal reçu par les citoyens de cette dernière (attitudes "Pas dans ma cour") (Peyton et Gigliotti, 1986).

L'information et l'implication du public au tout début du programme de valorisation représente souvent la clé du succès de la valorisation sylvicole. Une étude menée dans l'État du Michigan montre qu'une fois bien informé des avantages et inconvénients associés à la valorisation sylvicole, le public considère cette alternative comme étant une des meilleures pour la gestion des boues. Dans ce cas précis, le sondage qui a été mené montre que les citoyens considèrent que l'incinération des boues constitue l'alternative la plus acceptable, la valorisation sylvicole suivant tout juste après (Gigliotti et Peyton, 1986; Peyton et Gigliotti, 1986). Dans l'État de Washington, certains des premiers essais de valorisation sylvicole ont été mal perçus par le public. Selon Henry et Cole (1986), l'implication et l'information des citoyens a permis d'améliorer considérablement leur perception et leur réceptivité.

#### **1.1.4 Considérations environnementales**

Étant donné leur origine, les boues d'épuration des eaux usées municipales sont susceptibles d'apporter certains contaminants dans le milieu. Ainsi, la présence de contaminants biologiques (organismes pathogènes) et chimiques (métaux lourds et composés organiques de synthèse) dans les boues doit être contrôlée afin de s'assurer que leur valorisation ne comporte aucun risque pour la population humaine et les écosystèmes (Couillard, 1989). Des mesures de protection des écosystèmes et de la population humaine ont donc été développées au cours des deux dernières décennies afin de limiter les risques de contamination du milieu forestier par les agents pathogènes, les métaux, les composés organiques de synthèse et par le lessivage des éléments nutritifs.

Des critères de bonnes pratiques et des recommandations servent à encadrer les activités de valorisation agricole et sylvicole des boues en Amérique du Nord et en Europe. Aux États-Unis et en Europe, on fait très peu de distinction entre les lignes de conduite à adopter pour les milieux agricoles et sylvicoles. Le Québec se distingue à ce titre puisqu'on y retrouve un guide pour la valorisation agricole et un autre développé spécifiquement pour l'utilisation des boues en sylviculture.

Les sous-sections qui suivent résument les principaux critères et recommandations du Guide québécois de valorisation sylvicole (MENVIQ *et al.*, 1991). Des comparaisons avec les lignes de conduite adoptées ailleurs en Amérique du Nord et en Europe y sont également effectuées.



#### 1.1.4.1 Critères concernant le taux d'application et la charge en éléments nutritifs

La limitation du taux d'application des boues et de la charge en éléments nutritifs sous-entend trois objectifs principaux:

- 1) Répondre adéquatement aux besoins nutritifs des cultures visées.
- 2) Restreindre les risques de contamination de l'eau par les éléments nutritifs, en particulier par les nitrates et le phosphore.
- 3) Limiter l'apport de métaux dans les écosystèmes.

En plus de critères au niveau des charges en éléments nutritifs et en métaux, certains pays limitent les volumes et les quantités de solides totaux pouvant être épandus. Selon le tableau 1, les recommandations annuelles varient entre 1,5 et 25 t m.s./ha/année. Plusieurs pays (Allemagne, Danemark, Écosse, Norvège, Pays-Bas, Suisse) préconisent l'application de quantités de boues équivalentes à près de 2 t m.s./ha/année. Le Royaume-Uni permet des applications de boues solides (environ 30 % m.s.) pouvant atteindre 50 t m.h./ha en agriculture et 150 t m.h./ha dans le cas de la revalorisation de sites dégradés. Au Canada, le taux annuel suggéré est de 4,4 t m.s./ha (Webber *et al.*, 1984). En Ontario, on recommande de ne pas appliquer plus de 8 tonnes de solides à l'hectare sur une période de 5 ans. Dans le cas de l'Alberta, les quantités de boues peuvent atteindre 25 t m.s./ha dans certaines conditions. Finalement, afin de restreindre les risques de ruissellement des boues, le Guide québécois de valorisation sylvicole (MENVIQ *et al.*, 1991) limite le volume d'application des boues à 200 m<sup>3</sup>/ha (2 cm d'épaisseur) lors de chaque épandage. D'autres épandages subséquents peuvent toutefois être effectués lorsque le sol a absorbé suffisamment les boues.

Tout en ne minimisant pas les risques associés aux métaux et aux agents pathogènes, les recherches montrent que se sont souvent les risques de contamination de l'eau par les nitrates qui limitent le plus les taux d'applications des boues (Henry et Cole, 1986). Sur cette base, des critères concernant la charge en azote ont été introduits dans certains guides de bonnes pratiques (tableau 1). Au Québec, le Guide de valorisation sylvicole limite le taux d'application des boues en milieu forestier à un équivalent de 200 kg/ha d'azote disponible (disponibilité au cours de la première année) par période de 10 ans. Par ce critère, on vise à restreindre les risques de contamination de l'eau par les nitrates et, également, à limiter les charges en métaux. En Ontario, une limite est également établie pour les boues anaérobies, habituellement plus riches en ammonium. Dans ce cas, les directives recommandent de ne pas dépasser des doses comportant l'équivalent de 135 kg/ha d'azote minéral ( $N-NH_4 + N-NO_3$ ) sur une période de 5 ans. En Alberta, par ailleurs, les taux d'épandage peuvent atteindre 450 kg/ha d'azote minéral par application pour les sites les plus propices.

Tableau 1 Critères concernant le taux d'application des boues et la charge en éléments nutritifs au Québec, ailleurs au Canada et dans le monde

Endroit	Critères	Référence
Québec	<u>Guide de valorisation sylvicole:</u> - Application maximale d'une dose de boues équivalente à 200 kg/ha d'azote disponible sur une période de 10 ans (en une ou plusieurs applications). - Volume maximal de 200 m <sup>3</sup> /ha (2 cm d'épaisseur) par application. - Les applications doivent être effectuées de façon à éviter le ruissellement des boues. - La fertilité du sol et les besoins nutritifs des cultures doivent être considérés.	MENVIQ <i>et al.</i> (1991)
Québec	<u>Guide de valorisation agricole:</u> - Application maximale d'une dose de boues équivalente à 135 kg/ha d'azote disponible sur une période de 5 ans (en une ou plusieurs applications). - Un sol dont le niveau de fertilité dépasse 250 kg/ha de P assimilable (Mehlich III) ne doit pas recevoir de quantité de phosphore supérieure aux besoins de la culture. - Charge hydrique maximale pour les boues liquides (2-12 % m.s.) : 100 m <sup>3</sup> /ha/jour.	MENVIQ et MAPAQ (1991)
Ontario	<u>Guide de valorisation agricole:</u> - Application maximale d'une dose de boues anaérobies équivalente à 135 kg/ha d'azote minéral (N-NH <sub>4</sub> + N-NO <sub>3</sub> ) sur une période de 5 ans. Pour les boues aérobies, égouttées ou séchées, le taux d'application maximum est fixé à 8 t/ha de solides sur 5 ans. - Volume maximal de 130 m <sup>3</sup> /ha (1,3 cm d'épaisseur) de boues liquides par application. - Les boues ne peuvent pas être appliquées sur un sol contenant plus de 60 mg/L de phosphore extractible au bicarbonate de sodium (couche supérieure de 15 cm). - La fertilité du sol et les besoins nutritifs des cultures doivent être considérés.	Ontario (1992)
Alberta	<u>Guide de valorisation agricole:</u> - Application maximale de quantités de boues se situant entre 2,5 et 25 t/ha m.s., dépendamment de la classification du site. - Application maximale de doses se situant entre 200 et 900 kg/ha d'azote total, dépendamment de la classification du site. - Application maximale en surface de doses se situant entre 100 et 450 kg/ha d'azote ammoniacal et nitrique, dépendamment de la classification du site. Lorsque les boues sont injectées dans le sol, les taux d'application sont limités entre 150 et 200 kg/ha d'azote minéral (N-NH <sub>4</sub> + N-NO <sub>3</sub> ). - Volume maximal de 100 m <sup>3</sup> /ha/jour de boues liquides appliquées en surface.	Alberta Environnement (1982)
Canada	- Taux d'application annuel recommandé: 4,4 t (m.s.)/ha/an.	Webber <i>et al.</i> (1984)
États-Unis	- Respect des besoins nutritifs des cultures de façon à éviter la surfertilisation et le lessivage des éléments nutritifs au-delà de la rhizosphère. - Dans l'état de Washington des applications massives atteignant 20 t (m.s.)/ha (environ 750 kg/ha d'azote disponible) à tous les 5 ans sont acceptables.	Water Environment Federation (1993) Bastian (1986)
Allemagne	- Taux d'application annuel recommandé: 1,7 t (m.s.)/ha/an.	Webber <i>et al.</i> (1984)
Danemark	- Taux d'application annuel recommandé: 1,5 t (m.s.)/ha/an.	Webber <i>et al.</i> (1984)
Écosse, Norvège et Pays-Bas	- Taux d'application annuel recommandé: 2 t (m.s.)/ha/an.	Webber <i>et al.</i> (1984)
Finlande	- Taux d'application annuel recommandé: 4 t (m.s.)/ha/an.	Webber <i>et al.</i> (1984)
Royaume-Uni	- Le taux d'application des boues liquides ne devrait pas dépasser 80 m <sup>3</sup> /ha afin de limiter les risques de lessivage des nitrates. Pour les boues solides, les doses d'épandage ne devraient pas excéder 50 t (m.h.)/ha en agriculture et 150 t (m.h.)/ha dans le cas de sites dégradés revalorisés.	Bradley <i>et al.</i> (1991)
Suisse	- Taux d'application annuel recommandé: 2,5 t (m.s.)/ha/an.	Webber <i>et al.</i> (1984)

La valorisation sylvicole des boues doit avant tout répondre aux besoins nutritifs des végétaux et éviter de dépasser la capacité d'assimilation et de recyclage des éléments nutritifs qu'ont les écosystèmes. C'est sur cette base que la nouvelle réglementation américaine limite le taux d'application des boues en agriculture et en sylviculture (tableau 1). La capacité d'utilisation des éléments nutritifs varie énormément d'un écosystème à l'autre et cette approche permet d'ajuster les taux d'application au site sujet à un programme de valorisation. Ainsi, dans l'État de Washington, où la croissance des arbres est rapide et continue, les recherches ont démontré que des taux atteignant environ 700 kg/ha d'azote disponible peuvent être appliqués en milieu forestier. En Caroline du Nord et au New Hampshire, les taux montrent par contre que les doses ne devraient dépasser 200 à 250 kg/ha d'azote disponible. L'approche américaine semble appropriée en autant que les sites sujets à des travaux de valorisation soient très bien caractérisés. Autrement, le manque d'expertise et d'informations pertinentes pourraient cependant conduire à l'application de charges en éléments nutritifs trop élevées.

Par ailleurs, les boues municipales sont également riches en phosphore. Certains guides comportent des recommandations à cet effet (tableau 1). Le Guide de valorisation agricole du Québec (MENVIQ et MAPAQ, 1991) recommande de ne pas dépasser les besoins de la culture lorsque des boues sont épanchées sur des sols qui contiennent plus de 250 kg/ha de phosphore assimilable (Mehlich III). Le fait que les sols forestiers sont habituellement pauvres en phosphore explique que cet aspect n'a pas été considéré dans le Guide sylvicole. Toutefois, on devrait peut être tenir compte de ce critère dans le cas des pépinières et des plantations. Une mesure concernant le phosphore existe également en Ontario et les sols agricoles contenant plus de 60 mg/L de phosphore extractible au bicarbonate de sodium ne doivent pas recevoir de boues.

### 1.1.4.2 Critères concernant les métaux et les composés organiques de synthèse

#### Métaux

Le Guide québécois de valorisation sylvicole (MENVIQ *et al.*, 1991) comporte deux paliers de critères en ce qui concerne la présence de métaux dans les boues. Des teneurs limites dites "souhaitables" et "maximales" sont en effet utilisées (tableau 2). Selon le Guide, les teneurs limites souhaitables constituent une limite qu'il serait préférable de ne pas dépasser, d'après les connaissances actuelles. Lorsque l'analyse de boues indique que la teneur d'un des métaux dépasse la concentration maximale, celles-ci ne peuvent être valorisées. Dans le cas où la concentration d'un des métaux se situe entre les limites souhaitables et maximales, les boues peuvent être épanchées à condition que des analyses de sol soit réalisées afin de s'assurer que la présence de celui-ci ne dépassera pas les teneurs maximales prescrites pour les sols (tableau 3). Des bilans massiques théoriques doivent alors être effectués. Enfin, les teneurs en métaux des sols ayant déjà reçu une application totale de boues équivalente à 200 kg/ha d'azote disponible doivent être établies avant tout autre épandage de boues. Cette mesure a pour but de prévenir la contamination des sols et des cultures.

Tableau 2 Critères concernant les métaux dans les boues au Québec et ailleurs au Canada

Élément	Québec <sup>1</sup>	Ontario <sup>2</sup>		Colombie-Britannique <sup>3</sup>	Alberta <sup>4</sup>	Canada <sup>5</sup>
	Limites souhaitables et maximales (mg/kg m.s.)	Boues anaérobies Ratios minimums actuels et visés à long terme (N <sub>minéral</sub> /métal)	Boues aérobies Limites actuelles et visées à long terme (mg/kg m.s.)	Limites pour les boues de haute et de basse qualité (mg/kg m.s.)	Ratios minimums (N <sub>total</sub> /métal) ou (P <sub>total</sub> /métal)	Limites maximales (mg/kg m.s.)
As	15 (30)	100 (480)	170 (35)	75		75
B	100 (200)				300 ou 120	
Cd	10 (15)	500 (4200)	34 (4)	20 (25)	1500 ou 600	20
Co	50 (100)	50 (220)	340 (77)	150		150
Cr	500 (1000)	6 (32)	2800 (530)		20 ou 8,0	
Cu	600 (1000)	10 (45)	1700 (380)		15 ou 6,0	
Hg	5 (10)	1500 (8400)	11 (1,4)	5 (10)	3000 ou 1100	5
Mn	1500 (3000)					
Mo	20 (25)	180 (1700)	94 (1,2)	20		20
Ni	100 (180)	40 (210)	420 (80)	180 (200)	100 ou 40	180
Pb	300 (500)	15 (75)	1100 (220)	500 (1000)	20 ou 8,0	500
Se	14 (25)	500 (2800)	34 (6)	14		14
Zn	1750 (2500)	4 (20)	4200 (840)	1850 (2500)	10 ou 4,0	1850

1. Guide québécois de valorisation sylvicole des boues (MENVIQ *et al.*, 1991). Les limites maximales sont entre parenthèses.
2. Directives ontariennes concernant l'utilisation de boues d'épuration sur des terres agricoles (Ontario, 1992). Les limites visées à long terme sont entre parenthèses.
3. Tiré de Bradley *et al.* (1992). Les limites pour les boues de basse qualité sont entre parenthèses.
4. Guide albertain de valorisation agricole des boues municipales (Alberta Environment, 1982). Les ratios P<sub>total</sub>/métal sont entre parenthèses. Les boues peuvent être valorisées si un des deux ratios est atteint.
5. Tiré de Bradley *et al.* (1992). Les critères concernent les boues et les produits à base de boues qui ont une teneur en azote total (base m.s.) ≤ 5 %.

Tableau 3 Charges et teneurs totales en métaux acceptables pour les sols au Québec et ailleurs au Canada

Élément	Charges maximales et annuelles recommandées (kg/ha)							Teneur totale**			
	Canada <sup>2,4</sup>	Ontario <sup>3</sup>	Colombie-Britannique <sup>2</sup>	Alberta <sup>2</sup>	Saskatchewan <sup>2</sup>	Manitoba <sup>2</sup>	Nouvelle-Écosse <sup>2</sup>	Québec <sup>1</sup>		Ontario <sup>3</sup>	
								( µg/g)	( kg/ha)	( µg/g)	( kg/ha)
As	15 (0,33)*	14	15		12	0,85	9,0	7,5	16,8	14	31
B				5-10		580					
Cd	4,0 (0,09)*	1,6	4,0	0,8-1,5	1,2	1,1	1,0	2,0	4,5	1,6	3,6
Co	30 (0,67)*	30	30		30	1,4	19	15	34	20	45
Cr		210		50-100	100	205	130	120	270	120	270
Cu		150		100-200	120	45	95	100	225	100	225
Hg	1,0 (0,022)*	0,8	1,0	0,2-0,5	0,4	0,15	0,5	0,5	1,1	0,5	1,1
Mn											
Mo	4,0 (0,09)*	4,0	4,0		4,0	< 2,8	2,5	2,0	4,5	4,0	9,0
Ni	36 (0,8)*	32	36	12-25	30	4,8	20	18	40	32	72
Pb	100 (2,2)*	90	100	50-100	80	60	55	50	110	60	134
Se	2,8 (0,06)*	2,4	2,8		2,0	0,15	1,5	1,4	3,1	1,6	3,6
Zn	370 (8,2)*	330	330	150-300	300	225	200	185	415	220	495

1. Guide québécois de bonnes pratiques de valorisation sylvicole des boues (MENVIQ et al., 1991). Concentration mesurée préférablement dans l'horizon B.

2. Tiré de Bradley et al. (1992).

3. Directives ontariennes concernant l'utilisation de boues d'épuration sur des terres agricoles (Ontario, 1992).

4. Tiré de Webber et al. (1984).

\* Les chiffres suivi d'un astérisque sont les charges annuelles maximales recommandées.

\*\* Sur une profondeur de 15 cm de sol, une concentration de 1 µg/g équivaut à 2,4 kg/ha (CPVQ, 1988).

Lorsque l'on considère l'ensemble des critères canadiens de qualité des boues au point de vue de leur teneur en métaux (tableau 2), on constate que ceux du Québec sont actuellement les plus sévères. L'approche ontarienne comporte des exigences adaptées à chaque type de boues. Dans le cas des boues digérées aérobies, les limites ont été fixées en fonction de la teneur de chacun des métaux sur une base de matière sèche. En ce qui a trait aux boues déshydratées ou séchées, la teneur en métaux des boues liquides avant déshydratation ou séchage doit être utilisée. Au niveau des boues liquides anaérobies, les critères ontariens sont établis sur la base d'un rapport entre l'azote minéral ( $N-NH_4 + N-(NO_2-NO_3)$ ) et le métal concerné. L'Alberta a également adopté une approche similaire. Ce type de rapport vise ainsi à limiter la charge en métaux en fonction de la valeur azotée des boues. À plus long terme, les autorités ontariennes prévoient un resserrement des critères, qui les rendra plus sévères que ceux actuellement en vigueur au Québec.

De façon générale, les limites québécoises concernant la présence de métaux dans les boues sont semblables à celles de plusieurs pays européens (tableau 4). Les Pays-Bas ont mis en place des critères de qualité des boues plus élevés au cours des dernières années afin de mieux protéger les terres agricoles, une richesse constamment menacée dans ce pays comportant une forte densité de population. La nouvelle réglementation néerlandaise a été établie de façon à limiter de façon très stricte l'accumulation de métaux dans les sols. Avec le resserrement des normes de qualité prévu d'ici l'an 2000, très peu de boues pourront être valorisées aux Pays-Bas.

Comparativement à la plupart des pays, la nouvelle réglementation américaine, mise en place en 1993, comporte des exigences beaucoup moins sévères au niveau de la présence de métaux dans les boues (tableau 4). Cette dernière établit deux classes de qualité de boues. Ainsi, pour des boues qui répondent aux critères de boues dites "de haute qualité", il n'est désormais plus obligatoire de mesurer la charge des métaux au niveau du sol. Les boues qui ont des teneurs se situant entre celles des boues de haute qualité et les limites maximales peuvent être valorisées, à condition que les charges maximales en métaux dans les sols ne soient pas dépassées (tableau 5). Selon les données du tableau 4, on constate que les seuils des teneurs limites en métaux dans les boues aux États-Unis sont considérablement plus élevés que ceux qui sont recommandés ailleurs dans le monde. Au cours des dernières années, les États-Unis constituent un des seul pays qui a abaissé ses exigences au niveau de la présence des métaux dans les boues.

La limitation de la charge en métaux sur les sols est un des critères les plus employés pour restreindre les risques de contamination. Au Québec, comme il a déjà été mentionné, lorsque la concentration d'un des métaux se situe entre les limites souhaitables et maximales du tableau 2, des analyses de sol doivent être réalisées afin de s'assurer que la charge ajoutée ne contribuera pas à dépasser les teneurs maximales permises dans le sol (tableau 3). La teneur des différents métaux dans les sols ayant déjà reçu une application totale de boues équivalente à 200 kg/ha d'azote disponible doit également être mesurée avant tout autre épandage de boues. Selon les tableaux 3 et 5, on constate que les critères québécois et canadiens sont similaires et assez sévères lorsqu'on considère les

Tableau 4 Situation des critères québécois concernant les métaux dans les boues par rapport à ceux d'autres pays dans le monde

Élément	Québec <sup>1</sup>	États-Unis <sup>2</sup>	Pays-Bas <sup>3</sup>	Autriche <sup>5</sup>	Belgique <sup>4</sup>	Danemark <sup>4</sup>	Écosse <sup>5</sup>	Finlande <sup>4</sup>	France <sup>4</sup>	Norvège <sup>4</sup>	Suisse <sup>4</sup>	Allemagne <sup>3</sup>	C.E.E. <sup>3</sup>
	Limites souhaitables et maximales (mg/kg m.s.)	Critères pour des boues de haute qualité et limites maximales (mg/kg m.s.)	Limites actuelles et envisagées en 1995-2000 (mg/kg m.s.)	Limites maximales (mg/kg m.s.)	Limites maximales (mg/kg m.s.)	Limites maximales (mg/kg m.s.)	Limites maximales (mg/kg m.s.)	Limites maximales (mg/kg m.s.)	Limites maximales (mg/kg m.s.)	Limites maximales (mg/kg m.s.)	Limites maximales (mg/kg m.s.)	Limites maximales (mg/kg m.s.)	Limites souhaitables et maximales (mg/kg m.s.)
As	15 (30)	41 (75)	25 (15)		10		150						
B	100 (200)												
Cd	10 (15)	39 (85)	3,5 (1,25)	10	10	8	20	30	20	10	30	20	20 (40)
Co	50 (100)				20			100		20	100		
Cr	500 (1000)	1200 (3000)	350 (75)	500	500		2000	1000	1000	200	1000	1200	
Cu	600 (1000)	1500 (4300)	425 (75)	500	500		1500	3000	1000	1500	1000	1200	1000 (1750)
Hg	5 (10)	17 (57)	3,5 (0,75)	10	10	6	7,5	25	10	7	10	25	16 (25)
Mn	1500 (3000)				500		25	3000		500			
Mo	20 (25)	Aucun* (75)									20		
Ni	100 (180)	420 (420)	70 (30)	100	100	30	600	500	200	100	200	200	300 (400)
Pb	300 (500)	300 (840)	300 (100)	500	300	400	1500	1200	800	300	1000	1200	750 (1200)
Se	14 (25)	36 (100)			25		40		100				
Zn	1750 (2500)	2800 (7500)	1400 (300)	2000	2000		2500	5000	3000	3000	1000	3000	2500 (4000)

1. Guide québécois de bonnes pratiques de valorisation sylvicole des boues (MENVIQ et al., 1991). Les limites maximales sont entre parenthèses.

2. Réglementation américaine. Valorisation agricole et sylvicole (Water Environment Federation (1993). Les limites maximales sont entre parenthèses.

\* La limite concernant le molybdène pour les boues de haute qualité est suspendue temporairement. Cette limite est présentement en révision (Bryant, 1994).

3. Approches néerlandaise et européenne pour la valorisation agricole (Meijer, 1992). Les limites envisagées aux Pays-Bas en 1995-2000 et maximales pour la C.E.E. sont entre parenthèses.

4. Tiré de Bradley et al. (1992) et Webber et al. (1984).

5. Tiré de Tjell (1986).

Tableau 5 Situation des critères québécois concernant les métaux dans les sols par rapport à ceux d'autres pays dans le monde

Élément	Charges maximales et annuelles recommandées (kg/ha)										Teneur totale (µg/g de sol sec)					Concentrations phytotoxiques <sup>7</sup>	
	Alle- magne <sup>2, 4</sup>	C.E.E. <sup>5</sup>	Dane- mark <sup>4</sup>	Écosse <sup>3</sup>	États- Unis <sup>6</sup>	France <sup>2, 4</sup>	Pays- Bas <sup>2, 4</sup>	Nor- vège <sup>2, 4</sup>	Royaume- Uni <sup>2, 4</sup>	Suisse <sup>4</sup>	Québec <sup>1</sup>	Alle- magne <sup>4</sup>	C.E.E. <sup>5</sup>	France <sup>4</sup>	Royaume- Uni <sup>4</sup>	(kg/ha)	(µg/g)
As		0,7*		30 0,3*	41 2,0*		2,0 0,02*	10 0,33*			7,5		50		10	34 / 112	15 / 50
B								3,5*							3,25	56 / 224	25 / 100
Cd	8,4 0,033*	0,15*	0,2 0,010*	4,0 0,04*	39 1,9*	5,4 0,06*	2,0 0,02*	0,2 0,02*	5,0 0,17*	0,075*	2,0	3,0	3,0	2,0	3,5	7 / 18	3 / 8
Co								0,4 0,04*		0,25*	15					56 / 112	25 / 50
Cr	210 2,0*	15*		300 4,0*	3000 150*	360 3,0*	100	4,0 0,4*	1000 33*	2,5*	120	100	600	150	600	168 / 224	75 / 100
Cu	210 2,0*	75*		200 3,0*	1500 75*	210 3,0*	120 1,0*	30 3,0*	280 9,3*	2,5*	100	100	130, 170, 225, 330**	100	140	134 / 280	60 / 125
Hg	5,7 0,042*	0,1*	0,010*	1,0 0,015*	17 0,85*	2,7 0,03*	2,0 1,2*	0,14 0,014*	2,0 0,067*	0,025*	0,5	2,0	1,5	1,0	1,0	0,7 / 11	0,3 / 5
Mn							0,02*	10 1,0*								3360 / 6720	1500 / 3000
Mo		0,2*		5,0 0,05*	En révision			4,0 0,13*	0,05*		2,0		4,0		4,0	4,5 / 22	2,0 / 10
Ni	60 0,33*	3,0*	0,045*	120 1,2*	420 21*	60 0,6*	20 0,2*	2,0 0,2*	70 2,3*	0,5*	18	50	80, 100, 125, 180**	50	35	224	100
Pb	210 2,0*	15*	0,6*	225 3,0*	300 15*	210 2,4*	100 1,0*	6,0 0,6*	1000 33*	2,5*	50	100	300	100	550	224 / 896	100 / 400
Se		0,15*		6,0 0,08*	100 5,0*	0,3*		5,0 0,5*	5,0 0,17*		1,4		5,0	10	3,0	11 / 22	5 / 10
Zn	750 5,0*	15*		375 5,0*	2800 140*	750 9,0*	400 4,0*	60 6,0*	560 18,6*	2,5*	185	300	330, 420, 500, 750**	300	280	157 / 896	70 / 400

1. Guide québécois de bonnes pratiques de valorisation sylvicole des boues (MENVIQ et al., 1991).
2. Tiré de Beauchemin *et al.* (1993).
3. Tiré de Tjell (1986).
4. Tiré de Webber et al. (1988).
5. Tiré de Bradley et al. (1992).
6. Tiré de Water Environment Federation (1993). Les valeurs pour le molybdène sont en révision et aucun critère ne s'applique actuellement (Bryant, 1994).
7. Kabata-Pendias et Pendias (1984), tiré de Beauchemin *et al.* (1993). Les deux valeurs sont les concentrations minimales et maximales avec lesquelles des problèmes de phytotoxicité ont été rapportées dans différentes études.  
\* Les chiffres suivi d'un astérisque sont les charges annuelles maximales recommandées.  
\*\* Valeurs pour des gammes de pH de sol de 5,0 < 5,5, 5,5 < 6,0, 6,0-7,0 et >7,0 respectivement.  
Sur une profondeur de 15 cm de sol, une concentration de 1 µg/g équivaut à 2,24 kg/ha (CPVQ, 1988).



charges et les teneurs maximales recommandées ailleurs dans le monde. Plusieurs pays d'Europe permettent une plus grande accumulation de métaux tels que le Cr, le Cu, le Pb et le Zn dans les sols. Les teneurs limites recommandées pour ces métaux dépassent parfois même les seuils de phytotoxicité rapportés par Kabata-Pendias et Pendias (1984). Aux États-Unis, la nouvelle réglementation est encore plus permissive. En fait, les charges en métaux permises sont considérablement plus élevées et la plupart se situent au-delà des seuils de phytotoxicité, ce qui est assez surprenant. Les charges maximales pour les sols américains ont été fixées selon une approche d'établissement global du risque ('risk assesment'). Les risques de phytotoxicité associés aux métaux sont discutés dans la section 1.2.2.3 et l'approche américaine y est également évaluée de façon plus approfondie.

### Composés organiques de synthèse

Le tableau 6 résume les normes en vigueur ou envisagées pour la valorisation agricole ou sylvicole des boues résiduares au Québec, ailleurs au Canada et dans certains pays. Actuellement, très peu de normes considérant les composés organiques ont été élaborées dans la plupart des pays industrialisés. Seuls les BPC ont été l'objet de recommandations pour les boues d'épuration des eaux usées municipales. De plus en plus de pays étudient les possibilités d'établir des lignes de conduite plus précises. Au Québec, les Guides de valorisation sylvicole et agricole recommandent que les boues contenant plus de 10 mg/kg sec de BPC ne soient pas valorisées alors que celles comportant entre 3 et 10 mg/kg sec de BPC soient enfouies ou injectées dans le sol. La nouvelle réglementation de 1992 de l'EPA quant à elle n'impose aucune exigence au niveau des composés organiques pour la valorisation agricole et sylvicole. Cette réglementation se base sur les résultats d'une enquête nationale (National Sewage Sludge Survey) sur la composition des boues et qui indiquent que celles-ci sont peu contaminées. L'ancienne norme concernant les BPC a également été éliminée. L'usage restreint et la diminution de la teneur en BPC des boues au cours des dernières années motivent cette décision.

#### **1.1.4.3 Critères concernant la stabilisation biologique et les pathogènes**

Selon le Guide québécois de valorisation sylvicole (MENVIQ *et al.* 1991), seules les boues stabilisées par digestion aérobie, par digestion anaérobie ou par un traitement à la chaux ainsi que les boues provenant de systèmes de traitement d'eaux usées (aération prolongée, fossé d'oxydation, étangs, etc.) dont l'âge-équivalent est supérieur à 20 jours peuvent être valorisées. Les boues stabilisées par d'autres techniques reconnues (ex.: séchage à haute température) sont biologiquement aptes à la valorisation sylvicole. Par ailleurs, pour être valorisées en milieu forestier, les boues traitées à la chaux doivent montrer un pH supérieur à 12 pendant une période minimale de deux heures après l'ajout de chaux (chaux vive, CaO ou chaux hydratée, Ca(OH)<sub>2</sub>). Enfin, le Guide recommande de prendre les mesures nécessaires pour protéger les applicateurs de boues et les travailleurs et pour empêcher l'accès au public des sites valorisés pendant une période de 12 mois.

Tableau 6 Normes et recommandations relatives aux composés organiques de synthèse qui sont en vigueur ou envisagées dans différents pays pour la valorisation agricole ou sylvicole des boues municipales

PAYS	Normes et recommandations en vigueur ou envisagées	# Référence
ALLEMAGNE	Limites envisagées en 1991 pour restreindre la teneur des organohalogénés persistants (BPC, dioxines/furannes, etc.) pour la valorisation agricole des boues d'épuration des eaux usées. Valeur limite de 500 mg/kg de boue sèche pour les organohalogènes totaux adsorbés ("Adsorbed organohalogen", AOX)	Leschber (1991)
CANADA (Alberta)	Aucune ligne de conduite ne vise spécifiquement les composés organiques pour la valorisation agricole ou sylvicole.	Neuman et Henry (1990)
CANADA (Ontario)	Aucune ligne de conduite ne vise spécifiquement les composés organiques pour la valorisation agricole ou sylvicole. "Il existe des lacunes importantes dans l'ensemble des connaissances acquises sur la destinée des contaminants organiques dans les boues d'épuration appliquées sur des terres agricoles. Cependant, rien n'indique présentement qu'ils posent un problème."	Ontario (1992)
CANADA (Québec)	Les boues d'épuration des eaux usées contenant plus de 10 mg/kg sec de BPC ne peuvent être valorisées en agriculture et en sylviculture. Dans le cas des boues comportant de 3 à 10 mg/kg sec de BPC, celles-ci doivent être enfouies ou injectées dans le sol (10 cm de profondeur) (Valorisation agricole et sylvicole)	MENVIQ et MAPAQ (1991) MENVIQ <i>et al.</i> (1991)
COMMUNAUTÉ ÉCONOMIQUE EUROPÉENNE	Aucune restriction légale en vigueur dans les pays de la CEE en ce qui concerne la valorisation agricole et sylvicole des boues d'épuration des eaux usées municipales au niveau des composés organiques. Plusieurs pays de la CEE envisagent des limites et des recommandations afin de restreindre les risques de pollution associés à la présence de composés organiques de synthèse dans les boues.	Gswind <i>et al.</i> (1992) Wild <i>et al.</i> (1991) Wild et Jones (1992)
ÉTATS-UNIS	La nouvelle réglementation de l'EPA (1992) n'impose aucune exigence au niveau des composés organiques pour la valorisation agricole et sylvicole. Cette réglementation se base sur les résultats d'une enquête nationale (National Sewage Sludge Survey) sur la composition des boues et qui indique que celles-ci sont peu contaminées. L'ancienne norme concernant les BPC a également été éliminée. L'usage restreint et la diminution de la teneur des BPC dans les boues au cours des dernières années motivent cette décision.	O'Connor <i>et al.</i> (1991) Water Environment Federation (1993) Webber et Lesage (1989)
SUÈDE	Sous la pression du public, l'épandage de boues d'épuration des eaux usées municipales sur des sols agricoles est désormais interdit (1992)	Wild et Jones (1992)

1. Tiré de Couillard et Chouinard (1993).

La détermination précise de l'âge-équivalent des boues est souvent difficile à effectuer. De nombreux facteurs (temps de séjour dans les différentes composantes des systèmes d'épuration, niveau d'aération, température, etc.) peuvent en effet influencer ce type de stabilisation. Plusieurs boues peuvent répondre à ce critère et varier considérablement quant à leur degré de stabilisation. En fait, ce critère ne permet pas une évaluation rigoureuse du degré de stabilisation et peut laisser place à une certaine subjectivité.

Comparativement au Guide du Québec, la nouvelle réglementation américaine comporte beaucoup plus de précisions et d'exigences au niveau de la stabilisation biologique et de la présence de certains pathogènes dans les boues. En effet, en plus du type de traitement de stabilisation, celle-ci considère également des critères faisant intervenir la densité de certains pathogènes (coliformes fécaux, helminthes, salmonelles, virus entériques) et des mesures de réduction de l'attrance des boues pour les vecteurs potentiels (insectes, rongeurs, oiseaux).

De façon générale, deux classes de qualité biologique de boues peuvent être valorisées en agriculture et en sylviculture aux États-Unis: les classes A et B (tableau 7). Toutes les boues ensachées et vendues doivent être de classe A. En milieu forestier des boues de classe A et B peuvent être utilisées. Dans le cas des boues de classe B, des mesures de restrictions de l'accès aux sites valorisés doivent également être prises. Ainsi, la réglementation américaine prescrit de restreindre l'accès au public pendant au moins 30 jours pour les sites comportant un faible potentiel d'exposition et au moins un an pour les sites ayant un potentiel élevé de contact avec les boues. En sylviculture, la deuxième mesure s'appliquerait puisque les boues ne sont habituellement pas enfouies. Par ailleurs, certaines mesures doivent être prises afin de limiter les risques de propagation des agents pathogènes par des vecteurs tels que les insectes, les rongeurs et les oiseaux. Au moins une de ces mesures (tableau 7) doit être satisfaite lorsque l'on envisage de valoriser les boues en agriculture ou sylviculture.

#### **1.1.4.4      Autres recommandations pour la protection de l'environnement et de la santé humaine**

Le Guide québécois de valorisation sylvicole (MENVIQ *et al.*, 1991) comporte d'autres critères et recommandations qui ont pour but de protéger les populations humaines et l'ensemble des écosystèmes, notamment en ce qui a trait à la qualité des sols et de l'eau. Ces critères sont résumés dans les tableaux 8 à 10.

Même s'il concerne surtout la valorisation agricole des boues, le guide de l'Ontario (Ontario, 1992) comporte des critères de protection des écosystèmes et des populations comparables à ceux du Québec. Ceux-ci ont été intégrés dans les tableaux 8 à 10. Par ailleurs, la nouvelle réglementation américaine (Bastian, 1993; Water Environment Federation, 1993), qui considère la valorisation agricole et sylvicole, établit aussi des lignes de conduites supplémentaires à celles déjà présentées jusqu'ici. Celles-ci figurent également dans les tableaux 8 à 10.

Tableau 7 Critères concernant la qualité biologique des boues aux États-Unis et mesures prescrites pour la réduction de l'attirance des vecteurs

Classe	Critères requis <sup>a</sup>
<b>A</b>	1) Densité de coliformes fécaux < 1000 MPN/g solides totaux ou densité de salmonelles < 3 MPN/4 g solides totaux. 2) Maintien des boues à une température $\geq 50$ °C pendant un temps minimum prescrit par une charte. ou Chaulage à pH > 12 pendant au moins 72 heures avec maintien de la température supérieure à 52 °C pendant au moins 12 heures et séchage à l'air à une siccité supérieure à 50 %. ou Densité de virus entériques < 1 pfu/4 g de solides totaux et moins d'un oeuf viable d'helminthes/4 g de solides totaux. ou Compostage à une température minimale de 55 °C pendant au moins 15 jours. ou Séchage à une température minimale de 80 °C à une siccité de 90 % ou plus. ou Traitement thermique à 180 °C ou plus pendant au moins 30 minutes. ou Digestion aérobie thermophile (55-60 °C) pendant au moins 10 jours. ou Irradiation bêta ou gamma (>1 megarad). ou Pasteurisation à une température minimale de 70 °C pendant au moins 30 minutes.
<b>B</b>	Digestion aérobie (40 jours à 20 °C, 60 jours à 15 °C). ou Séchage sur lit pendant un minimum de 3 mois, dont 2 mois à une température supérieure à 0°C. ou Digestion anaérobie (15 jours à 35-55 °C, 60 jours à 20 °C). ou Compostage à une température minimale de 40 °C pendant au moins 5 jours dont au moins 4 heures à une température supérieure à 55 °C. ou Chaulage à pH minimum de 12 pendant au moins deux heures. ou Densité de coliformes fécaux de 2 000 000 MPN par gramme de solides totaux (moyenne d'un minimum de 7 échantillons). ou Densité de coliformes fécaux de 2 000 000 CFU par gramme de solides totaux (moyenne d'un minimum de 7 échantillons).
<b>Mesures de réduction de l'attirance des vecteurs<sup>b</sup></b>	1) Réduction de 38 % des solides volatils à la suite de traitements de digestion aérobie ou anaérobie. 2) Pour les boues anaérobies ayant eu une réduction des solides volatils de moins de 38 %, on doit pouvoir démontrer qu'elles auront une perte additionnelle de solides volatils inférieure à 17 % avec un séjour supplémentaire de 40 jours dans les digesteurs à une température minimale de 30 °C. 3) Pour les boues aérobies ayant eu une réduction des solides volatils de moins de 38 %, on doit pouvoir démontrer qu'elles auront une perte additionnelle de solides volatils inférieure à 15 % avec un séjour supplémentaire de 30 jours dans les digesteurs à une siccité inférieure à 2 % et à une température minimale de 20 °C. 4) Taux spécifique de consommation de l'oxygène ('specific oxygen uptake rate', SOUR) égal ou inférieur à 1,5 mg O <sub>2</sub> /heure par gramme de solides totaux à 20 °C pour les boues aérobies. 5) Maintien de la température supérieure à 40 °C pour au moins 14 jours et de la température moyenne à 45 °C pendant la même période pour les procédés de compostage. 6) Maintien du pH des boues chaulées à 12 pendant un minimum de 2 heures et à un pH minimum de 11,5 pendant 22 heures additionnelles. 7) Siccité minimale de 75 % lorsque les boues ne contiennent pas de solides primaires non stabilisés et siccité minimale de 90 % lorsqu'elles en contiennent. 8) Injection ou incorporation des boues dans le sol. Incorporation au sol dans un délai maximum de 6 heures.

a. MPN: "Most Probably Number"; CFU: "Colony Forming Units"; PFU: "Plaqué forming unit"

b. Au moins une de ces mesures doit être rencontrée pour permettre la valorisation des boues en milieu agricole ou sylvicole, Tiré de Bastian (1993).

Tableau 8 Résumé des critères de protection du milieu récepteur recommandés au Québec, en Ontario et aux États-Unis.

<b>Guide de valorisation sylvicole du Québec</b>	
1)	Profondeur minimal du sol d'au moins 1,5 m jusqu'à la roche-mère.
2)	Pente maximale du terrain: 9 %
3)	Nappe phréatique à un minimum d'un mètre sous la surface pour les sols d'infiltration lente à modérée et à 1,5 m pour les sols d'infiltration rapide au moment de l'application des boues
4)	Épandage interdit sur les tourbières, les sols situés en zone inondable et les sols favorables au ravinement.
5)	Épandage interdit sur les sols saturés d'eau, gelés ou enneigés.
6)	Certains paramètres de base doivent être analysés dans le sols forestiers sujets à la valorisation des boues: pH, N <sub>total</sub> , matière organique, rapport C/N, P <sub>disponible</sub> , (K, Ca et Mg) échangeables.
7)	Les sols des peuplières doivent comporter un pH <sub>eau</sub> égal ou supérieur à 6,0. Lorsque celui-ci est inférieur à 6,0, il est nécessaire de suivre l'évolution des métaux, surtout ceux qui pourraient être solubilisés et lessivés.
<b>Guide de valorisation agricole de l'Ontario</b>	
1)	Profondeur minimal du sol d'au moins 1,5 m jusqu'à la roche-mère.
2)	Nappe phréatique à un minimum de 0,9 m sous la surface du sol au moment de l'application des boues.
3)	Épandage interdit sur les sols gelés.
<b>Nouvelle réglementation américaine (valorisation agricole et sylvicole)</b>	
1)	Épandage interdit sur les sols saturés d'eau, gelés ou enneigés

Tableau 9 Résumé des critères liés à la qualité de l'eau recommandés au Québec, en Ontario et aux États-Unis.

<b>Guide de valorisation sylvicole du Québec</b>	
1)	Ne pas valoriser de boues à moins de 90 m des puits et sources d'eau.
2)	Distances minimales en bordure des cours d'eau:
	Pente de 0 à 3 %                      60 m
	Pente de 3 à 6 %                     120 m
	Pente de 6 à 9 %                    180 m
3)	Ne pas valoriser de boues à moins de 10 m des fossés de drainage.
<b>Guide de valorisation agricole de l'Ontario</b>	
1)	Ne pas épandre de boues à moins de 15 m d'un puits foré et de 90 m dans le cas de tout autre type de puits.
2)	Distances minimales en bordure des cours d'eau
	Pente 0 à 3 %, perméabilité rapide à modérément rapide                      50 m
	Pente 0 à 3 %, perméabilité modérée à lente    100 m
	Pente 3 à 6 %, perméabilité rapide à modérément rapide                      50 m
	Pente 3 à 6 %, perméabilité modérée à lente    100 m
	Pente 6 à 9 %, perméabilité rapide à modérément rapide                      50 m
	Pente 6 à 9 %, perméabilité modérée à lente    100 m
	Pente > 9 %    Interdit
3)	L'épandage doit être arrêté lorsqu'on s'attend à du ruissellement
<b>Nouvelle réglementation américaine (valorisation agricole et sylvicole)</b>	
1)	Ne pas appliquer de boues à moins de 10 m des cours d'eau.

Tableau 10 Résumé des critères liés aux populations et activités humaines, à la vie animale et végétale et au temps d'épandage

<b>Guide de valorisation sylvicole du Québec</b>	
1) Distances minimales à respecter:	
Zone résidentielle	500 m
Établissement et son terrain	200 m
Habitation ou édifice isolé	90 m
Zone récréative	200 m
Route	10 m
Fossé de drainage	10 m
Route	10 m
Ligne de propriété	10 m
2) La date limite des épandages à l'automne ne doit pas dépasser le 30 septembre.	
3) La valorisation des boues dans les érablières exploitées pour les produits comestibles de l'érable est interdite, parce que ces produits sont directement consommés par les humains.	
<b>Guide de valorisation agricole de l'Ontario</b>	
Distances minimales à respecter:	
Zone résidentielle	450 m
Résidence isolée	90 m
<b>Nouvelle réglementation américaine (valorisation agricole et sylvicole)</b>	
1) La valorisation des boues est interdite lorsqu'elle peut comporter des impacts négatifs sur des espèces menacées.	

## 1.2 Revue de l'état actuel des connaissances scientifiques et identification des besoins de recherche en considération du contexte québécois

### 1.2.1 Caractéristiques chimiques et microbiologiques des boues municipales

La composition des boues varie selon le type de traitement subi, la population desservie et la charge industrielle. Les différents travaux de caractérisation réalisés au Québec et ailleurs dans le monde permettent toutefois de dresser un portrait-type moyen des boues municipales.

### 1.2.1.1 Matière organique et rapport C/N

La matière organique dans les boues représente environ 50 % de la matière sèche (MENVIQ *et al.*, 1991; Grenier, 1989). La teneur en carbone se situe en moyenne autour de 30 % (Couillard, 1989; Grenier, 1989) et le rapport C/N peut varier entre 6 et 15 (MENVIQ *et al.*, 1991). Les boues solides ont généralement un rapport C/N plus élevé que les boues liquides. Dans une étude McKee *et al.* (1986) ont ainsi observé des valeurs respectives de 20 et 3,2 pour des boues solides et liquides. La digestion et l'aération prolongée des boues ont également tendance à abaisser leur rapport C/N. Par ailleurs, selon le Guide québécois de valorisation sylvicole (MENVIQ *et al.* 1991), 30 % de la matière sèche peut se transformer en humus au cours de la première année. Toutefois, les boues d'épuration constituent un amendement organique de faible qualité car, leur rapport C/N relativement bas ne favorise pas la formation d'humus stable.

### 1.2.1.2 Azote

La concentration en azote total (formes organiques et minérales) de la matière sèche des boues varie habituellement entre 1 et 5 % (MENVIQ *et al.*, 1991). Des teneurs plus élevées peuvent être observées, surtout dans le cas des boues liquides, qui contiennent généralement beaucoup d'azote ammoniacal sous forme soluble. Au Québec, des concentrations en azote total s'étendant entre 1,4 et 14 % ont été retrouvées lors de la caractérisation des boues de 34 stations en 1988 (St-Yves et Beaulieu, 1988). La moyenne mesurée lors de cette étude se situe à 5,1 %, ce qui est comparable à d'autres études réalisées ailleurs dans le monde (Beauchemin *et al.*, 1993).

Parmi les formes minérales, on retrouve surtout l'azote ammoniacal ( $N-NH_4$ ), qui constitue généralement 15 à 25 % de l'azote total (MENVIQ *et al.*, 1991). Pour certaines boues, ce pourcentage peut cependant atteindre près de 50 % et les teneurs dans la matière sèche des boues peuvent varier de 0,1 à 2,5 % (Grenier, 1989). Les concentrations mesurées dans les stations québécoises échantillonnées lors de l'étude de St-Yves et Beaulieu (1988) ont atteint en moyenne 1,2 % et des écarts se situant entre 0,07 et 4,7 % ont été observés. L'azote ammoniacal est soluble et volatil. La filtration et toute exposition à la chaleur diminuent donc sa teneur dans la matière sèche des boues. Le chaulage des boues est également susceptible de favoriser la volatilisation ammoniacale. Lors des épandages, une fraction importante de l'ammonium peut se volatiliser, surtout lorsque les boues ne sont pas enfouies. Les applications en surface par temps chaud et sec peuvent ainsi mener à des pertes en azote ammoniacal atteignant près de 50 % (Ontario, 1992). Par ailleurs, l'aération prolongée et la digestion aérobie des boues réduisent leur teneur en ammonium en favorisant son oxydation alors que la digestion anaérobie l'augmente).

On retrouve également des nitrates ( $N-NO_3$ ) et des nitrites ( $N-NO_2$ ) dans les boues municipales. Toutefois, la teneur de ces deux formes minérales d'azote est généralement faible (Grenier, 1989). Les concentrations mesurées dans les boues du Québec varient de 2 à 2400 mg/kg m.s. et la moyenne se situe à 300 mg/kg m.s (St-Yves et Beaulieu, 1988).

La moyenne américaine est similaire et se situe à près de 500 mg/kg m.s (Beauchemin *et al.*, 1993). Les boues digérées aérobies sont généralement les plus riches en  $N-NO_x$ .

Une fraction importante de l'azote total (85 à 85%) des boues est sous forme organique (MENVIQ *et al.*, 1991). La concentration dans la matière sèche des boues peut donc se situer en moyenne autour de 3 à 4 %. Sous l'action microbienne, l'azote organique peut être minéralisé en azote ammoniacal. La fraction organique des boues peut donc être libérée progressivement dans le sol lorsque celles-ci sont épandues.

Contrairement aux fertilisants minéraux, la concentration en azote total décrit mal la valeur fertilisante des boues. La vitesse de minéralisation de l'azote organique doit ainsi être considérée afin d'établir la disponibilité de l'azote pour les plantes. Pour ce faire, on utilise le coefficient d'efficacité de la fraction organique (CEFO). Ce coefficient est indicatif de la proportion de l'azote organique total, qui deviendra disponible au cours d'une année à la suite de sa minéralisation au niveau du sol. Au cours de la première saison d'épandage, le Guide québécois de valorisation sylvicole (MENVIQ *et al.*, 1991) considère un CEFO de 30 % pour les boues d'épuration épandues en milieu forestier au Québec. Ainsi, la quantité d'azote disponible pendant la première saison de croissance est calculée selon la formule suivante:

$$N_{\text{disponible}} = N_{\text{inorganique}} + (30 \% \times N_{\text{organique}})$$

$$= (N-NH_4 + N-(NO_2+NO_3)) + (30 \% \times ((N-NTK)-(N-NH_4)))$$

Considérant les teneurs moyennes respectives en  $N-NH_4$ , en  $N-NO_x$  et en  $N-NTK$  de 1,2%, 0,03 % et 5,2 % mesurées par St-Yves et Beaulieu (1988), la concentration moyenne en azote disponible au cours de la première saison des boues du Québec s'établit ainsi à 2,43 %. Par ailleurs le Guide québécois de valorisation sylvicole (MENVIQ *et al.*, 1991) n'établit pas les CEFO des années subséquentes à la première saison de croissance. Dans le Guide québécois de valorisation agricole (MENVIQ et MAPAQ, 1991), des CEFO de 20 %, 5 % et 3% sont considérés respectivement lors des deuxième, troisième et quatrième années de croissance suivant l'application de boues.

### 1.2.1.3 Phosphore

Les boues municipales sont généralement riches en phosphore. Leur teneur peut varier entre 1 et 4 %. Dans le cadre de l'étude de St-Yves et Beaulieu (1988), la moyenne des stations échantillonnées au Québec a atteint 1,2 %. La moyenne américaine est un peu plus élevée et se situe à près de 2,5 % (Beauchemin *et al.*, 1993). De façon générale, le phosphore inorganique représente 50 à 75% du phosphore des boues (MENVIQ *et al.*, 1991). Des travaux ont démontré que le  $P_{\text{inorganique}}$  peut parfois constituer jusqu'à 90 % du  $P_{\text{total}}$  dans les boues municipales (O'Connor *et al.* 1986). Selon le Guide québécois valorisation sylvicole, il faut considérer dans les plans de fertilisation que 70% du phosphore total des boues est disponible au cours de la première saison de croissance (MENVIQ *et al.*, 1991). Pour être assimilable par les plantes, le phosphore organique doit être minéralisé par l'action microbienne.



Certains aspects reliés à la chimie du phosphore amènent à s'interroger sur la disponibilité réelle pour les plantes du phosphore contenu dans les boues municipales. Celles-ci comportent en effet des quantités appréciables de Ca, de Fe et d'Al. La formation de précipités entre le phosphore et ces éléments est possible, ce qui risque ainsi de rendre le phosphore moins disponible. Dans une étude sur la disponibilité du phosphore dans des composts provenant de boues d'épuration ayant subi un traitement de déphosphatation avec du  $\text{FeCl}_3$  et du  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ , McCoy *et al.* (1986) ont observé une forte proportion de formes précipitées Fe-P et Al-P. En Ontario, Soon *et al.* (1978) ont mesuré des concentrations en P assimilable plus faibles pour des sols amendés avec des boues déphosphatées au  $\text{FeCl}_3$  et à l' $\text{AlSO}_4$ .

#### 1.2.1.4 Potassium

Le potassium est soluble et se retrouve surtout dans la phase liquide des boues, sous forme inorganique (MENVIQ *et al.*, 1991). L'augmentation de la siccité des boues par la filtration a donc tendance à réduire leur teneur dans la matière sèche des boues. Au Québec, St-Yves et Beaulieu (1988) ont mesuré une concentration moyenne de 0,5 % pour toutes les stations échantillonnées. La concentration moyenne observée aux États-Unis est similaire (Grenier, 1989). Les boues demeurent relativement pauvres en potassium, de telle sorte qu'il faut souvent utiliser d'autres sources afin d'équilibrer la fertilisation. Selon le Guide québécois de valorisation sylvicole (MENVIQ *et al.*, 1991), 100% du potassium est disponible aux plantes au cours de la première saison de croissance qui suit l'épandage.

#### 1.2.1.5 Autres éléments nutritifs

Les boues municipales contiennent certaines quantités de calcium, de magnésium et de fer. Au Québec, les teneurs moyennes observées se situent à 1,2 % pour le calcium, à 0,4 % pour le magnésium et à 1,3 % pour le fer. Les boues chaulées sont les plus riches en calcium et en magnésium. L'utilisation de chlorure ferrique dans le traitement des boues peut augmenter aussi leur teneur en fer. Le Guide québécois de valorisation sylvicole considère que le calcium et le magnésium sont disponibles à 100 %. Aucune indication ayant trait à la disponibilité du fer n'est apportée par celui-ci. La nature du fer et des boues suggère que cet élément existe probablement sous formes précipitées de sulfates et de phosphates ( $\text{Fe}_x(\text{SO}_4)_y$  et  $\text{Fe}_x(\text{PO}_4)_y$ ), d'oxydes et d'hydroxydes ou de complexes avec la matière organique. Sous ces formes, la disponibilité du fer des boues pour les plantes est probablement relativement faible. Cependant, il semble que dans certaines conditions, les plantes pourraient bénéficier du fer apporté par un épandage de boues (Dennis *et al.*, 1988). Le fer libéré à la suite de la minéralisation de la matière organique pourrait ainsi être absorbé par les plantes.

Des oligo-éléments (B, Cu, Mn, Mo, Zn) sont aussi présents dans les boues. Dans quelques cas, l'apport de boues pourrait améliorer la fertilité de certains sols. Cependant, la présence de ces éléments dans les boues constitue plus un désavantage et un problème car, comme d'autres métaux, ceux-ci peuvent en effet s'accumuler de façon trop importante

dans les boues. À long terme, les boues riches en métaux sont susceptibles de contaminer les écosystèmes.

### 1.2.1.6 Métaux

La présence de métaux dans les boues d'épuration des eaux usées municipales représente une des principales contraintes à leur valorisation en milieux agricoles et forestiers. En plus du bore, du cuivre, du manganèse, du molybdène et du zinc, d'autres métaux tels l'aluminium, l'arsenic, le cadmium, le cobalt, le chrome, le mercure, le nickel, le plomb et le sélénium sont aussi retrouvés dans les boues (MENVIQ *et al.*, 1991). Ces derniers ne sont pas essentiels à la croissance des plantes. Une attention particulière leur est portée car leur accumulation par les végétaux peut comporter des risques de toxicité pour ces derniers et l'ensemble des écosystèmes.

Les boues épandues sur les sols agricoles et forestiers peuvent contenir des métaux à des concentrations beaucoup plus élevées que dans l'environnement. Le tableau 11 illustre d'ailleurs ce fait en comparant les contenus en métaux de la croûte terrestre et les données de caractérisation des boues de St-Yves et Beaulieu (1988). On remarque que certains métaux (Cd, Cu, Zn, Pb) présentent des facteurs de concentration assez élevés. On constate ainsi que les boues municipales peuvent constituer une source importante de métaux pour les sols (Chang *et al.* 1984). Selon Campbell (1994), le cadmium, le cuivre, le mercure, le zinc et le plomb se trouvent à des concentrations environnementales les plus près de celles qui peuvent être toxiques pour les organismes vivants.

Tableau 11 Comparaison entre les contenus moyens en métaux de la croûte terrestre et des boues municipales du Québec

Élément	Boues municipales (a) (mg/kg m.s.)	Croûte terrestre (b) <sup>2</sup> (mg/kg)	Facteur de concentration (ratio a/b)
Cd	3,2	0,2	16
Cr	44,5	44,5	0,2
Cu	699	45	15,5
Mn	1113	950	1,2
Ni	21	80	0,3
Pb	98	12,5	7,8
Zn	595	65	9,2

1. Données tirées de St-Yves et Beaulieu (1988).
2. Données tirées de Foster et Wittman (1981)

Les concentrations des différents métaux peuvent varier considérablement. Le tableau 12 présente les teneurs retrouvées dans les boues municipales du Québec lors de l'étude de St-Yves et Beaulieu (1988). Les critères du Guide (MENVIQ *et al.*, 1991) et les données américaines y apparaissent également. Considérant les critères du Guide de valorisation agricole alors en vigueur (MENVIQ, 1987), St-Yves et Beaulieu (1988) ont observé que

50% des stations échantillonnées produisaient des boues ayant au moins un métal qui dépassait les valeurs obligatoires. Les critères pour le Cu et le Mn ont toutefois été les plus souvent dépassés. Le critère de qualité des boues concernant le Mn a été revu à la hausse depuis la publication des travaux de St-Yves et Beaulieu. Considérant la valeur maximale révisée (3000 mg/kg m.s.) des guides québécois de valorisation agricole et sylvicole actuellement en vigueur (MENVIQ et MAPAQ, 1991; MENVIQ *et al.*, 1991), 68 % des boues échantillonnées en 1988 pourraient être valorisées.

Tableau 12 Teneurs en métaux des boues québécoises et comparaison à celles de États-Unis et aux critères du Guide (valeurs en mg/kg de matière sèche)<sup>1</sup>

Paramètre	Boues du Québec <sup>2</sup>		Boues des États-Unis			Teneurs limites du Guide <sup>5</sup>
	Moyenne	Intervalle	Moyenne <sup>3</sup>	Médiane <sup>4</sup>	Intervalle <sup>4</sup>	souhaitable / maximale
Al	—	—	12000	—	—	Aucun critère
As	2,7	0,3 - 20	43	14	3 - 30	15 / 30
B	71	< 2 - 260	77	—	—	100 / 200
Cd	3,2	1,4 - 11,2	1110	15	5 - 2000	10 / 15
Co	17,3	2,92 - 13,2	—	—	—	50 / 100
Cr	44,5	6,56 - 161	2620	1000	50 - 30000	500 / 1000
Cu	699	182 - 1654	1210	1000	250 - 17000	600 / 1000
Mn	1113	70 - 5510	382	—	—	1500 / 3000
Hg	1,6	0,068 - 12,2	733	6,9	3,4 - 18	5 / 10
Mo	11,3	5 - 94	28	—	—	20 / 25
Ni	20,8	8,44 - 30,5	320	200	25 - 8000	100 / 180
Pb	98	0,94 - 394	1360	1500	136 - 7600	300 / 500
Se	0,6	< 0,1 - 3,3	—	—	1,7 - 8,7	14 / 25
Zn	595	173 - 1765	2790	2000	500 - 50000	1750 / 2500

1. Tableau adapté de Beauchemin *et al.* (1993).

2. St-Yves et Beaulieu (1988); un seul échantillon par station, moyenne de 34 stations.

3. Grenier (1989).

4. Bastian (1986).

L'interprétation des données de St-Yves et Beaulieu (1988) doit être faite avec précaution car elles proviennent d'un échantillonnage de petites stations, habituellement situées dans des municipalités comportant une faible charge industrielle. En 1995, une proportion importante du volume des boues québécoises est produite par les stations de la Communauté urbaine de Montréal (CUM), de la Communauté urbaine de Québec (CUQ), de la Communauté urbaine de l'Outaouais (CUO) et de la Ville de Sherbrooke. Celles de

la CUM, de la CUQ et de Sherbrooke n'ont pas été échantillonnées lors de l'étude de St-Yves et Beaulieu. Selon Vescovi (1994), les stations de la CUM, de la CUQ et de la Communauté urbaine de l'Outaouais (CUO) traitent à elles seules plus de 55 % des eaux usées québécoises. Il est à noter également que l'échantillonnage des boues effectué dans le cadre des travaux de St-Yves et Beaulieu (1988) était ponctuel et qu'il n'était pas nécessairement représentatif de la qualité des boues sur une base annuelle. On constate ainsi qu'une étude plus complète est requise afin de mieux établir le degré de contamination des boues produites au Québec.

La teneur totale des métaux est habituellement mesurée dans les boues. Toutefois, celle-ci ne permet pas d'apprécier le potentiel de mobilité des métaux à la suite de leur valorisation. Les métaux des boues peuvent en effet exister sous formes soluble, précipitée, copécipitée en oxydes de métal, adsorbée et associée à la matière organique (Beauchemin *et al.*, 1993). La distribution entre ces différentes formes dépend des propriétés physico-chimiques des boues, du type de traitement qu'elles ont subi, de leur pH, de leur potentiel d'oxydo-réduction et de la présence d'agents complexants (Lake *et al.*, 1984). Elle fluctue également dans le temps (Silviera et Sommers, 1977). De façon générale, les métaux des boues municipales sont généralement liés à la matière organique et précipités sous formes de sels inorganiques tels les carbonates et les sulfures (Lake *et al.*, 1984). Par conséquent, ils sont peu disponibles. Selon Singh et Narwal (1984), 90 à 99 % des métaux des boues seraient liés à la matière organique ou existeraient sous forme de sulfures.

Des méthodes de fractionnement des formes de métaux dans les boues ont été développées afin de mieux en évaluer la disponibilité. Celles-ci, bien que imparfaites permettent de donner une idée générale et utile des formes de métaux dans les boues (Beauchemin *et al.*, 1993). Des extractions séquentielles avec différentes solutions sont ainsi utilisées pour fournir des renseignements sur la disponibilité des métaux. Plusieurs méthodes différentes sont répertoriées dans la littérature et elles sont souvent difficilement comparables. De plus, les résultats peuvent varier considérablement selon le type de boue analysée. Les informations recueillies dans la littérature permettent tout de même de dresser un portrait général de la distribution des formes de métaux dans les boues (tableau 13).

### 1.2.1.7 Composés organiques de synthèse

Selon une revue de littérature récente (Couillard et Chouinard, 1993), les risques associés à la valorisation des boues municipales en milieux agricole et forestier sont relativement peu élevés pour les écosystèmes et la population humaine. Ainsi, lorsque les taux d'épandage se situent à des niveaux agronomiques (niveaux pouvant être similaires en milieu forestier), la plupart des composés organiques de synthèse auraient peu tendance à s'accumuler de façon notable dans les milieux valorisés. Dans le cas des contaminants les plus importants (chlorobenzènes, dioxines, phtalates, LAS et nonylphénol ethoxylate), les résultats de quelques travaux de recherche indiquent qu'ils ne semblent pas avoir d'impact appréciable. Les teneurs faibles (dioxines et chlorobenzènes) et la dégradation rapide (phtalates, LAS et nonylphénol ethoxylates) limiteraient en effet les risques d'atteinte

aux écosystèmes et à la population humaine. La caractérisation des composés organiques de synthèse dans les boues est complexe. Comme il en est fait état dans le guide ontarien de valorisation (Ontario, 1992), il subsiste des lacunes importantes dans l'ensemble des connaissances acquises sur la destinée des contaminants organiques des boues municipales valorisées en agriculture et en sylviculture.

Tableau 13 Principales formes des métaux dans les boues municipales

Métal	Formes	Références
Cu	Majoritairement lié à la matière organique. Les formes précipitées peuvent toutefois être appréciables pour certaines boues. Fraction échangeable habituellement < 2 %. Vanni <i>et al.</i> (1994) ont observé une fraction échangeable atteignant 6,5 %.	Emmerich <i>et al.</i> (1982) Beauchemin <i>et al.</i> (1993) Vanni <i>et al.</i> (1994)
Cd	Plus de 50 % existe sous forme carbonatée ou sous formes d'oxydes de Fe ou de Mn. Fraction échangeable < 2 %.	Emmerich <i>et al.</i> (1982) Rudd <i>et al.</i> (1988) Dudka et Chlopecka (1990) Beauchemin <i>et al.</i> (1993)
Cr	Majoritairement lié à la matière organique ou précipité. Fraction échangeable ~ 0 %.	Dudka et Chlopecka (1990) Vanni <i>et al.</i> (1994)
Mn	Majoritairement lié à la matière organique (60 %). Les auteurs ont observé une forme échangeable égale à 5,6 %.	Vanni <i>et al.</i> (1994)
Ni	Lié à la matière organique, aux carbonates ou à des oxydes de Fe et de Mn. Fraction échangeable non négligeable (jusqu'à 10 %)	Emmerich <i>et al.</i> (1982) Rudd <i>et al.</i> (1988) Dudka et Chlopecka (1990) Beauchemin <i>et al.</i> (1993) Vanni <i>et al.</i> (1994)
Pb	Majoritairement lié à la matière organique. Formes précipitées (carbonates, sulfures et autres) peuvent aussi exister. Fraction échangeable ~ 0 %.	Silviera et Sommers (1977) Rudd <i>et al.</i> (1988) Beauchemin <i>et al.</i> (1993) Vanni <i>et al.</i> (1994)
Zn	Existe majoritairement sous formes carbonatée (jusqu'à 50 %), d'oxydes de Fe et de Mn ou liée à la matière organique (jusqu'à 75 %). Fraction échangeable < 3 %.	Emmerich <i>et al.</i> (1982) Rudd <i>et al.</i> (1988) Dudka et Chlopecka (1990) Beauchemin <i>et al.</i> (1993) Vanni <i>et al.</i> (1994)

Fraction échangeable: Extraction avec  $\text{KNO}_3$  (Stover *et al.*, 1976; Silviera et Sommers, 1977; Sposito *et al.*, 1982)

Fraction adsorbée: Extraction avec KF (Stover *et al.*, 1976) ou  $\text{H}_2\text{O}$  déionisée (Sposito *et al.*, 1982)

Fraction liée à la matière organique: Extraction avec  $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$  (Stover *et al.*, 1976) ou NaOH (Sposito *et al.*, 1982)

Fraction précipitée liée aux carbonates: Extraction avec EDTA (Stover *et al.*, 1976),  $\text{HNO}_3$  (Silviera et Sommers, 1977) ou  $\text{Na}_2\text{-EDTA}$  (Sposito *et al.*, 1982)

Fraction précipitée liée aux sulfures et résiduelle (autres précipités): Extraction avec  $\text{HNO}_3$  (Stover *et al.*, 1976; Silviera et Sommers, 1977; Sposito *et al.*, 1982)

Dans l'ensemble, les données répertoriées dans la littérature internationale indiquent que le degré de contamination des boues municipales est relativement faible (Couillard et Chouinard, 1993). Il existe présentement peu de données sur le degré de contamination des boues du Québec par les composés organiques de synthèse, même si la composition de celles-ci est probablement semblable à celle des boues américaines et européennes.

Les données disponibles concernent les BPC et de façon générale, les teneurs mesurées sont faibles et ne dépassent pas 1 mg/kg m.s (Couillard et Chouinard, 1993).

Au Québec, les Guides de valorisation agricole et sylvicole (MENVIQ et MAPAQ, 1991; MENVIQ *et al.*, 1991) recommandent que les boues contenant plus de 10 mg/kg sec de BPC ne soient pas valorisées alors que celles comportant entre 3 et 10 mg/kg sec de BPC soient enfouies ou injectées dans le sol. La nouvelle réglementation de 1992 de l'EPA (Water Environment Federation, 1993) quant à elle n'impose aucune exigence au niveau des composés organiques pour la valorisation agricole et sylvicole. Cette réglementation se base sur les résultats d'une enquête nationale (National Sewage Sludge Survey) sur la composition des boues et qui indique que celles-ci sont peu contaminées. L'ancienne norme concernant les BPC a également été éliminée. L'usage restreint et la diminution de la teneur des BPC dans les boues au cours des dernières années motivent cette décision.

#### 1.2.1.8 Microorganismes

Plusieurs agents pathogènes peuvent être présents dans les eaux usées et les boues municipales. Le degré de contamination de celles-ci dépend de plusieurs facteurs, notamment de l'origine et de la composition des eaux usées et de l'état de santé de la population desservie par la station. L'annexe 1 du Guide québécois de valorisation sylvicole (MENVIQ *et al.*, 1991) dresse une liste des différents organismes susceptibles de se retrouver dans les boues. Les procédés de stabilisation (digestions aérobie et anaérobie, lagunage, traitement thermique, chaulage, compostage, etc.) permettent de réduire considérablement les populations d'agents pathogènes dans les boues (Bertucci et Sedita, 1992). À ce titre, l'annexe 2 du Guide présente les effets de différents traitements de stabilisation et l'efficacité de ceux-ci.

L'analyse d'une large gamme d'agents pathogènes est beaucoup trop laborieuse et on préfère ainsi cibler certains organismes dits indicateurs. Bien qu'elle ne soit pas infaillible, cette approche permet quand même d'obtenir des renseignements utiles sur le degré de contamination microbiologique des boues.

Les coliformes fécaux, les coliformes totaux et les streptocoques fécaux sont fréquemment utilisés comme indicateurs. Ceux-ci permettent en effet de déterminer s'il y a une présence importante d'organismes d'origine fécale dans les boues (Gaus *et al.*, 1990). Les salmonelles sont par ailleurs une cause importante de maladies entériques (Fradkin *et al.*, 1989), Environnement Canada, 1985). Elles constitueraient ainsi un bon indice du degré de contamination par les agents pathogènes d'origine humaine et animale (Gaus *et al.*, 1990).

Plus d'une centaine de types de virus entériques ont été observés dans les boues. Avec le développement de nouvelles techniques, il est maintenant possible de déterminer avec assez de facilité et de précision la densité totale de l'ensemble de ceux-ci dans les boues (Gaus *et al.*, 1990). Dans le cadre de la nouvelle réglementation américaine, la densité des

virus entériques est d'ailleurs un des critères utilisés pour évaluer la qualité microbiologique des boues (cf. 1.1.4.3).

Un nombre restreint de vers parasites et de protozoaires peuvent causer des problèmes de santé sous nos conditions climatiques et hygiéniques. Selon Laferrière (1992), les helminthes *Taenia* et *Ascaris* ainsi que le protozoaire *Giardia* sont les plus susceptibles d'être rencontrés au Québec.

Il est assez facile de déterminer la densité des oeufs d'helminthes et des kystes de protozoaires. Aux États-Unis, la densité des oeufs d'helminthes est utilisée pour évaluer la qualité microbiologique des boues susceptibles d'être valorisées (cf. section 1.1.4.3). Il existe très peu de données sur le niveau de contamination des boues du Québec par ces agents pathogènes. Le tableau 14 présente toutefois des données issues de travaux réalisés ailleurs dans le monde, surtout aux États-Unis. La situation est probablement comparable et même meilleure au Québec lorsque l'on considère les bonnes conditions d'hygiène qu'on y retrouve habituellement. Les doses infectieuses minimales ont également été intégrées au tableau 14 afin de mieux évaluer le potentiel de contamination des boues. On constate ainsi que seul un individu ayant ingéré directement un ou quelques grammes pourrait développer une infection bactérienne. Les risques associés aux virus pourraient être beaucoup plus élevés si on se fie aux données du tableau 14. Cependant, dans le cadre d'une revue de littérature récente, Payment (1993) indique que les virus entériques représenteraient peu de risques lorsque les boues sont valorisées.

La composition microbiologique des boues n'est pas stable et peut varier considérablement dans le temps. Ainsi, des boues ayant atteint un certain stade de stabilisation peuvent être recolonisées par des agents pathogènes. Le nombre de ceux-ci est toutefois restreint. Selon Bertucci et Sedita (1992), certaines espèces de salmonelles et de coliformes, le champignon *Aspergillus fumigatus* (cause de certaines allergies et infections pulmonaires) et d'autres moisissures ont la capacité de croître sur des boues déjà traitées. La présence d'inoculum dans l'environnement et des conditions d'humidité favorables doivent cependant être satisfaites pour permettre cette recolonisation. D'après Bertucci et Sedita (1992), les risques associés à la croissance de ces pathogènes sont faibles.

Enfin, il est à noter que les boues sont également susceptibles de contenir des microorganismes pouvant causer des problèmes phytopathologiques chez les plantes. Aucun cas de transmission de maladies aux plantes n'a été recensé dans la littérature consultée. Il existe des besoins importants de recherche dans ce domaine.

Tableau 14 Populations de différents agents pathogènes retrouvées dans les boues municipales et comparaison aux doses infectieuses minimales

Organismes	Populations rapportées dans la littérature <sup>a</sup> (nombre / g de boues sèches)		Dose infectieuse minimale <sup>b</sup> (nombre par personne)
	Étendue	Moyenne	
Coliformes totaux	1,1 X 10 <sup>1</sup> - 3,4 X 10 <sup>9</sup>	6,4 X 10 <sup>8</sup>	<i>Escherichia coli</i> : 10 <sup>6</sup>
Coliformes fécaux	ND - 6,8 X 10 <sup>8</sup>	9,5 X 10 <sup>6</sup>	<i>Escherichia coli</i> : 10 <sup>6</sup>
Streptocoques (entérocoques) fécaux	1,4 X 10 <sup>4</sup> - 4,8 X 10 <sup>8</sup>	2,1 X 10 <sup>6</sup>	<i>Streptococcus feacalis</i> var. liquefaciens: 10 <sup>9</sup>
<i>Salmonella</i> sp.	ND - 1,7 X 10 <sup>7</sup>	7,9 X 10 <sup>2</sup>	10 <sup>6</sup>
<i>Shigella</i> sp.	ND	ND	10 <sup>1</sup> - 10 <sup>2</sup>
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	1,5 X 10 <sup>1</sup> X 9,4 X 10 <sup>4</sup>	5,7 X 10 <sup>3</sup>	—
Virus entériques	5,9 - 9,0 X 10 <sup>3</sup>	3,6 X 10 <sup>2</sup>	Moins de 10 pour la plupart des virus
Oeufs et kystes de parasites (non identifiées)	ND - 1,4 X 10 <sup>3</sup>	1,3 X 10 <sup>2</sup>	—
<i>Ascaris</i> sp.	0,29 - 1,36	—	—
<i>Taenia</i> sp.	6,1		
<i>Giardia lamblia</i>			1-10

- a. À l'exception de *Taenia* sp., les valeurs ont été tirées de Bertucci et Sedita (1992). Celles concernant *Taenia* sp. proviennent de Theis *et al.* (1978). Les données proviennent de l'analyse de boues primaires et secondaires.
- b. À l'exception des virus entériques, les valeurs proviennent de Pahren (1987). La valeur concernant les virus entériques a été tirée de Payment (1993).

## 1.2.2 Réponse de la végétation forestière à l'application de boues

### 1.2.2.1 Croissance

La plupart des plantes ligneuses répondent généralement très bien à l'épandage en surface de boues d'épuration. Ainsi, plusieurs travaux ont démontré que l'épinette blanche (*Picea glauca*) (Gagnon, 1972), le mélèze laricin (*Larix laricina*) (Grenier et Couillard, 1987), le pin blanc (*Pinus strobus*) (Brockway, 1983), le peuplier (*Populus spp.*) (McIntosh *et al.*, 1984; Henry et Cole, 1986), le pin rouge (*Pinus resinosa*) (Hart *et al.*, 1988), le pin à l'encens (*Pinus taeda*) (McKee *et al.*, 1986), le chêne (*Quercus spp.*) (Hart *et al.*, 1988), le sapin



Douglas (Henry *et al.*, 1994) et d'autres espèces ont une production accrue de biomasse avec un apport de boues. Lors de ces expériences, des paramètres de croissance comme la biomasse aérienne et racinaire, la production de biomasse ligneuse, la surface foliaire, le diamètre du tronc et la hauteur se sont accrues à la suite de l'épandage de boues d'épuration.

La réponse à la fertilisation varie selon l'espèce considérée et dépend aussi d'autres facteurs tels que l'âge de la plantation ou du peuplement, le climat, le type de sol, le type de boues et les conditions hydriques. Chez le peuplier, des augmentations de croissance très remarquables ont été mesurées (Hart *et al.*, 1988; Henry *et al.*, 1994). Chez d'autres espèces telles que les feuillus à bois dur, l'ampleur de la réponse peut être beaucoup moins marquée.

Les travaux de Henry *et al.* (1994) indiquent que la croissance des jeunes arbres peut être stimulée rapidement et de façon importante. Toutefois, les boues peuvent favoriser la compétition des plantes herbacées ainsi que le broutage du feuillage par les animaux et augmenter l'incidence des dommages causés par les campagnols (Hart *et al.*, 1988; Henry *et al.*, 1994; Henry et Cole, 1986). Sur la base des travaux qu'ils ont réalisés dans l'État de Washington au cours des 20 dernières années, Henry *et al.* (1994) recommandent de valoriser les boues dans des peuplements déjà bien établis. Par ailleurs, dans le cas des arbres plus âgés, le temps de réponse à la valorisation des boues est habituellement plus long (Henry et Cole, 1986; Hornbeck *et al.*, 1979). De plus, les études américaines démontrent que les taux de croissance obtenus dans le nord des États-Unis, i.e. au Michigan, sont plus faibles que ceux rapportés dans l'état de Washington, où les arbres bénéficient d'une saison végétative beaucoup plus longue (Urie *et al.*, 1984). Au Québec, il faut donc s'attendre à ce que les taux de croissance des arbres soient moins élevés que dans les régions plus au sud.

En plus des dommages associés aux campagnols et au broutage du feuillage par les animaux, d'autres problèmes de croissance sont rapportés dans la littérature. Dans l'État de Washington, une mortalité appréciable des arbres a été observée à la suite de l'application de boues liquides secondaires (Edmonds *et al.*, 1990). Le choix d'un site mal drainé et la nature hygroscopique du type de boues épandues auraient menés à des problèmes d'anaérobiose du sol. La mauvaise aération du système racinaire des arbres les aurait rendus plus vulnérables aux insectes et aux maladies. Les auteurs des travaux en cause rapportent que ces problèmes sont inhabituels et que certaines mesures peuvent permettre de les éviter. Par ailleurs, les boues sont susceptibles de libérer de fortes teneurs en ammonium dans les sols. Grenier et Couillard (1988 et 1990) ont observé des problèmes de mortalité avec de très jeunes plants de mélèze qui pourraient être attribuables à une toxicité ammoniacale. Lambert et Weidensaul (1982) ont également soupçonné ce phénomène de réduire la croissance chez de jeunes plants fertilisés avec des boues.

Des travaux (Hornbeck *et al.*, 1979) indiquent que les feuillus à bois dur tel que l'érable à sucre profitent plus lentement d'un apport de boues. L'ampleur de la réponse est plus élevée lorsque les arbres sont relativement jeunes. Selon Hornbeck *et al.* (1979), la

valorisation des boues est susceptible d'être profitable à long terme dans le cas des peuplements composés de feuillus à bois dur. Par ailleurs, l'impact de la valorisation des boues sur la croissance des conifères et d'espèces telles que le peuplier est assez bien documentée. Plusieurs études (Henry *et al.*, 1994; Hart *et al.*, 1988; Grenier, 1989; McKee *et al.*, 1986; Weetman *et al.*, 1994) montrent ainsi que les boues peuvent stimuler la croissance de ces arbres de façon assez appréciable.

Il existe peu d'études sur la réponse spécifique des plantations d'arbres de Noël à l'épandage de boues. En Ohio, Lambert et Weidensaul (1982) ont cependant réalisés des travaux qui consistaient à épandre des boues avant l'établissement de la plantation. Des doses équivalentes à 0, 286, 572, 1170, 2340 et 4680 kg/ha d'azote total ont été appliquées. Les plantations étaient composées de sapin Douglas, de sapin Fraser, d'épinette bleue, de pin blanc et de pin sylvestre. Les traitements ont eu peu d'impacts sur la croissance. Selon les auteurs de l'étude, la compétition importante des mauvaises herbes et la toxicité des fortes teneurs en ammonium retrouvées dans le sol ont limité la croissance. Ces résultats suggèrent ainsi qu'il serait probablement plus avantageux de valoriser des boues dans des plantation établies depuis quelques années. Les arbres de plus grande taille seraient en effet moins susceptibles d'être affectés par la compétition des mauvaises herbes et la toxicité ammoniacale.

Il y a lieu de croire que la fertilisation des plantations d'arbres de Noël avec des boues pourrait donner des résultats comparables à ceux qui sont obtenus avec des engrais minéraux. Au Québec, des travaux de recherche sur la fertilisation des plantations de Noël (sapin baumier) avec des engrais minéraux ont été réalisés par Veilleux (1985 et 1986). Les résultats de ceux-ci montrent que l'apport d'engrais azotés à l'établissement de la plantation doit être évité car il induit un stress et diminue leur taux de survie chez les jeunes plants. À ce stade de la production, il est plus avantageux d'optimiser le pH et d'apporter des éléments tels que le phosphore, le potassium et le magnésium. Selon Veilleux (1985) il serait ainsi préférable de débiter l'apport d'azote au début de la troisième saison de croissance. Les résultats indiquent qu'à partir de la cinquième saison de croissance, les arbres peuvent réagir rapidement à la fertilisation azotée, seule ou combinée à des apports de phosphore et/ou de potassium. Cependant des dommages aux racines et même la mort de certains arbres ont été observés avec des applications de doses d'azote (sous forme de nitrate d'ammonium) supérieures à 40 g/plant (environ 150 à 200 kg/ha). La trop forte augmentation de la salinité de la solution du sol associée à ces doses serait en cause. À ce stade, Veilleux (1986) recommande une dose d'azote annuelle se situant entre 10 et 20 g/arbre (environ 50 à 100 kg/ha). De telles doses favorisent l'obtention d'une meilleure coloration et la croissance en hauteur.

Plusieurs études (Grenier et Couillard, 1989; Hafler et West, 1986; Campa *et al.*, 1986) indiquent par ailleurs que la biomasse des herbacées s'accroît considérablement à la suite de l'application de boues. Ces espèces, à croissance rapide, profitent rapidement de la valeur fertilisante des boues. Dans le cas de jeunes plantations d'arbres, on a souvent observé une charge compétitive très forte de la part des herbacées à la suite de l'épandage de boues d'épuration, ce qui peut dans certains cas limiter considérablement la croissance et le développement des espèces ligneuses (Grenier et Couillard, 1989; Lambert et

Weidensaul, 1982; Henry et Cole, 1986). Par ailleurs, l'influence de l'épandage des boues municipales sur la croissance des espèces de sous-bois des peuplements de feuillus du Québec, notamment au niveau des érablières, demeure mal connue.

### 1.2.2.2 Absorption des éléments nutritifs

Le prélèvement des éléments nutritifs par les plantes est influencé par le type et l'âge du couvert forestier, le sol et les conditions climatiques (Camiré, 1992). Le prélèvement annuel par la plupart des espèces forestières est du même ordre de grandeur que plusieurs cultures agricoles, cependant une proportion importante des nutriments prélevés annuellement par les arbres est retournée au sol par la litière et les pluvio-lessivats. Des feuillus en région forestière tempérée décidue prélèvent environ 70 kg/ha d'azote par année et en restituent plus de 80% au sol (tableau 15a), alors que la forêt coniférienne tempérée prélève environ 39 kg N/ha/an et en retourne plus de 75% au sol.

Tableau 15a Comparaison des espèces décidues et conifériennes relativement au prélèvement et à la restitution en nutriments (kg/ha/an) (Camiré, 1992).

Élément	Prélèvement		Restitution	
	Décidue	Coniférienne	Décidue	Coniférienne
N	70	39	57	30
P	6	5	4	4
K	48	25	40	20
Ca	84	35	67	29
Mg	13	6	11	4

En plantation sur d'anciennes terres cultivées, Veilleux (1986) estime que les sapins baumiers prélèvent entre 10 et 20 g d'azote par arbre, et de 5 à 10 g de phosphore et de potassium, selon l'âge de la plantation. Considérant une densité de 3900 arbres/ha, ces taux de prélèvement se situent entre 40 et 80 kg/ha de N, et entre 20 et 40 kg/ha de P et de K.

Tout comme c'est le cas avec les engrais chimiques, la valeur fertilisante des boues est susceptible d'améliorer la fertilité des sols et le statut nutritionnel des espèces forestières (Couillard, 1989; Couillard et Grenier, 1989a,b). Le tableau 15b résume quelques études qui ont été menées afin de déterminer les effets de la valorisation des boues sur l'absorption des éléments nutritifs par différentes espèces ligneuses. Dans la plupart des travaux consultés, l'analyse des tissus foliaires a été utilisée pour évaluer le statut nutritionnel des arbres. Il est à noter que les données relevées proviennent surtout de l'analyse de tissus de très jeunes arbres. Il existe un nombre restreint de travaux concernant des peuplements ou des plantations plus matures.

Tableau 15b Influence de la fertilisation avec des boues sur la nutrition minérale de différentes espèces ligneuses

Élément(s)	Espèce, âge, endroit et doses appliquées	Observations	Référence
N, P, K, S, Ca, Mn, Fe, Cu et Zn	Pruche de l'Ouest, sapin gracieux et cèdre de l'Ouest (Ile de Vancouver, Canada). Plantations de 8 ans croissant sur un sol de faible fertilité. Taux d'application des boues digérées anaérobies équivalent à 500 kg/ha N <sub>total</sub> et 133 kg/ha P <sub>total</sub>	Amélioration de la nutrition minérale au cours de la première saison avec augmentation des concentrations foliaires en N, P, S et Ca. La teneur en K des tissus foliaires a diminué et serait attribuable à un facteur de dilution associé à une plus forte accumulation de matière sèche. Pas de changements significatifs au niveau des teneurs foliaires en Mn, Fe, Cu et Zn lors de la première saison de croissance.	Weetman et al.(1994)
N, P, Cu, Zn	Épinette Sitka (Écosse, Europe) Application à l'établissement de la plantation de 445 et 893 kg/ha N <sub>total</sub> (environ 140 et 280 kg/ha N <sub>disponible</sub> ) et de 128 et 256 kg/ha P <sub>total</sub> . Transplants de 15 à 25 cm de hauteur.	Comparativement à des traitements de fertilisation chimique comparable, pas de différences au niveau des teneurs en N et P des aiguilles lors des quatre premières années. Diminution plus importante des concentrations en N lors des 5 <sup>e</sup> et 6 <sup>e</sup> années. Augmentation significative du Cu et du Zn dans les aiguilles après deux années de croissance.	Dutch et Wolstenholme (1994)
N, P, K, Ca, Mg, Zn, Cu	Épinette (Danemark, Europe). Plantation de 75 ans établie sur un sol sablonneux. Boues digérées anaérobies liquides. Doses de N <sub>total</sub> et de P <sub>total</sub> équivalentes à 1300 et 690 kg/ha respectivement. Utilisation de boues comportant des teneurs basses et élevées en métaux.	Les boues ont permis une amélioration du statut nutritionnel des arbres avec des teneurs foliaires en N et P plus élevées. L'impact s'est atténué au niveau de l'azote après cinq ans. Pas d'effets appréciables sur les teneurs foliaires en K, Ca et Mg. La concentration en Zn des aiguilles des arbres traités avec des boues s'est élevée sans toutefois dépasser la teneur optimale. Diminution de la concentration en Cu associée à une forte fertilisation en N et P apportée par les boues.	Grant et Olesen (1991)
N	Transplants de peuplier hybride, de sapin et de pin blanc (Pack Forest, État de Washington, États-Unis). Application de boues solides à l'établissement à une dose de 2162 kg/ha N <sub>total</sub> .	Par rapport au témoin, les augmentations suivantes de la teneur en azote ont été observées au cours de la première saison de croissance: Peuplier hybride: 54 % Sapin Douglas: 25 % Pin blanc: 27 %	Henry (1986)

Tableau 15b Influence de la fertilisation avec des boues sur la nutrition minérale de différentes espèces ligneuses (suite)

Élément(s)	Espèce, âge, endroit et doses appliquées	Observations	Référence
N, P	Chêne rouge et chêne blanc. Peuplement de 70 ans. (Michigan, États-Unis). Boues anaérobies liquides, dose de 400 kg/ha N <sub>total</sub>	Pas d'impact notable.	Nguyen <i>et al.</i> (1986)
N, P, K, S, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu	Plantations d'arbres de Noël, État de Washington, États-Unis. Application massive de boues, équivalente à 8000 kg/ha N <sub>total</sub> . Épandage effectué huit ans a u p a r a v a n t. Établissement de la deuxième production. Fertilisation annuelle à base d'engrais chimiques.	Les teneurs en N, P, K, S, Ca, Fe et Cu des aiguilles des transplants sont similaires (témoin sans boues vs boues il y a huit ans). Les transplants cultivés dans des parcelles traitées avec des boues comportent des teneurs foliaires en Mg plus faibles, en-deçà du seuil de suffisance. La carence en Mg serait attribuable au lessivage des cations du sol à la suite de l'acidification du sol occasionnée par la nitrification de fortes quantités d'azote. Les concentrations foliaires en Mn et en Zn des transplants cultivés dans le sol amendé avec des boues sont significativement plus élevée que les témoins. Dans ce cas, les niveaux atteints ne sont pas phytotoxiques.	Harrison <i>et al.</i> , (1994)
N, P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu	Mélèze laricin. Essais en serre (Québec). Semis fertilisés avec des boues liquides anaérobies à des doses variant entre 25 et 450 kg/ha N <sub>total</sub> .	Les auteurs rapportent une augmentation en N, P et Mn et une diminution de la teneur en Ca et Mg des tissus foliaires avec l'augmentation du taux d'application des boues d'épuration.	Couillard et Grenier (1989a,b)
N, P, K, Ca, Mg, Mn, Zn	Plantation de transplants d'un an. (Floride, États-Unis). Application de boues liquides à des doses de 0, 730, 1460, 2190, 2920 et 3650 kg/ha N <sub>total</sub> .	L'analyse des tissus foliaires quatre ans après l'épandage a montré que l'apport de boues a favorisé l'accumulation de N, de P et de Zn dans les aiguilles alors qu'elle a causé une diminution de la teneur en K et Mg.  L'analyse des tissus foliaires huit ans après l'épandage a montré que l'apport de boues a favorisé l'accumulation de Ca et de Zn dans les aiguilles alors qu'elle a causé une diminution de la teneur en K et Mg. Cette dernière serait attribuable à un effet de dilution associé à une plus forte accumulation de matière sèche dans les aiguilles.	Lutrick <i>et al.</i> (1986)

De façon générale, on constate que la fertilisation avec des doses croissantes de boues favorise généralement une augmentation de la teneur en azote et en phosphore des tissus foliaires. Selon la littérature consultée (tableau 15), les impacts les plus marqués sont observés surtout chez les jeunes arbres, chez les espèces à croissance rapide et dans les peuplements ou les plantations établies sur des sols de faible fertilité. L'amélioration de la nutrition azotée expliquerait d'ailleurs en grande partie les impacts bénéfiques des boues sur la croissance des arbres (Harrison et Henry, 1994).

Les réponses observées au niveau du Ca sont assez variables. Grant et Olesen (1991) n'ont pas observé d'effet notable. D'autres travaux (Lutrick *et al.*, 1986; Weetman *et al.*, 1994) montrent des augmentations de la teneur en Ca des tissus foliaires à la suite de l'épandage de boues. Une diminution de la concentration en Ca dans les tissus foliaires du mélèze laricin a par ailleurs été mesurée lors des essais de Couillard et Grenier (1989a,b).

Peu d'impacts ont été relevés au niveau de l'accumulation du fer dans les tissus foliaires des arbres soumis à des applications de boues. Dans le cas du zinc et du manganèse, celles-ci semblent par contre en favoriser l'absorption. Le phénomène a souvent été observé chez de jeunes arbres (Couillard et Grenier, 1989a,b; Dutch et Wolstenholme, 1994; Harrison et Henry, 1994; Lutrick *et al.*, 1986). La réponse est moins prononcée pour les arbres plus matures. Sur l'île de Vancouver, les mesures effectuées par Weetman *et al.*, 1994 n'ont pas permis de mettre en évidence des teneurs plus élevées en zinc et en manganèse dans les tissus foliaires échantillonnés au cours de la première saison de croissance. Au Danemark, Grant et Olesen (1991) ont observé des concentrations en zinc plus élevées dans les tissus foliaires provenant d'une plantation d'épinettes âgées de 75 ans au cours des 7 années qui ont suivi l'application de boues. Au niveau du cuivre, des augmentations de la teneur dans les tissus foliaires de jeunes plants de mélèze et d'épinette ont été mesurées par Couillard et Grenier (1989) ainsi que par Dutch et Wolstenholme (1994). Grant et Olesen (1991) ont par contre mesuré des concentrations foliaires en Cu plus faibles chez des épinettes de 75 ans, deux ans après les applications de boues. Cette diminution de l'absorption du Cu a été attribuée à la forte fertilisation en N et P apportée par les boues.

Il existe peu de données sur la nutrition minérale de sapin baumier et de l'érable à sucre à la suite de fertilisations avec des boues municipales. Quelques travaux démontrent cependant que des apports d'engrais minéraux ont un impact sur la nutrition minérale et l'accumulation des éléments nutritifs dans les tissus foliaires chez ces deux espèces.

Les essais de Veilleux (1985 et 1986) montrent que l'application d'azote, de phosphore, de potassium, de calcium et de magnésium avec des engrais minéraux contribue à améliorer le statut nutritionnel du sapin baumier cultivé pour la production d'arbres de Noël. De façon générale, l'apport de ces éléments se traduit par une augmentation de leur teneur dans les tissus foliaires. Dans le cas de nouvelles plantations et d'arbres ayant cinq années

de croissance au champ, les effets peuvent être observés dès la première saison qui suit la fertilisation. Les effets s'atténuent avec le temps et sont difficilement perceptibles après trois saisons de croissance. Comme dans le cas de plusieurs plantes cultivées, des paliers de suffisance de la teneur de différents éléments dans les tissus foliaires sont par ailleurs proposés afin d'optimiser la régie de fertilisation des arbres de Noël. Selon Veilleux (1986), les données de Bruns (1973) peuvent ainsi être utilisées pour le sapin baumier. L'encadré qui suit présente ces paliers.

<b>Paliers de suffisance des concentrations foliaires pour le sapin baumier cultivé pour la production d'arbres de Noël*</b>
Azote: 15000 µg/g m.s. Phosphore: 1900 µg/g m.s. Potassium: 7200 µg/g m.s. Calcium: 6200 µg/g m.s. Magnésium: 1000 µg/g m.s.

\* Données de Bruns (1973), tirées de Veilleux (1986)

Des informations intéressantes peuvent également être tirées des travaux qui ont porté sur la fertilisation des érablières dépérissantes au Québec. Certaines études montrent en effet que l'épandage d'engrais minéraux dans les érablières peut modifier le statut nutritionnel des arbres. Ainsi, Sauvesty *et al.* (1990), ont observé une accumulation plus importante des éléments majeurs N, P, K, Ca et Mg dans les tissus foliaires à la suite d'une fertilisation avec un engrais minéral complet apportant 75 kg/ha d'azote, 100 kg/ha de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, 240 kg/ha de K<sub>2</sub>O, 50 kg/ha de Mg et 1200 kg/ha de CaCO<sub>3</sub>. Dans l'État de New-York aux États-Unis, Lea *et al.* (1980) ont aussi observé une augmentation de la teneur en N, P et K des feuilles d'érables à sucre de 70 ans à la suite de traitements de fertilisation comportant entre 275 et 440 kg/ha d'azote, entre 138 et 220 kg/ha de phosphore et 220 kg/ha de potassium. Par ailleurs, des seuils critiques de suffisance au niveau de la concentration foliaire des éléments majeurs sont également proposés. Ces derniers apparaissent dans l'encadré qui suit.

<b>Seuil critique de concentration foliaire des éléments majeurs chez l'érable à sucre*</b>
Azote: 15000 µg/g m.s. Phosphore: 1200 µg/g m.s. Potassium: 7000 µg/g m.s. Calcium: 6000 µg/g m.s. Magnésium: 1000 µg/g m.s.

\* Données de Hendershot (1991), tirées de Sauvesty *et al.* (1990)

Sur la base des informations présentées précédemment, il y a lieu de croire que la valorisation de boues municipales dans les plantations d'arbres de Noël et les érablières est susceptible d'améliorer le statut nutritionnel des arbres. Cet aspect a été l'objet de peu d'études jusqu'à présent et il existe un besoin appréciable de recherche.

### 1.2.2.3 Effets d'une surfertilisation

Les effets d'une surfertilisation azotée par l'apport excessif de boues pourront être similaires à ceux d'une surfertilisation minérale. Aussi, un excès d'azote par un apport tardif d'engrais 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 une réduction de la biomasse des racines fines, de même qu'à une diminution du degré de mycorhization. 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).

Veilleux (1986) a observé, dans des plantations de sapins baumiers cultivés, qu'un excès d'un ou de plusieurs éléments favorisait une croissance exagérée de la flèche terminale au dépend des autres parties de la tige. De plus, des doses d'azote supérieures à 40 g/plant (156 kg N/ha pour une densité d'arbre de 3900 arbres/ha) sous la forme de nitrate d'ammonium ont causé des dommages sévères aux racines qui, dans certains cas, ont entraîné la mort des arbres traités.

### 1.2.2.4 Absorption des métaux

Il est reconnu que les végétaux prélèvent une faible quantité des métaux présents à l'état naturel dans les sols (Harrison *et al.*, 1990). En général, la plante absorbe un élément en proportion de son activité dans la solution du sol (Beauchemin *et al.*, 1993). Selon Beauchemin *et al.* (1993), la libération lente des métaux à partir des boues et leur adsorption importante par la matière organique et les colloïdes du sol font en sorte que leurs concentrations dans la solution du sol sont généralement faibles. Dans des conditions de pH supérieur à 6,0, les métaux sont également très peu solubles. Dans le cas de pH plus acides, comme c'est habituellement le cas en milieu forestier, une plus grande proportion de métaux pourrait toutefois être disponible aux plantes. D'après Beauchemin *et al.* (1993), la présence d'une plus grande quantité de matière organique dans les sols forestiers pourrait cependant contrebalancer la diminution de pH. On constate donc dans l'ensemble qu'une très faible fraction des métaux contenus dans les boues est disponible aux plantes.



Les métaux solubilisés dans la solution du sol ne peuvent pas diffuser directement dans les tissus racinaires. Chez les végétaux, l'absorption des ions nutritifs et des métaux est, en effet, régie en grande partie par des mécanismes physiologiques sélectifs (Salisbury et Ross, 1985). Les racines constituent ainsi une barrière qui limite l'accumulation des métaux dans la plante. Chaque métal a son propre comportement dans le sol et la végétation. Le tableau 16 tiré de la revue bibliographique de Beauchemin *et al.* (1993), en présente un résumé.

Les différentes espèces végétales absorbent différemment les métaux (Juste et Solda, cités par Beauchemin *et al.*, 1993). L'absorption des métaux par les plantes herbacées cultivées est assez bien documentée. Dans le cas des espèces herbacées et ligneuses forestières, il existe beaucoup moins d'information. Les plantes ligneuses ont généralement une croissance moins rapide que les plantes herbacées. Ainsi, ces dernières sont susceptibles d'accumuler les métaux de façon plus importante. McLeod *et al.* (1986) rapportent d'ailleurs une plus forte accumulation du Cd par les herbacées du sous-bois. Le système racinaire peu profond de ces plantes pourrait expliquer que les végétaux du sous-bois sont susceptibles de comporter des teneurs en métaux plus élevées que les arbres. Les jeunes arbres, ayant une croissance active et un système racinaire peu profond, semblent également plus enclins à être influencés par la présence de métaux dans les boues.

Chez les champignons par ailleurs, Zabowski *et al.* (1990) ont observé des concentrations en métaux significativement plus élevées dans les carpophores prélevés sur des sites amendés avec des boues. Il existe cependant peu d'information concernant les champignons et considérant le fait qu'ils peuvent être récoltés et consommés par la population, les besoins de recherche sont importants à ce sujet (Beauchemin *et al.*, 1993).

Plusieurs travaux, pour la plupart réalisés en serre et avec l'utilisation de sels solubles, ont permis d'observer des problèmes de toxicité associés aux métaux. Ceux-ci ont ainsi permis d'établir des seuils foliaires critiques de phytotoxicité pour différents métaux (tableau 17). Selon Chang *et al.* (1986), l'analyse des tissus foliaires constitue un bon indice pour évaluer le niveau d'absorption des métaux par les plantes. Le tableau 18 présente certaines des observations qui ont été effectuées au niveau des teneurs en métaux des tissus foliaires dans le cadre d'études spécifiques à la valorisation sylvicole des boues. De façon générale, on constate que l'application de boues en milieu forestier peut influencer l'accumulation des métaux dans les tissus foliaires des plantes forestières, surtout lorsqu'elles sont jeunes et de type herbacées. Des augmentations des teneurs en Cd, Cu, Cr, Mn, Ni et Zn sont rapportées dans le tableau 18. Selon Harrison *et al.* (1990), l'amélioration de la nutrition azotée apportée par les boues pourrait favoriser l'accumulation du Cd, du Cr, du Ni, du Pb et du Zn par les plantes. La croissance accrue pourrait également être en cause. D'après ces auteurs, il est aussi possible que la nitrification acidifie le sol et rende ces métaux plus disponibles.

En général, les teneurs foliaires mesurées lors de différentes études n'ont pas dépassé les seuils critiques présentés dans le tableau 17. La végétation ne peut prélever qu'une très faible proportion des métaux des boues. Par exemple Chang *et al.* (1984) estiment que

moins de 1% des métaux apportés par les boues ont été prélevés par les plantes (orge et sorgho) 5 ans après des épandages importants (49 à 194 Mg/ha m.s.). Selon Beauchemin *et al.* (1993), l'accumulation substantielle de métaux par les plantes ne pourrait survenir qu'avec l'application de très fortes doses (> 100 t/ha) de boues municipales qui seraient très contaminées en métaux. À court terme, il ne semble donc pas exister de problème important quant à une éventuelle phytotoxicité des métaux. Toutefois, il existe peu de données concernant les risques à long terme. Des épandages répétés de boues pourraient enrichir considérablement le sol en métaux sur un certain nombre d'années. Les niveaux retrouvés dans le sol pourraient même atteindre des concentrations susceptibles d'être phytotoxiques pour les plantes (cf. section 1.2.3.3). Beauchemin *et al.* (1993) mentionnent d'autres sources de métaux d'origine anthropique sont également susceptibles d'accroître le niveau de contamination de l'environnement, ce qui justifie un suivi à long terme des métaux dans les milieux valorisés.

Selon le tableau 18, les niveaux d'accumulation du Cu, du Cr, du Mn, du Ni et du Zn sont relativement faibles et ne semblent pas poser de risques importants pour la chaîne alimentaire. Dans le cas du Cd, les observations effectuées sont plus préoccupantes. Berry (1985) ainsi que McLeod *et al.* (1986) rapportent des niveaux d'accumulation du Cd atteignant 4,7 ppm et 13,3 ppm dans les tissus de jeunes plants de pin à l'encens et de plantes herbacées du sous-bois. Selon McLeod *et al.* (1986), des teneurs en Cd supérieures à 1 ppm dans la végétation peuvent représenter un risque potentiel pour la chaîne alimentaire. Il faut préciser que les fortes concentrations observées par Berry (1985) et McLeod *et al.* (1986) ont été obtenues avec l'application de très fortes doses de boues (800 à 2000 kg/ha N<sub>total</sub>) riches en Cd (45 à 170 mg/kg m.s). Au Québec, le Guide limite les applications à 200 kg/ha d'azote disponible (environ 400 kg/ha N<sub>total</sub>) et ne permet pas la valorisation de boues comportant plus de 15 mg/kg m.s de Cd. Ces mesures semblent être adéquates pour protéger les écosystèmes forestiers. Il existe cependant peu d'études qui ont permis de le vérifier.

Tableau 16 Comportement général des différents métaux dans le sol et dans la végétation en relation avec la notion de "barrière sol/plante"

	Barrière sol/plante	Comportement de l'élément dans le sol et la végétation
As Cr Pb Hg	oui oui oui —	L'As, le Cr, le Pb et le Hg, bien qu'extrêmement toxiques lorsque présents sous forme disponible dans le sol, ne sont pas absorbés par les cultures à des niveaux considérés comme nuisibles pour le consommateur. Dans les conditions normales du sol, ils apparaissent sous une forme plutôt inerte et n'affectent pas la croissance des plantes (Chang <i>et al.</i> , 1986). Comme l'As est très phytotoxique, les plantes enregistrent de sévères réductions de croissance avant même que l'As se soit accumulé de façon appréciable dans les parties comestibles. Le Pb et le Hg sont généralement sous forme insoluble dans le sol (Chaney, 1980); le Pb devient mobile sous conditions acides et réductrices (Brown <i>et al.</i> , 1983). Même si présents dans le sol sous forme disponible pour la plante, le Pb et le Hg sont insolubles dans les racines des plantes et ne sont donc pas redistribués facilement vers les parties supérieures (Chaney, 1980).
Mn Al Fe	? — oui	Mn, Al, Fe ne sont que légèrement solubles dans un sol bien aéré dont le pH est supérieur à 5,5 (Environnement Canada, 1985). Les plantes peuvent également entreposer le Fe sous forme de phytoferritine si le feuillage atteint des concentrations trop élevées (1 000 ppm) à la suite de déficience en Cu, Mn ou Zn. La phytotoxicité du Fe chez les plantes cultivées, exception faite du riz, n'est donc pas un problème.
B	oui	Le bore devient rapidement phytotoxique si la concentration optimale est dépassée. Dans le sol, le B est faiblement adsorbé et facilement lessivé (Chang <i>et al.</i> , 1986).
Ni Cu Zn	oui oui oui	La disponibilité du Cu, Ni et Zn augmente avec la diminution du pH. En sol acide, la fraction soluble du Zn est hautement mobile et facilement lessivée. Füller, cité par Brown <i>et al.</i> (1983), classe le Ni comme généralement mobile. Le Cu n'est généralement pas accumulé par les parties supérieures de la plante.
Co	non?	Le Co peut s'accumuler dans le feuillage en quantité potentiellement nuisible à l'homme et à des niveaux supérieurs au seuil de tolérance des ruminants lorsque les conditions du sol le permettent (Chang <i>et al.</i> , 1986).
Mo Se	non non	La disponibilité du Mo et du Se augmente avec l'accroissement du pH (Chaney, 1980). Ils peuvent être accumulés par les cultures en quantité suffisante pour être toxiques ou nuisibles aux animaux, sans que les plants ne montrent des signes de phytotoxicité. Sur sol calcaire, le Mo est plus facilement lessivé à cause de sa faible adsorption (Chaney, 1980).
Cd	non	Le cadmium est mobile dans la chaîne alimentaire et reste disponible pour les plantes longtemps après son addition au sol (Chaney, 1980). De plus, certaines parties comestibles sont capables de l'assimiler de façon sélective jusqu'à atteindre des concentrations de 4 à 10 fois supérieures aux concentrations du sol sur lequel elles croissent (Korzun et Heck, 1990).

Tableau tiré de Beauchemin *et al.* (1993)

Tableau 17 Teneurs moyennes et phytotoxiques en métaux du feuillage (ppm, base m.s.), généralisées pour plusieurs espèces

Métal	Kabata-Pendia et Pendias (1984) <sup>1</sup>			Environnement Canada (1985) <sup>2</sup>	
	él. essentiel	normale	phytotoxique	normale	phytotoxique
Al	X*	—	—	—	—
As <sub>inorg</sub>	X*	1 - 1,7	5 - 20	0,01 - 1	3 - 10
B	X	10 - 200	50 - 200	7 - 7,5	75
Cd	—	0,05 - 0,2	5 - 30	0,01 - 1	5 - 700
Co	X	0,02 - 1	15 - 50	0,01 - 0,3	25 - 100
Cr <sub>oxydé</sub>	—	0,1 - 0,5	5 - 30	0,1 - 1	20
Cu	X	5 - 30	20 - 100	3 - 20	25 - 40
Fe	X	—	—	3 - 300	—
Mn	X	20 - 300	300 - 500	15 - 150	400 - 2 000
Hg	—	—	1 - 3	—	—
Mo	X	0,2 - 1	10 - 50	0,1 - 3,0	100
Ni	X*	0,1 - 5	10 - 100	0,1 - 5	50 - 100
Pb	—	5 - 10	30 - 300	2 - 5	—
Se	X*	0,01 - 2	5 - 30	0,1 - 2	100
Zn	X	27 - 150	100 - 400	15 - 150	500 - 1 500

1 Concentrations généralisées pour diverses espèces à l'exception des plantes très sensibles ou très tolérantes.

2 Données originales de Chaney (1982). Fate of toxic substances in sludge applied to cropland. Proc. Internat. appl. of Sewage Sludge, 13-15 oct., Tokyo, Japan.

\* Le caractère essentiel de ces éléments reste à confirmer bien que certaines études les reconnaissent comme essentielles pour certaines espèces (p. ex. As pour champignons et algues).

Tableau tiré de Beauchemin *et al.* (1993).

Tableau 18 Résumé de quelques études portant sur l'absorption des métaux par les végétaux à la suite d'applications de boues municipales

Métal (aux)	Espèce, âge, endroit et doses appliquées	Observations	Référence
Cu, Zn, Ni, Cr	Épinette (Danemark, Europe). Plantation de 75 ans établie sur un sol sablonneux. Boues digérées anaérobies liquides. Doses de N <sub>total</sub> équivalentes à 1300 kg/ha. Utilisation de boues comportant des teneurs basses et élevées en métaux.	Augmentation des concentrations foliaires en Zn, Ni et Cr. Elles n'ont toutefois pas dépassé les valeurs normalement retrouvées chez cette espèce. Diminution de la concentration en Cu associée à une forte fertilisation en N et P apportée par les boues.  Augmentations maximales observées entre les arbres témoin et les arbres fertilisés avec des boues: Zn: 27 à 43 et 53 à 75 ppm au cours des première et troisième saisons de croissance. Ni: 1,3 à 1,7 ppm au cours de la première saison de croissance. Cr: 0,55 à 0,84 ppm au cours de la première saison de croissance.	Grant et Olesen (1991)
Mn, Fe, Cu, Zn	Pruche de l'Ouest, sapin gracieux et cèdre de l'Ouest (Ile de Vancouver, Canada). Plantations de 8 ans croissants sur un sol de faible fertilité. Taux d'application des boues digérées anaérobies équivalent à 500 kg/ha N <sub>total</sub>	Aucune augmentation significative de la teneur en Mn, Fe, Cu et Zn dans les tissus au cours de la première saison de croissance.	Weetman <i>et al.</i> (1994)
Fe, Mn, Zn, Cu	Mélèze laricin. Essais en serre. Québec  Semis fertilisés avec des boues liquides anaérobies à des doses variant entre 25 et 450 kg/ha N <sub>total</sub> .	Les auteurs rapportent une augmentation en Mn des tissus foliaires avec l'augmentation du taux d'application des boues d'épuration. Pas d'impact au niveau du Fe, du Zn et du Cu.	Couillard et Grenier (1989a,b)
Cu, Zn, Pb	Épinette Sitka (Écosse, Europe) Application à l'établissement de la plantation de 445 et 893 kg/ha N <sub>total</sub> (environ 140 et 280 kg/ha N <sub>disponible</sub> ) Transplants de 15 à 25 cm de hauteur.	Augmentation significative du Cu et du Zn dans les aiguilles après deux années de croissance. Aucun impact au niveau du Pb. Témoin (engrais minéraux): Cu = 2,25, Zn = 21,5 et Pb < 2,5 ppm Boues 445 kg/ha N <sub>total</sub> : Cu = 3,78, Zn = 35,6 et Pb < 2,5 ppm Boues 893 kg/ha N <sub>total</sub> : Cu = 4,04, Zn = 37,20 et Pb < 2,5 ppm	Dutch et Wolstenholme (1994)

Tableau 18 Résumé de quelques études portant sur l'absorption des métaux par les végétaux à la suite d'applications de boues municipales (suite)

Métal (aux)	Espèce, âge, endroit et doses appliquées	Observations	Référence
Zn, Mn, Cu, Fe, Na, Al, Hg	Pin. Plantation de transplants d'un an. (Floride, États-Unis). Application de doses de boues liquides à des taux de 0, 730, 1460, 2190, 2920 et 3650 kg/ha Ntotal.	L'analyse des tissus foliaires quatre ans après l'épandage a montré que l'apport de boues a favorisé l'accumulation de Zn dans les aiguilles alors qu'elle a causé une diminution de la teneur en Al. Teneur maximale en Zn observée: 85 ppm.  Huit ans après leur épandage, les boues ont favorisé l'accumulation de Zn et de Cd dans les aiguilles alors qu'elles ont causé une diminution de la teneur en Al. Teneur maximales en Zn et Cd observées: 89 et 0,62 ppm.  Aucun impact appréciable n'a été observé au niveau du Cu, du Fe, du Na et du Hg.	Lutrick <i>et al.</i> (1986)
Fe, Mn, Na, Cu, Zn, Cd, Al, B, Ba, Co, Cr, Ni, Pb, Sr	Pin à l'encens. Essais en microparcelles. Plants de moins de 15 cm de hauteur à l'établissement. Plusieurs types de boues ayant un degré variable de contamination en métaux. Taux d'application variant entre 340 et 2040 kg/ha Ntotal.	Réponse variable. Pas de corrélation entre la teneur en métaux des boues. À l'exception de Cd et Zn, les concentrations foliaires les plus élevées n'ont pas nécessairement été retrouvées avec les charges en métaux les plus importantes. Les teneurs maximales mesurées en Zn et Cd ont atteint 163 et 4,7 ppm respectivement. Elles ont été obtenues avec les boues les plus contaminées (environ 2000 mg/kg de Zn et 169 mg/kg de Cd)	Berry (1985)
Mn, Na, Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn	Plantations de pin à l'encens âgées d'un, trois, huit et 28 ans. (Caroline du Sud, États-Unis). Application de doses de boues se situant entre 400 et 800 kg/ha Ntotal. Analyse des tissus de la végétation herbacée du sous-bois.	Augmentation de la teneur en Cd chez les plantes ligneuses et herbacées soumises à des applications de boues. L'impact a été plus marqué chez les plantes herbacées. Dans ce cas des concentrations en Cd atteignant 13,3 ppm ont été atteintes. L'application de boues a aussi favorisé une élévation de la teneur en Cu, Ni et Zn. Les concentrations maximales observées pour ces éléments ont atteint 9,2, 2,6, et 137 ppm respectivement.	McLeod <i>et al.</i> (1986)
Ni, Cu, Zn, Cd, Pb	Pin de Corse. (Royaume-Uni). Applications de 340, 680 et 1700 kg/ha Ntotal dans une plantation âgée de 32 ans.	Aucune accumulation des métaux dans les tissus prélevés lors des première et cinquième saisons de croissance.	Moffat <i>et al.</i> (1991)

### **1.2.2.5 Influence sur la qualité et la production de sève chez l'érable à sucre**

Le Guide de valorisation sylvicole du Québec (MENVIQ *et al.*, 1991) interdit l'épandage de boues municipales dans les érablières exploitées pour la production de sirop d'érable parce que ce dernier est destiné à la consommation humaine. On connaît cependant mal l'influence de la fertilisation avec des boues municipales sur la production et la composition chimique de la sève. L'acquisition de connaissances à ce niveau pourrait permettre de mieux établir les risques réels associés à la consommation éventuelle de sirop provenant d'érablières fertilisées avec des boues municipales. Elle pourrait servir également à apporter des informations additionnelles sur la nutrition minérale de l'érable à sucre à la suite de l'application de boues.

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 sucres 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 19). 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). À l'état naturel, on retrouve par ailleurs des teneurs variables de différents métaux. Robinson *et al.* (1989) ont analysé le contenu en Cu, Fe, Pb et Zn de la sève de l'érable à sucre dans l'est du Canada (tableau 20) et concluent que la situation géographique exerce une influence considérable sur la composition de la sève.

La fertilisation avec des boues peut avoir des impacts au niveau de la coulée et des teneurs en éléments nutritifs, en sucres et en métaux de la sève. Au niveau des éléments nutritifs et des métaux, les données se rapportant aux tissus foliaires (section 1.2.2.2 et 1.2.2.3) indiquent d'ailleurs que l'application de boues peut effectivement influencer la nutrition minérale des végétaux. Il y a lieu de croire que ce type de fertilisation pourrait aussi influencer la composition chimique et même la coulée de la sève.

## **1.2.3 Effets sur le sol**

### **1.2.3.1 pH et éléments nutritifs**

#### **pH**

L'apport de boues en milieu sylvicole entraîne à court terme une élévation du pH. À long terme cependant, la minéralisation de la matière organique des boues et la nitrification des ions ammonium pourront acidifier le sol (Beauchemin *et al.*, 1993). Lutrick *et al.* (1986) ont observé une diminution significative du pH dans des sols forestiers deux ans après

Tableau 19 Contenu en sucres et en minéraux de la sève printanière de l'érable à sucre

Sucres (%)	
Totaux (solubles)	0,8 - 4,8
Saccharose	2,0 - 3,0
Oligosaccharides	0,0006
Minéraux (mg/L)	
N	50 - 1100
P	30 - 800
K	300 - 9500
Ca	1710 - 7500
Mg	290 - 900
Fe	trace - 380
Mn	250 - 1000
Na	ND - 1800

Tiré de Renaud et Allard (données non-publiées) / ND: Non détecté.

Tableau 20 Moyennes et intervalles des teneurs en métaux dissous dans la sève printanière d'érable dans l'est du Canada

Analyse <sup>a</sup>	Nouvelle-Écosse	Nouveau- 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	1,71 (0,20 - 8,75)	2,12 (0,13 - 10,23)	1,31 (0,15 - 17,14)
Solides (%)	2,35 (1,73 - 3,25)	2,91 (2,33 - 3,67)	2,44 (1,61 - 3,50)
pH	5,61 (4,28 - 6,65)	3,88 (3,40 - 4,38)	4,16 (3,38 - 4,87)

Tiré de Robinson *et al.* (1989)

a. Nombre d'échantillons = 27 par province.

l'épandage de fortes doses de boues (730 à 3650 kg/ha  $N_{total}$ ). Les effets ont été observés jusqu'à 90 cm et ont atteint environ 0,5 unités de pH. Le pH initial de ce sol se situait à 5. Corey *et al.* (1986) ont aussi observé une diminution de pH (5,3 à 4,5), 6 mois après des épandages de doses de boues équivalentes à 400 et 800 kg/ha d'azote disponible. Cependant, avec un autre type de boues, moins riches en azote ammoniacal, aucune différence n'a été observée avec une application de 630 kg/ha  $N_{total}$ . Dans une autre étude comportant des apports équivalents à 450 et 900 kg/ha  $N_{total}$ , Dutch et Wolstenholme (1994) indiquent que le pH du sol est demeuré au même niveau que celui du témoin (3,8-3,9) cinq ans après les travaux d'épandage. Les plus fortes diminutions de pH ont été rapportées par (Harrison *et al.*, 1994). En comparaison avec le témoin, des



applications de boues se situant à environ 8000 et 13000 kg/ha  $N_{total}$  ont mené à une réduction d'une unité de pH dans la couche supérieure de sol (0-10 cm), comportant un pH initial de 5,4-5,9. Les effets ont pu être mesurés huit à quinze ans après ces applications. On constate ainsi que seul les très fortes applications d'azote sont susceptibles d'induire des modifications importantes au niveau du pH des sols forestiers.

### **Azote**

L'accumulation des différentes formes d'azote (azote organique, ammonium et nitrates) dans le sol à la suite de l'application de boues municipales est conditionnée par maints facteurs. Plusieurs processus en surface et dans le sol influencent en effet le devenir et le comportement de l'azote apporté dans le milieu forestier et les plantations à la suite de l'épandage de boues. La dégradation biologique (minéralisation) de l'azote organique des boues conduit à la libération d'azote ammoniacal. Le taux de minéralisation de la matière organique varie selon les caractéristiques des boues et du sol récepteur et dépend également des conditions climatiques (Henry *et al.*, 1990 et cf. section 1.2.3.2). L'ammonium présent initialement dans les boues ou libéré par leur minéralisation peut être intégré au sol (adsorption et immobilisation microbienne) et à la végétation ou être perdu par la volatilisation ou le lessivage. Il peut également se convertir en nitrates qui à leur tour peuvent emprunter différentes voies ou subir d'autres transformations chimiques.

En milieu sylvicole, les épandages de boues doivent généralement être effectués en surface dans les peuplements et les plantations établis. Ainsi, sans incorporation au sol, l'azote organique non minéralisé reste principalement en surface et ne peut s'intégrer que graduellement à la litière. Les microorganismes peuvent reconverter en azote organique l'ammonium et les nitrates libérés par la minéralisation des boues et ayant migrés dans le profil de sol. L'immobilisation microbienne de l'azote est largement conditionnée par le rapport C/N des débris organiques. Un rapport supérieur à 30 favorise l'immobilisation (Henry *et al.*, 1990). Selon Camiré (1992), lorsque le rapport C/N baisse en bas de ce seuil critique, la minéralisation excède l'immobilisation et l'azote minéral peut alors s'accumuler. Une différence majeure entre les applications de boues en forêts 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). Le tableau 21 présente des travaux de recherche qui ont mis en évidence une accumulation appréciable d'azote organique dans les couches supérieure de sol (0-25 cm) à la suite d'épandages de boues. Ces études (Harrison *et al.*, 1994; Riekerk et Zasoski, 1979) comportaient cependant une application de très fortes doses de boues. Il existe peu de données sur les impacts de doses plus rationnelles.

Une bonne partie de l'ammonium soluble est susceptible d'être absorbé au niveau de la litière et du sol, surtout si les boues sont liquides. L'absorption peut également être favorisée par la pluie. Cet aspect est peu documenté. Toutefois, Burton *et al.* (1986) ont attribué un plus haut niveau d'azote ammoniacal d'une pinède à un pH acide et à la

Tableau 21 Résumé de quelques études portant sur l'accumulation des différentes fractions de l'azote dans les sols forestiers à la suite d'applications de boues municipales

Fraction(s)	Type de milieu et doses appliquées	Observations	Référence
N-NO <sub>3</sub> et N-NH <sub>4</sub>	Maryland, États-Unis. Peuplement de feuillus à bois dur. Application de boues liquides à des doses de 0, 200, 400 et 800 kg/ha d'azote total. Épandage en surface, en juin 1986. Loam, pH initial de 4,6.	<p>Trois mois après l'application des boues, les concentrations en N-NO<sub>3</sub> ont augmenté de 1,0 (témoin) à 35 et 50 mg/kg (traitement extrême) dans les couches de sol 0-10 et 10-20 cm. Les effets se sont atténués avec le temps et les teneurs en N-NO<sub>3</sub> des couches 0-10 et 10-20 cm étaient pratiquement retournées au niveau initial deux ans après les épandages.</p> <p>Au niveau de l'ammonium, des accumulations n'ont été observées neuf mois (printemps 1987) après l'épandage des boues et elles ont été limitées à la couche de sol 0-10 cm. Les concentrations atteignaient alors environ 35 et 100 mg/kg N-NH<sub>4</sub> pour les traitement témoin et 800 kg/ha N<sub>total</sub> respectivement. Les effets se sont atténués avec le temps et les teneurs mesurées au printemps 1988 se situaient près du niveau initial et du témoin.</p> <p>Neuf mois après les épandages, des différences significatives entre les teneurs en N-NO<sub>3</sub> du sol des parcelles témoin et traitées ont été observées jusqu'à 90 cm de profondeur, indiquant une migration importante dans le profil. Les concentrations les plus élevées ont atteint plus de 20 mg/kg avec la dose extrême. Deux ans après les épandages, des teneurs en N-NO<sub>3</sub> significativement plus importantes ont été mesurées en profondeur (75-120 cm) pour les traitements comportant des boues. Les différences se sont accrues avec l'augmentation de la dose de boues.</p>	Aschmann <i>et al.</i> (1992)  Aschmann <i>et al.</i> (1990)

Tableau 21 Résumé de quelques études portant sur l'accumulation des différentes fractions de l'azote dans les sols forestiers à la suite d'applications de boues municipales (suite)

Fraction(s)	Type de milieu et doses appliquées	Observations	Référence
N <sub>total</sub>	Washington, États-Unis. Plantations de peuplier, de sapin Douglas et de pin. Sol à texture grossière labouré avant l'établissement. Applications massives à un taux se situant à environ 13000 kg/ha N <sub>total</sub> . Incorporation au sol. Analyses de sol effectuées 15 ans après les épandages. Le pH initial de l'horizon de surface (0-7 cm) se situait à 5,9	Les teneurs en N <sub>total</sub> se sont avérées plus élevées 15 ans après l'application des boues dans la couche 0-7 cm. Des teneurs respectives de 3,4 et 12 mg/g ont ainsi été mesurées dans des sols non traités et traités. Globalement, l'épandage de boues a triplé le contenu en azote total du sol jusqu'à une profondeur de 27 cm. Peu de différences ont été observées au delà de 27 cm.	Harrison <i>et al.</i> , 1994
N <sub>total</sub>	Washington, États-Unis. Sapin Douglas. Sols loameux et graveleux. Peuplements établis et reboisements. Applications de couches de boues de 10 et 25 cm d'épaisseur. Épandages en surface avec ou sans incorporation. pH initial d'environ 5,5 (couche 0-10 cm).	Des teneurs en azote total plus élevées que le témoin ont été mesurées dans l'horizon A (0-10 cm). Aucun effet important n'a cependant été observé avec la couche de boues de 25 cm.	Riekerk et Zasoski (1979)

pénétration en profondeur des boues. La fraction ammoniacale qui reste en surface est susceptible d'être perdue par volatilisation ou ruissellement. Henry *et al.* (1990) rapportent que des pertes se situant entre 25 et 62 % de l'ammonium total ont été mesurées à la suite d'applications de boues en sylviculture. L'importance de la volatilisation dépend de plusieurs facteurs. L'application en surface, l'alcalinité du sol, les températures élevées et le vent favorisent cette dernière. Selon Camiré (1992), les pertes ammoniacales par volatilisation sont relativement faibles dans les sols comportant un pH inférieur à 6. Au Québec, une grande proportion des sols forestiers sont acides. Ainsi, l'ammonium des boues qui s'infiltrera dans ce type de sol apparaît peu sujet à la volatilisation. La situation

peut cependant être différente dans les plantations d'arbres cultivés (ex.: arbres de Noël) où on maintient le pH à 6,0-6,5 pour optimiser la disponibilité des éléments nutritifs.

À l'état naturel, la conversion de l'ammonium en nitrates (nitrification) est très faible dans les sols forestiers acides et riches en matière organique. L'azote ammoniacal est donc prédominant dans ce type de sol. Les nitrates seront par contre plus abondants dans les sols alcalins que l'on retrouve fréquemment dans les plantations d'arbres cultivés. En milieu forestier, l'apport de boues peut toutefois favoriser la nitrification. L'inoculation de microorganismes et la création de microsites comportant des conditions plus optimales favoriseraient en effet ce processus (Burton *et al.*, 1986). Ainsi, une fraction importante de l'ammonium libéré par les boues peut se convertir en nitrates dans les sols forestiers, même lorsque ceux-ci sont acides. Dans un peuplement de feuillus du Maryland comportant un sol avec un pH initial de 4,6, Aschmann *et al.* (1990) ont estimé que 40 à 60 % de l'azote total des boues existait sous forme de nitrates dans le sol deux ans après les épandages. Le taux de nitrification peut cependant varier énormément en fonction des caractéristiques du sol et des boues ainsi que des conditions climatiques. Selon les études du tableau 21, l'ammonium peut s'accumuler temporairement dans le sol de surface, i.e. dans les 10 premiers centimètres. Cet ion peut en effet être retenu par les parties souterraines de la végétation et sur les sites d'échange du sol (Beauchemin *et al.*, 1993). D'après Aschmann *et al.* (1990 et 1992), la nitrification expliquerait le retour rapide des concentrations en ammonium du sol aux valeurs initiales. L'immobilisation microbienne et les prélèvements par les plantes pourraient aussi jouer un rôle important.

Les nitrates s'accumulent habituellement très peu dans les sols. Cet ion est en effet très mobile (Beauchemin *et al.*, 1993). Les résultats obtenus dans le cadre des études rapportées dans le tableau 24 indiquent que les nitrates libérés à la suite d'un épandage de boues peuvent s'accumuler temporairement dans les horizons de surface pendant quelques mois. L'étude d'Aschmann *et al.* (1990 et 1992) montre très clairement qu'un front de nitrates descend graduellement dans le profil de sol. L'immobilisation microbienne, les prélèvements effectués par les plantes et la dénitrification contribuent à la disparition des nitrates du sol (Beauchemin *et al.*, 1993). Toutefois, celle-ci demeure en grande partie attribuable au lessivage en profondeur avec l'eau de percolation. La section 1.2.5.1 traite des risques associés au lessivage des nitrates.

Dans l'ensemble, on constate ainsi que l'application de boues municipales peut comporter des effets significatifs sur la distribution des différentes formes d'azote dans le sol. La majorité des travaux de recherche qui ont étudié ces aspects ont été réalisés aux États-Unis. La revue des connaissances montre que le cycle de l'azote des milieux forestiers est fortement influencé par le climat (température, pluviométrie, etc.) et différentes caractéristiques du sol (pH, aération, teneur en humidité, matière organique, microflore, etc.). L'impact des boues sur la distribution des différentes formes d'azote des sols forestiers du Québec est mal connu. L'acquisition de données et de connaissances sur cet aspect aiderait à mieux comprendre les effets éventuels de la valorisation sylvicole sur la nutrition minérale des espèces forestières québécoises. Elle permettrait également de

mieux évaluer les risques de contamination de l'eau par les nitrates et de vérifier si les pratiques du Guide assurent une protection adéquate.

### Phosphore

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 ( $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ) 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 formes peu solubles. 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  $\text{Fe}^{3+}$  et l' $\text{Al}^{3+}$ , des composés plus solubles avec le  $\text{Ca}^{2+}$  et le  $\text{Mg}^{2+}$  à des pH près de la neutralité et des composés très peu solubles avec le  $\text{Ca}^{2+}$  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 hydreux d'Al et de Fe (Camiré, 1992). Par ailleurs, le phosphore peut également être immobilisé par les microorganismes du sol. Selon Grant et Olesen (1991), l'immobilisation microbienne du phosphore est possible lorsque le rapport C/P est supérieur à 200. De façon générale, la forme organique représente entre 25 et 55 % du contenu total en phosphore du sol (Beauchemin *et al.*, 1993) et elle constitue une réserve plus facilement mobilisable que le phosphore minéral d'inclusion.

Les mécanismes de rétention du phosphore dans le sol font en sorte que cet élément est relativement immobile et qu'il tend à s'accumuler en surface du sol lorsque des engrais phosphatés sont ajoutés (Thisdale *et al.*, 1985). Des travaux de recherche réalisés en milieu agricole montrent également que le phosphore apporté par les boues se lie au Fe et à l'Al et tend à s'accumuler en surface du sol (Chang *et al.*, 1983). En milieu forestier, le comportement du phosphore est similaire.

Les études résumées dans le tableau 22 montrent en effet que le phosphore s'accumule dans les couches supérieures. La forte teneur en matière organique des sols forestiers, notamment de la litière, permet une immobilisation microbienne importante (Grant et Olesen, 1991). Dans les couches minérales toutefois, le phosphore demeure principalement sous forme inorganique (Grant et Olesen, 1991). Corey *et al.* (1986) et Lutrick *et al.* (1986) rapportent des augmentations de la teneur en phosphore disponible dans la couche supérieure de sols forestiers. Selon Lutrick *et al.* (1986), le phosphore des boues aurait toutefois tendance à être graduellement fixé dans le sol avec le temps.

### Autres éléments nutritifs

L'accumulation des autres éléments nutritifs majeurs (K, Ca et Mg) dans les sols à la suite de l'application de boues a été relativement peu étudiée en milieu forestier. Le tableau 23 présente les résultats de quelques travaux. Les études de Corey *et al.* (1986) et de Lutrick *et al.* (1986) indiquent que les teneurs de ces éléments ont tendance à diminuer dans le sol à la suite de l'application de doses croissantes des boues. Selon Corey *et al.* (1986),

Tableau 22 Résumé de quelques études portant sur l'accumulation du phosphore dans les sols forestiers à la suite de l'application de boues municipales

Forme(s)	Type de milieu et doses appliquées	Observations	Référence
P <sub>disponible</sub> (méthode non précisée)	Caroline du Sud, États-Unis. Plantations de pins à l'encens âgée de 28 ans. Sol sablonneux et argilo-sablonneux et comportant un pH initial de 5.3. Boues appliquées à des taux équivalents à 0, 400, 630 et 800 kg/ha N <sub>disponible</sub> .	Augmentation du P <sub>disponible</sub> dans la couche de sol 0-10 cm six mois après les applications. Sable: Teneurs respectives de 35 et 55 ppm pour le témoin et le traitement 800 kg/ha N <sub>disponible</sub> . Argile sablonneuse: Teneurs respectives de 10 et 19 ppm le traitement 800 kg/ha N <sub>disponible</sub> .	Corey <i>et al.</i> (1986)
P <sub>inorganique</sub> P <sub>organique</sub> P <sub>total</sub>	Danemark, Europe. Plantation d'épinettes de 75 ans établie sur un sol sablonneux. Boues digérées anaérobies liquides appliquées à des doses équivalentes à 1300 kg/ha N <sub>total</sub> .	Trois ans et demi après les applications, les auteurs de l'étude ont établi que sur 690 kg/ha de P <sub>total</sub> appliqué avec les boues, 140 et 160 kg/ha avait migré respectivement vers la litière et la couche minérale 0-20 cm. Le reste étaient encore lié à la matière sèche des boues non minéralisées. La moitié du P <sub>total</sub> de la litière a été immobilisé sous forme organique. Dans l'horizon minéral, le P étaient principalement sous forme inorganique. Le rapport C/P de la litière est passé de 600 à 440 en trois ans et demi. Les auteurs estiment qu'il y aura immobilisation microbienne jusqu'à ce que le rapport C/P atteigne 200.	Grant et Olesen, (1991)
P <sub>disponible</sub> (Mehlich I)	Floride, États-Unis. Pin. Plantation de transplants d'un an. Application de doses de boues liquides à des taux de 0, 730, 1460, 2190, 2920 et 3650 kg/ha N <sub>total</sub> . Loam sableux, pH de 5,0.	La disponibilité du P a augmenté significativement dans le sol de surface (0-30 cm) avec l'application des boues. La réponse fut proportionnelle aux doses épandues. Une réduction des teneurs a toutefois été observée avec le temps et elle a été attribuée à la fixation graduelle du phosphore des boues par le sol.	Lutrick <i>et al.</i> (1986)
P <sub>total</sub>	Écosse, Europe. Épinette Sitka Application à l'établissement de la plantation de 445 et 893 kg/ha N <sub>total</sub> (environ 140 et 280 kg/ha N <sub>disponible</sub> ) Transplants de 15 à 25 cm de hauteur.	L'application de boues a augmenté significativement la teneur en P <sub>total</sub> dans les couches de sol 0-7,5 cm et 7,5-15 cm. Aucune différence n'a été notée dans la couche 15-20 cm.	Dutch et Wolstenholme (1994)

Tableau 23 Résumé de quelques études portant sur l'accumulation du potassium, du magnésium et du calcium dans les sols forestiers à la suite d'applications de boues municipales

Forme(s)	Type de milieu et doses appliquées	Observations	Référence
(K, Ca et Mg) échangeable (Méthode non précisée)	Caroline du Sud, États-Unis. Plantations de pins à l'encens âgée de 28 ans. Sol sablonneux et argilo-sablonneux et comportant un pH initial de 5,3. Boues appliquées à des taux équivalents à 0, 400, 630 et 800 kg/ha N <sub>disponible</sub> .	Diminution des teneurs en K, Ca et Mg échangeables 6 mois après l'application des boues. Cette réduction serait attribuable au lessivage de ces cations avec les anions nitrates.	Corey <i>et al.</i> (1986)
(K, Ca et Mg) disponible (Mehlich I)	Floride, États-Unis. Pin. Plantation de transplants d'un an. Floride, États-Unis. Application de doses de boues liquides à des taux de 0, 730, 1460, 2190, 2920 et 3650 kg/ha N <sub>total</sub> . Loam sableux, pH de 5,0.	Corrélations négatives entre les teneurs du sol en K, Ca et Mg et la quantité de boues appliquée.	Lutrick <i>et al.</i> (1986)
(K, Ca et Mg) échangeable (extraction au NH <sub>4</sub> Cl 1M)	État de Washington, États-Unis. Plantations d'arbres de Noël composées de sapins. État de Washington, États-Unis. Application massive de boues, équivalente à 8000 kg/ha N <sub>total</sub> .	L'analyse du sol huit ans après les épandages montre que les boues ont eu comme conséquence une réduction des teneurs en K, Ca et Mg du sol de surface (0-15 cm). Cette réduction serait attribuable au lessivage de ces cations avec les anions nitrates.	Harrison <i>et al.</i> (1994)

la présence de fortes quantités d'anions nitrates dans le sol à la suite d'un épandage de boues municipales favoriseraient le déplacement des cations échangeables et leur lessivage. Les observations effectuées au niveau de la nutrition minérale des espèces forestières soumises à des applications de boues tendent à corroborer ces résultats (cf. section 1.2.2.2).

Par ailleurs, les boues peuvent également apporter certains oligo-éléments au sol et améliorer sa fertilité. Une trop forte accumulation de ceux-ci peut cependant comporter des risques pour l'ensemble des écosystèmes.

### 1.2.3.2 Matière organique

Comme il a déjà été mentionné dans la section 1.2.1.1, les boues municipales constituent un amendement organique de faible qualité. Leur rapport C/N est habituellement inférieur à 30. Un tel rapport est peu favorable à la formation d'humus stable. De façon générale, il y aura ainsi peu d'accumulation de matière organique à la suite d'une seule application de boues. Avec des applications équivalentes à 400 kg/ha d'azote total, Nguyen *et al.* (1986) n'ont pas observé d'accumulation de matière organique dans les couches de sol de surface d'une forêt de chênes âgée de 70 ans. En Ohio, Lambert et Weidensaul (1982) n'ont pas non plus mesuré d'accumulation de matière organique dans des plantations d'arbres de Noël à la suite de l'application de boues à des doses atteignant 4500 kg/ha  $N_{total}$ . La matière organique des boues semble donc se minéraliser rapidement. Toutefois, il y a lieu de croire qu'elle est plus lente lorsque les boues sont épandues en surface sans enfouissement. L'incorporation dans le sol permet en effet de retrouver des conditions biologiques et environnementales (température, humidité, etc.) plus optimales qu'en surface.

Il semble que seul des épandages massifs et répétés de boues sont susceptibles d'avoir des effets sur les concentrations en carbone total des sols. Dans une plantation de feuillus ayant reçu un apport de boues équivalent à 13000 kg/ha  $N_{total}$  (incorporé au sol), Harrison *et al.* (1994) rapportent en effet une augmentation significative de la teneur en  $C_{total}$  dans la couche 0-7 cm après 15 ans.

La teneur en matière organique des plantations d'arbres cultivés est généralement voisine de celle de plusieurs sols agricoles. En milieu forestier non perturbé cependant, une grande quantité de matière organique est généralement présente dans la litière et les premiers horizons de sol. Une plus forte immobilisation microbienne est associée à l'apport en azote des boues. Brockway *et al.* (1986) rapportent ainsi que les boues peuvent diminuer le rapport C/N de la litière, ce qui augmente le taux de minéralisation de sa matière organique. En milieu forestier, les boues pourraient par conséquent activer la décomposition de la litière.

### 1.2.3.3 Accumulation des métaux des boues

L'épandage de boues municipales sur les sols forestiers est susceptible d'augmenter leur teneur en métaux. L'accumulation de métaux dans le sol à des niveaux trop élevés peut comporter des risques importants pour le milieu et la chaîne alimentaire. Plusieurs pays ont d'ailleurs adopté des critères et des normes afin de contrôler et limiter l'apport de ces contaminants dans les milieux valorisés (cf. section 1.1.4.2). Certaines recherches effectuées en milieu agricole indiquent que dans plusieurs sols, les charges maximales en métaux pourraient être atteintes après quelques décennies d'épandage seulement (Adamu *et al.*, 1989; Levine *et al.*, 1989; Davies et Carlton-Smith, 1984; Chang *et al.*, 1984).

De façon générale, la grande majorité des études montrent que les métaux sont retenus en surface du sol (Beauchemin *et al.*, 1993). Dans une plantation d'épinettes établie sur sol sableux, Grant et Olesen (1983) ont retrouvé environ 100 % du Cd, du Co, du Cr et du



Ni associés à des épandages effectués trois ans et demi auparavant dans la couche de boues non minéralisée et la litière. Ils ont observé une faible migration du Pb et du Zn jusqu'à 50 cm de profondeur. Toutefois, les quantités retrouvées à 50 cm représentaient moins de 10 % de la charge appliquée. Au Michigan, Harris et Urie (1986) rapportent également une immobilisation importante du Cd, du Cr, du Cu, du Fe, du Mn, du Ni, du Pb et du Zn dans les couches de sol de surface à la suite de l'application de boues dans un peuplement de peuplier.

Lake *et al.* (1984) indiquent que les métaux peuvent exister sous les formes suivantes dans les sols: (1) ions simples ou couplés dans la solution du sol; (2) ions facilement échangeables; (3) liés aux colloïdes organiques; (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. 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 (Viets, 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).

Les formes échangeables et solubles des métaux sont celles qui présentent le plus de risques pour les milieux valorisés avec des boues. Celles-ci peuvent en effet être accumulées par les végétaux et les organismes du sol, qui à leur tour peuvent les transmettre au reste de la chaîne alimentaire. Les métaux échangeables et solubles peuvent également migrer avec l'eau de percolation du sol et contaminer la nappe souterraine.

La teneur totale en métaux permet seulement d'apprécier le niveau d'accumulation de ceux-ci dans les sols. Elle ne donne aucune indication sur leur disponibilité et leur solubilité. Diverses méthodes d'extraction sélective des métaux ont donc été développées afin de mieux évaluer cet aspect. Le tableau 24 résume quelques-unes de celles-ci. Les méthodes employées pour la détermination de la disponibilité des éléments nutritifs dans les sols agricoles et forestiers peuvent également permettre d'extraire les métaux assimilables et solubles. Au Québec, Giroux *et al.* (1992) rapportent que la méthode Mehlich III permet d'obtenir des informations très pertinentes sur la disponibilité des métaux dans les sols agricoles.

Korte *et al.* (1976) ont démontré que le pH était le facteur principal qui contrôlait la solubilité et la mobilité des métaux dans le sol. En fait, à l'exception de l'As, du Cr, du Mo et du Se, ceux-ci sont fortement retenus et moins disponibles quand le pH varie entre 5 et 7 (Leeper, 1978; Beauchemin *et al.*, 1993). En milieu forestier, les sols peuvent comporter des pH inférieurs à 5. La minéralisation et la nitrification de l'azote des boues sont également susceptibles d'augmenter l'acidité du sol à la suite d'un épandage (cf. section 1.2.3.1). Ainsi, dans ces conditions, plusieurs sols forestiers pourraient être favorables à la solubilisation et à la migration des métaux dans le profil de sol. Toutefois, la présence de matière organique pourrait compenser en adsorbant et en complexant les métaux. Les interactions entre les métaux et la matière organique au niveau de la couche d'humus

joueraient d'ailleurs un rôle majeur dans leur accumulation et leur mise en circulation (Beauchemin *et al.*, 1993).

Tableau 24 Relation entre les solutions extractives employées dans deux méthodes de fractionnement et les formes extraites de l'élément

Auteurs	Solutions extractives pour le fractionnement	Formes respectives extraites
Emerich <i>et al.</i> (1982)	$\text{KNO}_3 \rightarrow \text{H}_2\text{O}$ déionisé	échangeable $\rightarrow$ adsorbée
Sposito <i>et al.</i> (1982)	$\rightarrow \text{NaOH} \rightarrow \text{Na}_2 \text{EDTA}$	$\rightarrow$ liée à la m.o. $\rightarrow$ carbonatée
Sims et Kline (1991)	$\rightarrow \text{HNO}_3$	$\rightarrow$ résiduelle (sulfide)
Silver et Sommers (1977)	$\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{KNO}_3$ $\rightarrow \text{DTPA} \rightarrow \text{HNO}_3$	hydrosoluble $\rightarrow$ échangeable $\rightarrow$ disponible $\rightarrow$ résiduelle

Tableau tiré de Beauchemin *et al.* (1993)

La migration des particules organiques peut également jouer un rôle important au niveau de la mobilité des métaux. La formation de complexes organométalliques stables réduit la mobilité des métaux dans les sols (Karapanagiotis *et al.*, 1991). Certaines interventions peuvent toutefois accroître la mobilité de ces complexes dans les sol. Harris et Urie (1986) rapportent une mobilité plus importante des métaux dans un sol comportant une couche d'humus récemment perturbée par une éclaircie après des années d'accumulation d'humus. L'éclaircie a en effet favorisé la mise en solution de matières organiques solubles, auxquelles des métaux se sont complexés.

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). Seul les anions As et Se pourraient se comporter différemment. Ainsi, les sols ayant une CEC élevée ont une plus grande capacité d'adsorption des métaux (Beauchemin *et al.*, 1993). Outre l'adsorption, d'autres réactions chimiques telles que la précipitation chimique modifient également la mobilité des métaux des boues épandues. À des valeurs 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  $\text{Fe}^{3+}$  est réduit en  $\text{Fe}^{2+}$  et le  $\text{Mn}^{4+}$  en  $\text{Mn}^{2+}$ . Les métaux étant plus solubles sous cet état d'oxydation, les oxydes de fer et de manganèse peuvent se dissoudre et libérer dans la solution du sol les métaux qui, auparavant, étaient coprécipités

(Environnement Canada, 1985). Ainsi, l'application de boues à la surface du sol pourrait conduire au développement de conditions réductrices. L'obstruction des pores par les matières solides ou liquides des boues pourrait en effet limiter la diffusion de l'air et mener à l'anaérobiose.

Quoique des changements s'observent avec le temps, les formes de métaux lourds dans les sols amendés avec des boues ressemblent à celles présentes dans les boues elles-mêmes. Selon Emmerich *et al.* (1982) et Sposito *et al.* (1982), les formes dominantes sont celles liées à la matière organique, aux carbonates et résiduelles. Les travaux de Rappaport (1988), réalisés en milieu agricole, montrent que la teneur en Cd, Cu, Ni et Zn extraits au DTPA (fraction disponible) augmente avec le taux d'application des boues. Sposito *et al.* (1982) rapportent également des observations similaires avec ces quatre métaux et le Pb. Ces chercheurs indiquent toutefois que seulement 1,1 à 3,7 % du contenu total en métaux des sols a été retrouvé sous des formes échangeables et adsorbés. En milieu forestier, cinq ans après l'application de doses de boues se situant entre 300 et 1300 kg/ha  $N_{total}$ , Fiskell *et al.* (1990) ont mesuré un accroissement significatif du Cd et du Zn échangeables extraits au KCl 1M et avec une solution Mehlich dans l'horizon organique Oi de surface. Ce sol était acide (pH < 4,4). Les concentrations en Cd et en Zn retrouvées dans le sol témoin se situaient respectivement à 0,01-0,02 et 0,86-1,03 mg/kg. Les teneurs en Cd et en Zn ont atteint de 0,25 à 2,44 mg/kg et de 1,10 à 6,00 mg/kg avec l'application de doses croissantes de boues. Les boues utilisées comportaient 570 ppm de Cd et 880 ppm de Zn. Elles étaient ainsi extrêmement riches en Cd. Au Québec, selon le Guide de valorisation sylvicole, les boues comportant plus de 15 ppm de Cd et 2500 ppm de Zn ne peuvent être valorisées. Dans une autre étude menée dans un peuplement de feuillus mixtes, Sidle et Kardos (1977) rapportent également une extractibilité plus grande du Cd, du Cu et du Zn avec HCl 0,1N dans des sols ayant reçu des doses de boues de 13 et 27 t/ha.

Les critères de bonnes pratiques du Guide de valorisation sylvicole sont susceptibles de limiter considérablement le développement d'une réserve importante de métaux échangeables et libres dans les sols. Toutefois, la persistance des métaux lourds dans le sol pendant de longues périodes reste 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). Par ailleurs, Chang *et al.* (1986) mentionnent que les sols comportant un faible pH, peu de matière organique en profondeur, une faible CEC et un réseau continu de macropores peuvent être favorables à une mobilité accrue des métaux lorsque la charge hydrique provenant des précipitations ou de l'application de boues excède l'évapotranspiration. Compte tenu de la spécificité des caractéristiques édaphiques et climatiques des écosystèmes forestiers québécois et de l'état actuel des connaissances, il apparaît ainsi très pertinent d'étudier le

comportement des métaux dans le sol à la suite de la valorisation de boues municipales dans ce milieu.

#### 1.2.3.4 Comportement des agents pathogènes des boues dans le sol

L'évolution des populations d'agents pathogènes au niveau des sols ayant reçu des boues municipales est influencée par différents facteurs environnementaux. Le degré d'humidité, la température, la texture, la teneur en matière organique, les éléments nutritifs, les métaux, le pH et la flore microbienne naturelle du sol ont un impact sur la survie des bactéries, des virus, des champignons et des parasites apportés par les boues. La pluviométrie, le drainage, l'enneigement, le gel, le type de couvert végétal et le rayonnement solaire peuvent également avoir des effets appréciables. Le tableau 25 résume les connaissances portant sur l'influence de chacun des facteurs.

De façon générale, le sol constitue un milieu qui est peu propice à la survie et à la croissance des agents pathogènes. Dans l'État de Washington, Henry et Cole (1986) rapportent que les populations des agents pathogènes des sols valorisés avec des boues retournent au niveau naturel à l'intérieur d'un an.

La plupart des bactéries, des champignons et des virus qui survivent aux traitements de stabilisation des boues sont inactivés rapidement à la suite des épandages (Henry et Cole, 1986; Bayes *et al.*, 1987; Payment, 1993). Certaines espèces peuvent toutefois être plus résistantes. Les parasites, surtout leurs oeufs, ont par ailleurs une capacité de survie plus élevée que les bactéries, les virus et les champignons. Le tableau 26 présente les temps de survie de certains organismes dans le sol.

Dans le cadre d'une étude réalisée en milieu forestier dans l'État de Washington aux États-Unis (Edmonds, 1976), avec un épandage réalisé en été, la population de coliformes fécaux est passée de  $1,08 \times 10^5$  à 358 bactéries/g sec en 204 jours et à 0 bactérie/g sec en 267 jours dans la couche de boues en surface du sol. La réduction des coliformes fécaux a été plus accentuée à la suite de l'application de boues en hiver. La population de coliformes fécaux de la couche de boues est passée de  $1,2 \times 10^5$  à 20 bactéries/g sec en 162 jours. Une reprise de croissance des coliformes fécaux a été observée dans les mois chauds de l'été et de l'automne. Les populations mesurées dans la couche de boues n'ont alors pas dépassé 54 bactéries/g sec. Selon Edmonds (1976), ce niveau est fréquemment retrouvé dans les sols forestiers n'ayant pas reçu de boues. Par ailleurs, les coliformes totaux, dont la concentration initiale des boues était de l'ordre de  $10^6$ /g sec, se sont stabilisés à près de  $10^3$ - $10^4$  bactéries/g sec dans la couche de boues durant le printemps, l'été et l'automne. Des populations plus faibles ont été retrouvées en hiver. Ces travaux indiquent également que les coliformes fécaux et totaux peuvent migrer faiblement dans le sol sous-jacent à la couche de boues. La migration verticale des agents pathogènes apparaît peu importante car ceux-ci ont été retrouvés principalement dans les cinq premiers cm de sol. Les concentrations maximales observées ont alors atteint moins de 1000 coliformes fécaux et

Tableau 25 Influence de différents facteurs environnementaux sur la survie des agents pathogènes dans le sol

Facteur	Observations	Référence(s)
Degré d'humidité et pluviométrie	Temps de survie des bactéries entériques plus élevé dans les sols humides et lorsque les périodes de pluie sont fréquentes.  Effet bactériostatique de la sécheresse sur les coliformes fécaux et totaux. La forte humidité des sols au printemps est favorable à la reprises de croissance de ces organismes.	Gerba et Bitton (1984)  Edmonds (1976)
Température	Temps de survie des bactéries entériques plus élevé à faible température.  Effet bactériostatique du froid hivernal et de la chaleur estivale élevée sur les coliformes fécaux et totaux.	Gerba et Bitton (1984)  Edmonds (1976)
Texture du sol	Temps de survie de <i>Salmonella typhosa</i> plus élevé dans un loam et dans les sols organiques que dans un sol sableux.	Sagik <i>et al.</i> (1979)
Teneur en matière organique	Temps de survie des bactéries entériques plus élevé lorsque la matière organique est abondante. La reprise de croissance de celles-ci est possible lorsque la teneur en M.O. est suffisante.	Gerba et Bitton (1984)
Éléments nutritifs et métaux	La quantité des éléments traces toxiques aux bactéries et la présence d'ammonium peut influencer la survie des bactéries.	Ibiedebele et Inyang (1986)
pH	Temps de survie des bactéries entériques moins élevé dans les sols acides (pH 3-5).	Gerba et Bitton (1984)
Flore microbienne du sol	Temps de survie plus élevé dans les sols stériles, i.e dont la flore microbienne naturelle a été détruite.	Gerba et Bitton (1984)
Drainage et capacité de rétention en eau	Temps de survie des bactéries entériques moins élevé dans les sols sablonneux qui retiennent peu l'eau.	Gerba et Bitton (1984)
Enneigement	Peu d'information à ce sujet. La neige constitue un bon isolant qui pourrait réduire l'impact du gel.	
Gel	Le gel est susceptible de réduire considérablement les coliformes (hypothèse).	Edmonds (1976)
Couvert végétal	Peu d'information à ce sujet. Les couverts denses sont susceptibles de limiter la sécheresse, de favoriser l'enneigement et la présence d'une microflore abondante et de protéger les microorganismes de l'exposition au rayonnement solaire.	
Rayonnement solaire	Temps de survie des bactéries entériques moins élevé lorsque celles-ci sont exposées au rayonnement solaire en surface.	Gerba et Bitton (1984)

Tableau 26 Temps de survie de certains organismes pathogènes dans le sol

Organisme(s)	Temps de survie	Référence(s)
Coliformes fécaux	Demi-vie moyenne de 20,9 heures (min.: 1,8 heures, max.: 238 heures). Diminution des populations de $10^2$ à $>10^3$ au cours des six premiers mois suivant les épandages. Taux de survie inférieur à 0,02 % après 162 jours pour un épandage effectué à l'hiver (État Washington). Taux de survie de 20 % après 64 jours, de 10 % après 134 jours et inférieur à 0,5 % au-delà de 204 jours avec une application en été.	Sorber et Moore (1986) Bertucci et Sedita (1992) Edmonds (1976)
Coliformes totaux	Diminution des populations de $10^2$ à $>10^3$ au cours des six premiers mois suivant les épandages.	Bertucci et Sedita (1992)
Streptocoques fécaux	Diminution des population de $10^1$ à $>10^3$ au cours des six premiers mois suivant les épandages.	Bertucci et Sedita (1992)
<i>Salmonella sp.</i>	Demi-vie moyenne de 37,1 heures (min.: 2,4 heures, max.: 185 heures). Survie moyenne de 1 à 3 mois dans les sols forestiers du Danemark. Des taux de survie atteignant 5 à 8 mois ont été observés pour des sites ayant reçu des boues à l'automne, alors que la température était fraîche et humide.	Sorber et Moore (1986) Olesen et Mark (1991)
<i>Shigella sp.</i>	Demi-vie moyenne de 24,5 heures (min.: 22,5 heures, max.: 27 heures).	Sorber et Moore (1986)
Virus	Demi-vie moyenne de 11,5 heures (min.: 4,5 heures, max.: 416 heures).	Sorber et Moore (1986)
<i>Salmonella typhosa</i>	Survie jusqu'à deux ans possible à des températures sous le seuil de congélation.	Sorber et Moore (1986)
Virus entériques	Survie atteignant 110 à 170 jours dans un sol comportant un pH de 7,5 et une température se situant entre 3 et 10 °C. Survie maximale de 21 semaines dans un sol forestier du Danemark.	Sorber et Moore (1986) Olesen et Grant (1991)
Protozoaires	Survie maximale de 10 jours.	Sorber et Moore (1986)
<i>Ascaris</i>	Survie des oeufs pouvant atteindre 15 ans. De façon générale toutefois, le taux de survie moyen se situerait à environ deux ans.	Sorber et Moore (1986)
Helminthes	Des oeufs contenant un embryon vivant ont été retrouvés 11 mois après les épandages sur un sol forestier au Danemark. Toutefois, une proportion réduite de ceux-ci était encore viable après 15 mois.	Olesen et Grant (1991)

$10^4$ - $10^5$  coliformes fécaux/g sec de sol. Moins de 10 coliformes fécaux/g sec de sol ont été retrouvés après 134 jours.

En Alberta, une étude portant sur l'épandage de boues sur des pâturages et des sols agricoles a aussi été menée par Wallis et Lehman. (1984). En comparaison à des parcelles témoins, les résultats obtenus montrent que le potentiel de transmission des parasites vers les animaux semble relativement faible six semaines après l'épandage. De plus, aucun staphylocoque, salmonelle et virus entérique n'ont été retrouvés sur les sols traités avec des boues. Cependant, la présence des pathogènes secondaires, comme *Escherichia coli* a persisté durant tout l'été et l'automne suivant l'épandage. Il a fallu attendre plusieurs mois de gel hivernal avant d'observer la disparition de cet organisme. Wallis et Lehman (1984) reconnaissent l'importance d'*E. coli* comme pathogène secondaire (pouvant affecter les individus affaiblis), mais ils croient que l'exposition d'animaux à ces sols après les conditions chaudes et sèches de l'été n'est probablement pas dangereuses. En s'appuyant sur des expériences européennes, ces auteurs considèrent que si des précautions accompagnent l'épandage des boues, les risques de contamination des animaux et humains sont faibles.

L'étude de Edmonds (1976) fait ressortir que les coliformes fécaux et totaux ont une certaine capacité de survie au niveau des sols forestiers. Les populations de ces organismes peuvent cependant varier considérablement en fonction des saisons et des conditions du milieu. Le printemps et l'automne semblent être les saisons les plus favorables à la capacité de survie et à la reprise de croissance. Selon Edmonds (1976), les risques les plus élevés sont restreints à une période d'une année et ils concernent surtout la contamination de l'eau de surface et la manipulation directe du sol et des boues. Les conditions climatiques et édaphiques du Québec sont quelque peu différentes de celles de l'État de Washington et il est difficile de déterminer qu'elle sera l'évolution des populations d'agents pathogènes dans les sols québécois. Il faut rappeler également que les critères de bonnes pratiques mis en place dernièrement aux États-Unis sont beaucoup plus sévères et précis que ceux du Guide québécois de valorisation sylvicole (cf. section 1.1.4.3). Par conséquent, il serait important d'étudier le comportement et le devenir des agents pathogènes sous les conditions climatiques du Québec et de s'assurer que les critères de bonnes pratiques du Guide sont adéquats.

#### **1.2.4 Effets sur l'eau de ruissellement**

L'eau de ruissellement alimente les cours d'eau et les lacs. Il est donc important de connaître les risques de contamination que pourraient comporter les éléments nutritifs, les métaux et les agents pathogènes associés aux boues. La migration de l'azote, du phosphore, des métaux et des agents pathogènes avec l'eau de ruissellement peut, en effet, avoir des impacts sur les écosystèmes aquatiques et pourrait comporter des risques pour les écosystèmes et la santé humaine.

Le ruissellement de l'eau et des sédiments en surface est influencé par plusieurs facteurs. Les précipitations (quantité, durée, intensité et fréquence) ainsi que la fonte de la glace et

de la neige jouent évidemment un rôle important. La topographie, la pente, l'orientation, le réseau de drainage, les caractéristiques du sol (perméabilité, érodabilité), le couvert végétal (espèce, âge, densité) et les types d'aménagements (barrage, systèmes de drainage, coupes forestières, etc.) du milieu modulent également l'écoulement de l'eau en surface. Au Québec, la fonte des neiges et de la glace au printemps, les pluies printanières et automnales abondantes et les orages intenses en été sont favorables au ruissellement.

Les sols forestiers, comparativement aux sols agricoles, possèdent une couche d'humus qui augmente la quantité d'eau qui peut être absorbée par le sol et prévient la formation d'une couche d'eau cohésive. L'infiltration est généralement plus rapide en milieu forestier que dans les sols cultivés, de telle sorte que le taux de ruissellement y est habituellement moins important. Les plantations, comme les cultures d'arbres de Noël, ressemblent, par ailleurs, beaucoup à un écosystème agricole. Les sols de celles-ci sont en effet souvent perturbés, de telle sorte qu'ils comportent moins de matière organique. Le désherbage y est aussi parfois pratiqué. Ces conditions réduisent les possibilités d'absorption de l'eau par le sol et la végétation. Le ruissellement est ainsi susceptible d'y être plus élevé.

Le Guide québécois de valorisation sylvicole recommande de limiter les épandages de boues à des sites comportant une pente de moins de 9 % (cf. section 1.1.4.4). Pour des pentes comparables, l'ampleur du ruissellement peut varier considérablement en fonction de la perméabilité du sol et la végétation. L'homogénéité de la surface peut également jouer un rôle appréciable. En milieu forestier, la présence de cuvettes est fréquente et peut contribuer à réduire le ruissellement direct en retenant l'eau de surface et en favorisant son infiltration ultérieure (Hewlett, 1982).

L'application de boues liquides à de fortes charges hydrauliques peut obstruer une proportion importante des pores du sol et réduire sa conductivité hydraulique de façon significative (Otis, 1985). Au New Hampshire, l'épandage de boues (19,6 % matières solides) dans une forêt de feuillus (loam sableux fin), à des taux de 6,9 et 14,5 t/ha (m.s.), a fait en sorte que les matières solides des boues ont temporairement colmaté les pores à la surface du sol. L'aire d'étude était relativement plane et des étangs se sont formés. L'écoulement des boues à l'extérieure des parcelles traitées a toutefois été faible (< 1%) (Medalie *et al.*, 1994). Toujours en milieu forestier, Henry (1983) rapporte également un ruissellement de liquide et de matières en suspension à la suite d'essais avec un simulateur de pluie sur une couche de boues de 1 à 2,5 cm. L'application de boues comportant une siccité plus élevée réduit la charge hydraulique et est peu propice au colmatage des pores du sol. Par conséquent, les épandages de boues liquides sur des sols ayant une forte saturation en eau ou comportant une faible perméabilité sont les plus favorables à l'écoulement direct des boues en surface du sol et/ou au transport de leurs composantes avec l'eau de ruissellement. L'augmentation de la pente peut accentuer l'ampleur de ces phénomènes. Les événements pluvieux qui surviennent peu de temps après les épandages sont les plus sujets au ruissellement et au transport des composantes des boues.



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). Chez les espèces à feuilles caduques, l'interception est réduite lorsque le feuillage n'est pas présent, i.e. au printemps et à l'automne. D'autre part, 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.

L'application de boues pendant la saison de croissance limite 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 et de métaux dans l'eau de ruissellement (en solution ou en association avec des particules organiques) au cours de l'automne et du printemps suivants sont possibles.

Les aménagements forestiers peuvent également influencer la qualité de l'eau en forêt. Ainsi, la construction de route, 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 de différents types d'aménagements. Aux États-Unis, Chang *et al.* (1984) mentionnent que le ruissellement de l'eau peut être appréciable lorsque des opérations forestières ont perturbé le sol en le compactant et en le privant de son couvert végétal naturel.

#### 1.2.4.1 Éléments nutritifs

La présence de trop grandes quantités d'azote et de phosphore dans les eaux de surface et les cours d'eau peut favoriser leur eutrophisation. Aucune étude permettant d'établir ces risques avec la valorisation des boues en milieu forestier n'a été relevée dans la littérature scientifique consultée. Il existe toutefois des travaux qui ont été réalisés en milieu agricole. Quelques résultats provenant de ces recherches sont donc présentés ci-après.

La majeure partie de l'azote perdu par ruissellement l'est sous forme ammoniacale ( $\text{NH}_4$ ) (Dunigan et Dick, 1980). Dans les premiers temps suivant l'application, plus de  $\text{NH}_4$  est en effet présent à la surface du sol étant donné que les boues contiennent presque exclusivement leur azote minéral sous forme ammoniacale. Par la suite, lorsque les conditions le permettent, la nitrification se produit. Cependant, comme les nitrates sont des anions, ils se déplacent aisément avec l'eau d'infiltration. Ceux qui sont présents à la surface du sol sont facilement entraînés avec l'eau de percolation à la suite d'une averse d'intensité moyenne ou même faible (cf. section 1.2.5.1). L'ammonium, un cation, est par

contre plus susceptible d'être retenu sur les particules colloïdales du sol et de la matière organique (cf. section 1.2.5.1). Lors d'un phénomène de ruissellement important l'ammonium peut ainsi être solubilisé et entraîné avec les particules minérales et organiques érodées.

Dunigan et Dick (1980) ont observé des concentrations en  $\text{N-NH}_4$  atteignant  $11,0 \text{ mg L}^{-1}$  dans l'eau de ruissellement à la suite de l'application de  $434 \text{ kg/ha N}_{\text{total}}$  (environ  $165 \text{ kg/ha N}_{\text{disponible}}$ ) de boues en milieu agricole. Par ailleurs, Bruggeman et Mostaghimi (1993) ont mesuré une teneur maximale en  $\text{N-NH}_4$  de  $15 \text{ mg/L}$  dans l'eau de ruissellement avec une application de  $150 \text{ kg/ha N}_{\text{total}}$  (environ  $80 \text{ kg N}_{\text{disponible}}$ ) en surface d'un sol non labouré, suivi d'une simulation de pluie de  $40\text{-}45 \text{ mm/hre}$ . Les nitrates n'ont pas été mesurés dans ces deux études.

Le phosphore est peu soluble dans les boues et au niveau du sol. Cet élément se fixe en effet de façon importante sur les colloïdes minéraux et organiques (cf. sections 1.2.3.1). Selon Bédard (1989), 94 % du phosphore qui se retrouve dans les eaux de ruissellement agricole est particulaire. Ainsi, l'érosion des particules minérales et organiques en surface du sol transporte le phosphore qui leur est associé (Beauchemin *et al.*, 1993).

Bruggeman et Mostaghimi (1993) ont mesuré une concentration maximale de  $0,8 \text{ mg/L}$  en  $\text{P-PO}_4$  dissous dans l'eau de ruissellement avec des applications de  $50$  et  $100 \text{ kg/ha P}_{\text{total}}$  (environ  $40$  et  $80 \text{ kg/ha N}_{\text{disponible}}$ ) en surface d'un sol non labouré, suivies d'une simulation de pluie de  $40\text{-}45 \text{ mm/hre}$  (période de retour =  $2$  à  $5$  ans). Dans une autre étude, Dunigan et Dick (1980) ont retrouvé une teneur en  $\text{P-PO}_4$  dissous de  $1,46 \text{ mg/L}$  dans les eaux de ruissellement d'un champ de graminées (ivraie) de  $4$  à  $6 \text{ cm}$  de hauteur. Les boues ont alors été appliquées en surface à un taux d'application équivalent à  $43,27 \text{ kg/ha P}_{\text{total}}$  (environ  $337 \text{ kg/ha N}_{\text{disponible}}$ ). Par ailleurs, Kladvko et Nelson (1979) ont observé des teneurs atteignant  $1,107 \text{ mg/L}$  de  $\text{P-PO}_4$  à la suite de l'application en surface de boues totalisant  $780 \text{ kg/ha P}_{\text{total}}$  (environ  $1150 \text{ kg/ha N}_{\text{disponible}}$ ). Une concentration en  $\text{P}_{\text{total}}$  de  $4990 \text{ mg/kg P}$  a été retrouvée dans les sédiments de l'eau de ruissellement. Ces résultats étaient significativement plus élevés que ceux obtenus pour le traitement témoin. Il est à noter que cette étude a été réalisée en laboratoire sur une colonne de sol agricole reconstitué sans couverture végétale. Les résultats obtenus permettent toutefois d'apprécier l'importance de la migration avec les particules et les sédiments du phosphore dans les eaux de ruissellement.

Des concentrations faibles en azote et en phosphore dans l'eau de surface ( $0,3 \text{ mg/L N}$  et  $0,01 \text{ mg/L P}$ ) 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). L'ammoniaque 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 la toxicité chronique pour la vie aquatique d'eau douce se situent entre  $0,08$  et  $2,5 \text{ mg/L N-NH}_4$ , dépendamment de la température et du pH. Selon le MENVIQ (1990) également, la teneur en  $\text{N-NH}_4$  de l'eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable ne doit pas dépasser  $0,5 \text{ mg/L}$ . Le

phosphore présente, par ailleurs, peu de risques pour l'être humain, les animaux ou les poissons. Cependant, afin de ne pas contribuer à l'eutrophisation des systèmes aquatiques, les indices généraux de concentrations souhaitables sont les suivants: 0,10 mg/L P-PO<sub>4</sub> dans les eaux courantes, 0,05 mg/L P-PO<sub>4</sub> dans les eaux se jetant dans les lacs et les réservoirs et 0,025 mg/L P-PO<sub>4</sub> dans les lacs et les réservoirs (Gouvernement du Canada, 1987).

À la lumière des résultats de travaux de recherche, on constate ainsi que l'eau de ruissellement agricole peut comporter des teneurs en N-NH<sub>4</sub> et en P-PO<sub>4</sub> assez élevées à la suite de l'épandage de boues. Ces dernières peuvent même dépasser les seuils d'eutrophisation et de toxicité pour la vie aquatique. Dans une certaine mesure, les critères en vigueur au Québec (MENVIQ, 1990) et les recommandations canadiennes (Gouvernement du Canada, 1987) peuvent aider à apprécier et à établir la qualité de l'eau de ruissellement. Ces points de référence doivent cependant être utilisés avec discernement. Les équilibres adsorption-désorption, sédimentation-mise en suspension et précipitation-solubilisation peuvent en effet influencer considérablement la composition chimique de l'eau de ruissellement avant que celle-ci n'atteigne les cours d'eau.

Même si le ruissellement de l'eau est habituellement moins important en milieu forestier, le suivi des teneurs en azote et en phosphore des eaux de ruissellement à la suite de la valorisation sylvicole apparaît pertinent car peu d'études ont permis d'établir clairement les risques de migration de ces éléments dans les écosystèmes forestiers, notamment sous les conditions climatiques et édaphiques québécoises. En outre, certains sites de valorisation sylvicole, tels les plantations, comportent des caractéristiques semblables au milieu agricole. Considérant les résultats de recherche obtenus en agriculture, l'évaluation des impacts de la valorisation des boues sur les eaux de ruissellement de ce type de milieu est donc justifiée.

#### **1.2.4.2 Métaux**

Tout comme c'est le cas avec les éléments nutritifs, le potentiel de migration des métaux dans les eaux de ruissellement à la suite d'un épandage de boues en sylviculture est mal connu. En milieu agricole, seulement quelques études se sont penchées sur cet aspect.

De façon générale, la solubilisation des métaux dans les eaux de ruissellement est probablement assez faible. En effet, les cations métalliques s'adsorbent en grande partie sur les colloïdes minéraux et organiques (cf. section 1.2.3.3). Ainsi, l'érosion des particules organiques et minérales au cours du ruissellement est susceptible d'entraîner avec elle les métaux qui y sont adsorbés. Le pH acide des sols forestiers pourrait cependant permettre une plus grande solubilisation des métaux dans les eaux de ruissellement. Cet aspect est peu documenté.

Hinesly et Jones (1976) se sont intéressés aux concentrations en métaux (Fe, Mn, Zn, Cu et Cd) retrouvées dans l'eau de ruissellement de parcelles cultivées (soya et maïs) amendées avec différentes doses de boues (16 à 104 t/ha m.s.). À plusieurs reprises, les

teneurs en métaux observées dans l'eau de ruissellement des parcelles traitées ont été significativement plus élevées que celles des témoins (tableau 27). Dans le cas du Fe, du Mn et du Cd, les concentrations ont excédé les critères canadiens et québécois de qualité de l'eau (tableau 27, voir ci-après).

Tableau 27 Résumé des résultats obtenus par Hinesly et Jones (1976) lors d'une étude portant sur la contamination de l'eau de ruissellement par les métaux à la suite de l'épandage de boues en milieu agricole.

Métal	Parcelles sans boues (Intervalle en mg/L)	Parcelles avec boues (Intervalle en mg/L)	Quantité maximale de métal apporté par les boues (kg/ha)
Fe	2,13-17,05	5,13-64,09	3967
Mn	0,05-0,47	0,10-1,56	37
Zn	0,05-0,13	0,10-0,63	464
Cu	0,016-0,038	0,036-0,170	114
Cd	0,003-0,007	0,003-0,024	24

Au Minnesota, Larson et Dowdy (1976) ont fertilisé des parcelles de maïs avec des boues à un taux atteignant 6 t/ha. Les boues utilisées étaient relativement peu contaminées. La teneur de certains métaux a été mesurée l'année suivante. Les concentrations se sont pour la plupart retrouvées en dessous de celles observées dans les lacs et rivières de la région. Les teneurs en Cu et en Cr ont été les mêmes dans les témoins et dans les parcelles traitées. Les concentrations en Cd, Pb et Ni se sont généralement maintenues en dessous des limites de détection, soit 1,0, 6,5 et 3,5 µg/L respectivement. La teneur en Zn de l'eau de ruissellement des parcelles traitées a toutefois dépassé celle du témoin à une reprise et elle a alors atteint 125 µg/L. Les auteurs estiment que les pertes de zinc par ruissellement ont été inférieures à 1% du total de zinc apporté par les boues.

Il n'existe pas de critères spécifiques qui permettent de déterminer les seuils de risques des métaux dans les eaux de surface. Selon Zasoski et Edmonds (1986), le milieu forestier constitue une source d'eau de haute qualité et les normes utilisées pour s'assurer de la qualité de l'eau potable peuvent servir de point de référence pour évaluer l'impact de la valorisation sylvicole des boues. Sur cette base, Beauchemin *et al.* (1993) ont rapporté les critères qui sont en vigueur actuellement au Québec et au Canada (tableau 28). Tout comme pour les critères concernant l'azote et le phosphore, ces points de référence doivent être utilisés avec discernement. Plusieurs facteurs peuvent en effet influencer la composition chimique de l'eau de ruissellement avant que celle-ci n'atteigne les cours d'eau.

La revue de la littérature scientifique montre que les risques de contamination de l'eau de ruissellement par les métaux semblent relativement peu élevés. La plupart des études

Tableau 28 Critères de qualité de l'eau potable, de l'eau brute et de l'eau pour la vie aquatique en ce qui concerne la présence des métaux.

Métal	eau potable <sup>1</sup> (mg/L)	eau brute <sup>2</sup> (mg/L)	vie aquatique <sup>3</sup>	
			toxicité aiguë (mg/L)	toxicité chronique (mg/L)
Al	—	0,2	0,75	0,087
As	0,05	2,2 X 10 <sup>-6</sup>	0,36 AsIII; 0,85 AsV	0,05
B	5,0	5,0	—	10,0
Cd	0,005	0,005	0,0006 / 0,002 <sup>4</sup>	0,0003 / 0,0008
Co	—	—	0,11	0,005
Cr	0,05	0,05	0,5 / 1,1 <sup>4</sup> CrIII; 0,016 Cr V	0,002
Cu	1,0	<1,0	0,004 / 0,01 <sup>4</sup>	0,002 <sup>5</sup>
Fe	0,3	0,05	—	0,3
Mn	0,05	<0,05	—	—
Mo	—	0,25	2,0	≤ 1,0
Ni	—	0,134	0,4 / 0,9 <sup>4</sup>	0,04 / 0,1 <sup>4</sup>
Hg	0,001	1,44 X 10 <sup>-4</sup>	0,0024	6,0 x 10 <sup>-6</sup>
Pb	0,05	0,05	0,01 / 0,04 <sup>4</sup>	0,0004 / 0,002 <sup>4</sup>
Se	0,01	0,01	0,02	0,005
Zn	5,0	<5,0	0,03 / 0,07 <sup>4</sup>	0,03 / 0,07 <sup>4</sup>

1. Concentrations maximales acceptables dans l'eau potable; Gouvernement du Canada (1987); concentration maximales permises
2. Eau brute: eau destinée à l'approvisionnement en eau potable; MENVIQ (1990);
3. MENVIQ (1990);
4. Ce critère varie en fonction de la dureté de l'eau. Il est présenté pour une dureté de 20 et de 60 mg/L. Dans le nord du Québec, la dureté varie de 8 à 20 mg/L, de 50 à 60 mg/L au sud du St-Laurent et de 100 à 120 mg/L dans le fleuve St-Laurent (Guay, 1995).
5. Pour les duretés (concentrations de CaCO<sub>3</sub>) inférieures à 60 mg/L ;

portant sur cet aspect ont toutefois été menées en milieu agricole et dans des conditions climatiques différentes de celles du Québec. Considérant l'acidité fréquente des sols forestiers, la forte charge hydraulique lors des périodes de pluies abondantes, le gel du sol et la fonte des neiges, il serait important de s'assurer que la valorisation sylvicole dans le cadre des conditions retrouvées au Québec ne comporte aucun risque de contamination des eaux de ruissellement. Le suivi de sites tels que des plantations apparaît également pertinent car les caractéristiques de ceux-ci font en sorte qu'ils sont susceptibles de comporter un phénomène de ruissellement plus important.

### 1.2.4.3 Agents pathogènes

Les agents pathogènes présents dans les boues municipales sont susceptibles de migrer avec l'eau de ruissellement. Ceux-ci sont en effet retrouvés à la surface du sol, en association avec les particules de sol et de matière organique (cf. section 1.2.3.4). Le ruissellement des particules organiques et des sédiments peut ainsi entraîner les organismes pathogènes qui y sont liés. La quantité d'agents pathogènes pouvant migrer avec le ruissellement est évidemment plus élevée lorsque les boues sont épandues en surface, comme c'est fréquemment le cas en milieu forestier. Les risques de contamination apparaissent par ailleurs plus importants dans les jours et les semaines qui suivent les épandages. La section 1.2.3.4 montre en effet que la plupart des agents pathogènes ne survivent pas plus d'un an.

Selon Bertucci et Sedita (1992), la migration horizontale des agents pathogènes est beaucoup plus probable que leur migration verticale et il est ainsi important de s'assurer que les pratiques de valorisation protègent adéquatement les eaux de surface. Dans le cadre d'une revue de littérature, Gaus *et al.* (1990) rapportent que la migration de bactéries avec les eaux de ruissellement a été observée en agriculture. D'après l'auteur, la contamination de l'eau de surface apparaît cependant peu probable étant donné le temps de survie habituellement très faible de ces microorganismes. Par ailleurs, Gaus *et al.* (1990) mentionnent que les possibilités de transport horizontal des parasites sont mal connus.

Dans l'État de Washington, le suivi de qualité des eaux de surface indique que l'épandage de boues en milieu forestier semble comporter peu de risques pour la qualité des eaux (Larsen et Dowdy, 1976). Aucune autre étude portant sur le comportement des agents pathogènes dans l'eau de ruissellement des milieux forestiers n'a cependant été retrouvée dans la littérature consultée.

En agriculture, Dunigan et Dick (1980) ont étudié l'entraînement des coliformes fécaux dans l'eau de ruissellement dans des parcelles d'un champ agricole traité avec des boues brutes (14,8 t/ha m.s.). Les populations de coliformes fécaux ont augmenté dans les eaux de ruissellement récoltées jusqu'à trois semaines après l'application des boues. Des valeurs de l'ordre de  $10^4$  UFC/100 ml ont été mesurées, ce qui excède 100 fois la norme prescrite pour la décharge des eaux usées aux États-Unis, soit 200 UFC/100 ml. Les auteurs de ces travaux indiquent ainsi qu'il serait préférable que les boues soient stabilisées avant leur épandages.

Au Canada, il existe également des recommandations concernant la présence d'agents pathogènes dans l'eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable et dans les eaux utilisées à des fins récréatives et agricoles. Tout comme c'est le cas avec les éléments nutritifs et les métaux, ces critères peuvent ainsi constituer un point de référence utile pour l'évaluation de la qualité des eaux de ruissellement. Le tableau 29 résume ces derniers.

Tableau 29 Recommandations canadiennes pour la qualité microbiologique des eaux

Organisme	Eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable	Eaux utilisées à des fins récréatives	Eau destinée à l'irrigation agricole
Coliformes totaux	<10 bactéries/100 ml	aucune limite	1000 bactéries/100 ml
Coliformes fécaux	0	<200 bactéries/100 ml	100 bactéries/100 ml

Source: Gouvernement du Canada (1987).

### 1.2.5 Effets sur l'eau de percolation

L'eau qui percole dans le sol des forêts et des plantations est susceptible d'entraîner avec elle les éléments nutritifs, les métaux et les agents pathogènes apportés par l'épandage de boues municipales. Selon Zasoski et Edmonds (1986), les risques de contamination de l'eau du sol et de la nappe phréatique constituent la principale préoccupation lors de la réalisation de travaux de valorisation sylvicole des boues municipales. Le lessivage des nitrates notamment est reconnu comme pouvant représenter un obstacle important qui limite le plus le taux d'application (Henry *et al.*, 1994; 1988; Henry et Cole, 1986; Zasoski et Edmonds, 1986; Higgins, 1984).

Le lessivage de certaines composantes des boues peut varier énormément en fonction du climat et des caractéristiques édaphiques. Des précipitations abondantes et la percolation de fortes quantités d'eau au printemps lors de la fonte des neiges et du dégel des sols favorisent évidemment son incidence et son importance. Les conditions climatiques ont également des effets sur les quantités d'éléments nutritifs, de métaux et d'agents pathogènes qui pourront être entraînés dans l'eau de percolation puisque celles-ci influencent la minéralisation des boues, la volatilisation ammoniacale, la nitrification, la dénitrification, l'immobilisation microbienne et la survie des agents pathogènes. Par ailleurs, le type de sol ainsi que la structure et la texture de ses horizons influencent le patron et la vitesse d'infiltration de l'eau. Les sols poreux et à texture légère sont les plus propices à une infiltration rapide et importante. La présence de macropores en réseau continu permet en effet un écoulement facile de l'eau, de sédiments et de particules organiques dans le profil de sol. Le pH, la texture, la teneur en matière organique, la CEC, l'activité microbienne et les prélèvements végétaux ont également des impacts sur les quantités d'éléments nutritifs, de métaux et d'agents pathogènes pouvant être lessivés (cf. section 1.2.3). La présence de colloïdes argileux et organiques permet l'adsorption des cations et de certaines bactéries et virus. Enfin, d'autres facteurs comme la profondeur et les mouvements de la nappe phréatique peuvent également avoir des impacts sur la composition de l'eau du sol.

De façon générale, la capacité d'échange cationique d'un sol est plus élevée que sa capacité d'échange anionique. Ainsi, les anions sont peu retenus et sont facilement

lessivables. L'anion nitrate est beaucoup plus mobile que l'ammonium et les cations métalliques (Beauchemin *et al.*, 1993). La migration des éléments nutritifs et des métaux dans l'eau du sol vers la nappe phréatique se fait principalement à deux niveaux: sous forme ionique soluble ou en adsorption avec les sédiments et les particules de matière organique. Le degré de solubilisation des métaux et des éléments nutritifs est influencé par le pH de la solution du sol. La plupart des métaux sont plus solubles en milieu acide alors que c'est le contraire pour plusieurs éléments nutritifs (Tisdale *et al.*, 1985). Les agents pathogènes sont assez petits pour être entraînés dans les macropores du sol. Ces derniers, tout comme les éléments nutritifs et les métaux, peuvent également être adsorbés à des particules de sol ou de matière organique et migrer avec l'eau de percolation. À ce niveau, il est à noter que la perturbation de la litière et des horizons sous-jacents (ex.: labour, hersage, feu de forêt, etc.) est susceptible de favoriser une migration accrue des particules organiques et minérales dans le profil de sol (cf. section 1.2.3).

L'évaluation de la qualité de l'eau de percolation (ou eau du sol), à l'aide de lysimètres notamment, aide à apprécier le comportement des contaminants des boues et leur mobilité potentielle dans le profil de sol. Une contamination importante de l'eau de percolation peut mener à la dégradation de la qualité de l'eau de la nappe souterraine. De façon générale, le sol est toutefois en mesure de filtrer efficacement l'eau de percolation. Ainsi, la charge en éléments nutritifs, en métaux et en agents pathogènes de l'eau du sol est souvent plus élevée que celle de l'eau retrouvée au niveau de la nappe souterraine. Bien que la filtration naturelle de l'eau de percolation puisse réduire les risques de contamination de l'eau de la nappe souterraine, le maintien de la qualité de l'eau du sol doit demeurer une préoccupation continue lorsque des boues sont épandues. Des modifications au niveau de la teneur en éléments nutritifs et en métaux de l'eau du sol peuvent en effet avoir des impacts appréciables sur la végétation, la microfaune du sol et l'ensemble de la chaîne alimentaire.

#### **1.2.5.1 Risques de contamination par les éléments nutritifs**

##### ***Ammonium***

L'ammonium présent dans le sol est généralement retenu sur les sites d'adsorption et est peu mobile (cf. section 1.2.3.1). Le lessivage de ce cation est toutefois possible sous certaines conditions, notamment lorsque le sol est saturé en eau ou lorsqu'il comporte un réseau bien développé de macropores interreliés (Côté, 1994). Le pH du sol peut également jouer un rôle important au niveau de la nitrification. Celle-ci peut en effet être moins rapide dans les sols acides et favoriser une plus grande accumulation d'ammonium (cf. section 1.2.3.1). Par conséquent, le lessivage de l'ammonium peut être plus important dans les sols forestiers acides. Les conditions climatiques québécoises sont par ailleurs propices à la saturation en eau des sols retrouvés dans les forêts et les plantations, ce qui pourrait aussi accroître le lessivage de l'ammonium.



À l'état naturel, la teneur en ammonium de l'eau du sol peut varier énormément. En milieu forestier, Grant et Olesen (1991) ainsi que Wells *et al.* (1986) rapportent des concentrations naturelles se situant entre 0,03 et 0,2 mg/L. Tout comme pour l'eau de ruissellement (cf. section 1.2.4), les critères de qualité des eaux en vigueur au Québec et au Canada peuvent également aider à apprécier et à établir la qualité de l'eau de percolation du sol. Ainsi, selon le MENVIQ (1990), la teneur en  $N-NH_4$  de l'eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable ne doit pas dépasser 0,5 mg/L.

Il existe quelques travaux qui ont permis d'étudier le lessivage de l'ammonium associé à la valorisation sylvicole des boues (tableau 30). Les résultats obtenus lors de ces recherches montrent que l'application de faibles doses de boues (jusqu'à 500 kg/ha  $N_{total}$ ) a peu d'impact (Hornbeck *et al.*, 1979). Des augmentations significatives de la teneur en ammonium de l'eau du sol ont cependant été observées à une profondeur de 50 cm avec des applications de boues se situant à 800 et 1300 kg/ha  $N_{total}$  (Grant et Olesen, 1991; Wells *et al.*, 1986). Selon ces études, l'impact diminue graduellement avec l'accroissement de la profondeur de prélèvement de l'eau. Les teneurs maximales ont également été mesurées peu de temps après les épandages et les valeurs sont retournées à leur niveau initial à l'intérieur d'un à deux ans. Au Québec, aucune recherche connue n'a permis d'évaluer le niveau de lessivage de l'ammonium dans le cadre de la valorisation sylvicole des boues.

### **Nitrates**

La minéralisation des boues et la nitrification de l'ammonium peuvent mener à la libération de fortes quantités de nitrates dans le milieu forestier (cf. section 1.2.3.1). Étant donné leur charge négative, les nitrates sont peu adsorbés et sont très mobiles dans le sol. La fraction qui n'est pas immobilisée par l'activité microbienne ou prélevée par la végétation est très susceptible au lessivage en profondeur. Dès que la capacité d'assimilation de l'écosystème est dépassée, la qualité de l'eau, typiquement élevée en forêt, peut être détériorée (Sopper, 1975).

Le lessivage en profondeur des nitrates constitue le risque le plus important associé à l'épandage des boues municipales en milieu forestier (Aschmann *et al.*, 1992; Henry *et al.*, 1990; Zasoski et Edmonds, 1986). Plusieurs travaux démontrent en effet que des applications de boues en milieu forestier peuvent enrichir l'eau de percolation en nitrates et mener à la contamination des nappes d'eau souterraine. Le tableau 31 résume quelques-unes de ces recherches.

Dans l'ensemble, on constate que les observations effectuées varient considérablement. Aschmann *et al.* (1992) par exemple, rapportent une augmentation significative de la teneur en nitrates de l'eau du sol recueillie à une profondeur de 80 cm avec des taux d'application relativement faibles (200 et 400 kg/ha  $N_{total}$ ) dans un peuplement forestier mixte mature du Maryland. Au New Hampshire, Medalie *et al.* (1994) n'ont par contre pas observé d'impact important avec l'épandage de boues à des doses se situant entre 200 et 800 kg/ha  $N_{total}$  dans un peuplement de feuillus âgés de 30 ans.

Tableau 30 Résumé de quelques études portant sur le lessivage des éléments nutritifs à la suite de l'application des boues municipales en milieu forestier

Élément(s)	Type de milieu et doses appliquées	Observations	Référence
N-NH <sub>4</sub>	New Hampshire, États-Unis. Doses de boues atteignant environ 500 kg/ha N <sub>total</sub> . pH du sol non précisé.	La concentration en ammonium de la solution du sol a rarement dépassé la limite de détection (0,02 mg/L).	Hornbeck <i>et al.</i> (1979)
N-NH <sub>4</sub>	Danemark, Europe. Plantation d'épinettes de 75 ans établie sur un sol sablonneux. Boues digérées anaérobies liquides appliquées à des doses équivalentes à 1300 kg/ha N <sub>total</sub> .	L'application de boues a mené à un accroissement significatif de la teneur en ammonium de l'eau du sol à une profondeur de 50 cm au cours des 6 premiers mois. Les concentrations maximales ont atteint environ 40 mg/L N-NH <sub>4</sub> (témoin: 0,03 mg/L). Seule une faible augmentation a été observée au niveau de l'eau de la nappe souterraine au cours de la première année (témoin: 0,03 mg/L, boues: 3-4 mg/L). Retour aux concentrations initiales à l'intérieur de 1 à 2 ans.	Grant et Olesen (1991)
N-NH <sub>4</sub>	Caroline du Sud, États-Unis. Plantations de pins à l'encens ( <i>Pinus taeda</i> ) âgées d'un, trois, huit et 28 ans. Boues aérobies appliquées à des doses se situant entre 400 et 800 kg/ha N <sub>total</sub> .	Des concentrations en ammonium supérieures ont été mesurées dans la plantation de 28 ans ayant reçu 800 kg/ha N <sub>total</sub> . La teneur en N-NH <sub>4</sub> maximale a atteint 8 mg/L dans l'eau du sol récoltée à 50 cm au cours de la première année. Les concentrations sont retournées au niveau initial au cours de la deuxième année. Aucun effet important n'a été mesuré au niveau de l'eau du sol prélevée à 1 m de profondeur.	Wells <i>et al.</i> (1986)

Tableau 31 Résumé de quelques études portant sur le lessivage des nitrates à la suite de l'épandage de boues municipales en milieu forestier

Auteur	Types de forêt / sols	Doses de boues t/ha m.s. (kg/ha N tot.)	Observations
Hart <i>et al.</i> (1988) (Michigan)	Peupliers → Feuillus → Pins →	10 (560 et 291) 8,9 (782 et 384) 8 (1 300 et 690)	Concentrations qui augmentent dans la nappe phréatique mais toujours sous la norme de l'eau potable (10 mg/L).
Brockway and Urie (1983)	Plantation de pins	4,8 (287) à 19,3 (1160)	Augmentations de NO <sub>3</sub> après la fonte des neiges suivant les épandages. Dose de boues suivant les épandages. Dose de boues permettant de maintenir les concentrations en NO <sub>3</sub> < 10 mg/L durant les deux ans suivant les épandages: 16,5 t.m.s./ha.
Riekerk (1982) (Washington)	Sapin de Douglas (sols bien drainés)	243 (4800)	Augmentations jusqu'à 110 mg/L N-NO <sub>3</sub> dans l'eau à 100 cm de profondeur. Rétablissement de la situation en 3 ans (i.e. maintient sous 10 mg/L).
Burton <i>et al.</i> (1986) (Michigan)	Forêt de peupliers (10 ans) Forêt de feuillus (50 ans) Plantation de pins	(560) (605) (294)	Concentration maximale: 11,1 mg/L ((nappe) Concentration maximale: 0,6 mg/L (nappe) Concentration maximale: 3,0 mg/L (nappe)
Wells <i>et al.</i> (1986) (Caroline du Sud)	Plantations de pins âgées de 1, 3, 9 et 28 ans	(400, 630 et 800)	Concentrations variant entre < 1 et 72 mg/L mesurées dans l'eau de percolation récoltée à 1 m de profondeur. Retour à normale des concentrations à l'intérieur de 18 mois.
Aschmann <i>et al.</i> (1992) (Maryland)	Forêt mixte (mature) (loam fin; pH = 4,6)	(200, 400 et 800)	Concentrations maximales respectives de 30, 90 et 70 mg/l pour les doses de 200, 400 et 800 kg/ha N <sub>total</sub> . Les teneurs de l'eau, récoltée à 0,8 m de profondeur se situaient à environ 20 mg/L après 2 ans pour les traitements comportant des doses de 400 et 800 kg/ha N <sub>total</sub> .
Medalie <i>et al.</i> (1994) (New Hampshire)	Forêt de feuillus (30 ans) (loam sableux fin)	(200 à 740)	Pas d'augmentation des teneurs en nitrates notée à 0,6 m de profondeur.

Tableau adapté de Beauchemin *et al.* (1993)

À l'état naturel, la teneur en nitrates de l'eau du sol (ou eau de percolation) peut varier énormément. Selon Bohn *et al.* (1979), des concentrations se situant entre 20 et 40 mg/L de N-NO<sub>3</sub> sont typiquement retrouvées dans les sols agricoles fertilisés. En milieu forestier, Grant et Olesen (1991) ainsi que Wells *et al.* (1986) rapportent des concentrations naturelles se situant entre 0,2 et 0,6 mg/L. Des teneurs atteignant 1 à 10 mg/L ont été mesurées par Wells *et al.* (1986) dans des plantations non fertilisées mais hersées et/ou ayant reçu une application d'herbicides. Dans le cadre des travaux de Grant et Olesen (1991), la teneur naturelle de l'eau de la nappe souterraine était similaire à celle de l'eau de percolation et se situait à 1,0 mg/L. La teneur en nitrates de l'eau de percolation n'est cependant pas un bon indicateur de la qualité de l'eau de la nappe phréatique (Brockway et Urie, 1983). Une bonne partie des nitrates peuvent en effet subir la dénitrification, être minéralisés par l'activité microbienne ou être prélevés par les plantes. Puisque l'eau du milieu forestier est généralement de haute qualité, Beauchemin *et al.* (1993) indiquent que la norme québécoise de qualité de l'eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable peut également servir à apprécier la qualité de l'eau de percolation et souterraine. Le MENVIQ (1990) a fixé cette norme à 10 mg/L N-NO<sub>3</sub>.

Plusieurs facteurs peuvent expliquer les différences entre les résultats de différentes études. En plus du type et du taux d'application des boues, le climat ainsi que les caractéristiques du sol et de la végétation influencent l'importance du lessivage des nitrates en milieu forestier. La pluviométrie et la charge hydraulique associée à la fonte des neiges notamment jouent un rôle important. Brockway et Urie (1983) ont à ce titre observé un lessivage accru lors de la fonte des neiges. Selon Riekerk (1982), l'épandage de doses de boues inférieures à un équivalent de 400 kg/ha N<sub>total</sub> comporte généralement peu de risques de contamination des eaux souterraines. Dans ce contexte et d'après Beauchemin *et al.* (1993), la dose maximale prescrite par le Guide (200 kg/ha d'azote disponible en 10 ans, (environ 400 kg/ha N<sub>total</sub> si on assume que 50 % de l'azote total est disponible) apparaît sécuritaire. Ces critères n'ont cependant jamais été validés sous les conditions environnementales québécoises. Les impacts de la fonte des neiges et des fortes pluies printanières et automnales sont mal connus en particulier.

### **Phosphore**

La section 1.2.3.1 indique que le phosphore des boues est rapidement fixé dans le sol. Cet élément est donc peu mobile et est peu sujet au lessivage. Dans le cadre d'une étude réalisé dans une forêt de feuillus de 60 ans du New Hampshire, Hornbeck *et al.* (1979) ont mesuré des concentrations naturelles en phosphore total se situant en moyenne entre 0,7 et 0,8 mg/L dans la solution du sol. L'application de boues sur ce site forestier n'a pas causé de changements appréciables. Les quantités totales de phosphore appliqué se situaient à 12 et 56 kg/ha. Riekerk et Zasoski (1979) ont par ailleurs noté une forte capacité de fixation du phosphore pour des sols loameux et de gravier. Seulement une dose extrême de boues (8000 kg/ha de phosphore) a provoqué une augmentation significative de la concentration de phosphore dans la solution du sol au niveau de l'horizon C. Selon les auteurs, 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. D'autres études

(Medalie *et al.*, 1994; Wells *et al.*, 1986; Grant et Oleson, 1991) tendent également à démontrer que le phosphore ajouté par l'application de boues demeure à peu près immobile dans le sol. Par conséquent, le phosphore des boues comporte peu de risques de contamination de l'eau de percolation.

### **Potassium, calcium et magnésium**

Selon Bohn *et al.* (1979), les teneurs moyennes de ces cations dans l'eau du sol des sols agricoles se situent à 1-10 mg/L pour le K, 30-300 mg/L pour le Ca et 5-50 mg/L pour le Mg.

Comme il a déjà été discuté dans la section 1.2.3.1, l'application de doses croissantes de boues a tendance à diminuer la teneur des cations K, Ca et Mg dans le sol. En fait, ces éléments sont grandement influencés par la présence de quantités importantes de nitrates. Selon Corey *et al.* (1986), le lessivage de cet anion entraîne les cations échangeables.

Au New Hampshire, dans le cadre d'une étude réalisée dans un peuplement de feuillus âgés de 30 ans, Medalie *et al.* (1994) rapportent un lessivage appréciable des cations K, Ca et Mg avec l'application de doses croissantes de boues de 200, 400 et 800 kg/ha N<sub>total</sub>. À l'état naturel, les parcelles non fertilisées comportaient des teneurs en K d'environ 0,02 mg/L et d'environ 0,1 mg/L pour le Ca et le Mg. Dans les mois qui ont suivi l'application des plus fortes doses de boues, les concentrations en K, Ca et Mg de l'eau du sol prélevée à 60 cm ont atteint des maxima respectifs de 0,2, 1,0 et 1,4 mg/L. Ces teneurs sont près de 10 fois plus élevées que les niveaux naturels.

Le potassium, le calcium et la magnésium présentent peu de risques de contamination des eaux. Cependant, l'apport de boues pourrait avoir certaines conséquences sur la fertilité des sols et la nutrition minérale des végétaux forestiers. Au Québec, cet aspect mériterait d'être étudié de façon plus approfondie dans les érablières. Au cours des dernières années, certains chercheurs ont en effet relié le dépérissement à une baisse de fertilité des sols associée à un lessivage accru des cations sous l'effet des pluies acides.

### **1.2.5.2 Risques de contamination par les métaux des boues**

Les métaux sont peu mobiles dans le sol et demeurent adsorbés aux colloïdes organiques et minéraux des couches supérieures de sol et existent principalement sous forme de précipités (section 1.2.3.3). La teneur naturelle en différents métaux de l'eau de percolation peut varier considérablement et elle est influencée principalement par la nature du sol. Bohn (1979), Tisdale *et al.* (1985) ainsi que Greasey et Dress (1988) rapportent des teneurs typiques de certains métaux dans la solution du sol. Ces valeurs sont les suivantes: Co=0,01 mg/L, Cu=0,03-0,3 mg/L, Fe=0,01-1 mg/L, Mn=0,1-10 mg/L, Mo=0,002-0,008 mg/L, Zn=0,002-0,075 mg/L, Al <0,006 mg/L, Cd=0,001 mg/L, Pb= 0,001 mg/L, Ni= 0,05 mg/L, As =0,1 mg/L, Se= 0,10,001-0,01 mg/L et Hg=0,001 mg/L. Il n'existe toutefois pas de critères spécifiques qui permettent de déterminer les seuils de risques des métaux dans les eaux de percolation. Comme le milieu forestier constitue une source d'eau de haute

qualité, Beauchemin *et al.* (1993) mentionnent que les critères québécois et canadiens de qualité de l'eau destinée à l'approvisionnement en eau potable peuvent servir de point de référence. Ces critères ont déjà été présentés à la section 1.2.4.2 (tableau 28). Il faut rappeler que ces derniers doivent être utilisés avec discernement. Plusieurs facteurs peuvent en effet influencer la composition chimique de l'eau de percolation avant que celle-ci n'atteigne la nappe souterraine.

Les travaux de recherche menés en milieu sylvicole montrent que les métaux peuvent être très faiblement lessivés (Henry *et al.*, 1994; Fiskell *et al.*, 1990; Harris et Urie, 1986; Wells *et al.*, 1986; Grant et Oleson, 1991; Sidle and Kardos, 1977). Dans le cadre de leur étude, Sidle et Kardos (1977) rapportent des taux d'interception dans l'eau de percolation recueillie à 120 cm atteignant respectivement 0,3, 3,2 et 6,6 % des quantités totales de Cu, de Zn et de Cd appliquées. Ainsi, la mobilité relative des métaux observée s'est établie comme suit: Cd > Zn > Cu. Sur une période d'un an et demi, les teneurs naturelles en Cu, Zn et Cd de l'eau de percolation se sont maintenues respectivement à 5,9, 65,9 et 0,3 µg/L dans l'eau de percolation recueillie à 15 cm et à 3,9, 23,2 et 0,2 µg/L dans l'eau récoltée à 120 cm de profondeur. L'application de fortes doses de boues (près de 3000 kg/ha N<sub>total</sub>) a augmenté les concentrations moyennes en Cu, Zn et Cd à 25, 357 et 2,8 µg/L à une profondeur de 15 cm et à 8,6, 94 et 1,8 µg/L dans l'eau recueillie à 120 cm. Les valeurs maximales observées pour le Cu, le Zn et le Cd ont atteint respectivement 41, 575 et 4,3 µg/L à 15 cm et 13, 349 et 4,6 µg/L à 120 cm. Aucune valeur n'a dépassé les critères québécois pour l'eau brute, qui sont de 1000 µg/L pour le Cu, de 5000 µg/L pour le Zn et de 5 µg/L pour le Cd. Ces travaux montrent que de fortes doses de boues peuvent comporter un impact sur la composition de l'eau du sol. Avec des taux d'applications inférieurs (800 kg/ha N<sub>total</sub>), Wells *et al.* (1986) n'ont pas observé de lessivage au niveau du Zn, du Cu, du Pb, du Cd, du Cr et du Co à 0,5 et 1,0 m de profondeur. Ils ont toutefois mesuré de faibles augmentations au niveau du Ni, de l'Al et du Fe à 0,5 m.

Globalement, on constate donc que le lessivage des métaux associés aux boues constituent un phénomène de faible amplitude. Dans leur revue bibliographique, Beauchemin *et al.* (1993) mentionnent qu'à l'exception des sols comportant peu de matière organique et une très faible CEC ou ayant reçu des doses excessives de boues, les concentrations en métaux retrouvées dans la solution du sol sont généralement très faibles et voisines des concentrations naturelles. Selon eux, l'acidité des sols forestiers a peu d'impact sur la solubilité des métaux lorsqu'ils comportent une forte teneur en matière organique. Ces chercheurs indiquent également que l'accumulation des métaux à la suite de plusieurs épandages pourrait représenter certains risques pour l'eau de percolation. Les effets de l'accumulation des métaux à long terme sur la qualité de l'eau du sol et des nappes sont en effet mal connus.

Considérant l'état actuel des connaissances, les critères de bonnes pratiques du Guide québécois de valorisation sylvicole des boues semblent être en mesure de protéger adéquatement l'eau du sol et de la nappe souterraine de la contamination par les métaux. Toutefois, aucune étude n'a permis de valider ces critères dans les conditions climatiques et édaphiques retrouvées au Québec. Par conséquent, il apparaît donc très pertinent que

des travaux soient entrepris afin de générer des données et des informations précises sur cet aspect.

### **1.2.5.3 Risques de contamination par les agents pathogènes des boues**

Les pathogènes tendent à s'accumuler surtout en surface du sol et la plupart d'entre eux ne survivent généralement pas plus d'un an (cf. section 1.2.3.4). En général, le mouvement vertical des pathogènes est relativement peu important (Gaus *et al.*, 1990). Selon Bertucci et Sedita (1992), à l'exception des sols très poreux et ayant une nappe d'eau élevée, les risques de contamination des eaux souterraines sont habituellement faibles. Dans le cas des virus en particulier, Payment (1993) indique également que les risques sont négligeables.

Le suivi des agents pathogènes dans l'eau du sol avec des lysimètres est difficilement envisageable. L'embout perméable de ce type d'instrument comporte des pores qui sont souvent trop petits pour permettre le passage de plusieurs pathogènes. De façon générale, on préfère analyser des prélèvements d'eau souterraine provenant de puits.

## **2 MATÉRIEL ET MÉTHODES EXPÉRIMENTALES**

---

### **2.1 Dispositifs expérimentaux**

Ce projet comporte trois expériences distinctes. La première (expérience no. 1) a été établie dans une érablière. Les deux autres (expériences nos. 2 et 3) ont été mises en place dans des plantations de sapins baumiers, cultivés pour la production d'arbres de Noël.

#### **2.1.1 Expérience no. 1**

##### **2.1.1.1 Description du site**

Une érablière expérimentale du MAPAQ a été sélectionnée pour effectuer les essais de valorisation sylvicole des boues pour l'expérience no.1. Cette station de recherche acéricole couvre une superficie de 21,8 hectares (Roy et Gagnon, 1992). 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.

Ce centre de recherche 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 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 (annexe 1). 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 2% et est généralement plane composée de petites buttes et dépressions. Les caractéristiques générales du site expérimental apparaissent au tableau 32a et les caractéristiques physico-chimiques du sol peuvent être consultées à l'annexe 2.

Comme l'ensemble du Québec régional, 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 32a Description des principales caractéristiques des trois sites expérimentaux

Caractéristiques	Expérience no. 1 <sup>1</sup>	Expérience no. 2	Expérience no. 3
Type de sol	Loam sableux avec moder en surface (LH-Bf-C)	Loam	Loam
Pente moyenne	0 à 2 % Non uniforme Bosses et dépressions	3%	3, 9 et 13 %
Végétation	Érablière à bouleau jaune typique. Sous-bois composé principalement de fougères.	Plantation de sapins baumiers cultivés. Différentes espèces de plantes herbacées en couverture du sol.	Plantation de sapins baumiers cultivés. Différentes espèces de plantes herbacées en couverture du sol.
Âge des érables ou de la plantation d'arbres de Noël en 1993	~ 60 ans	2 à 3 ans en pépinière et 4 ans en plantation	2 à 3 ans en pépinière et 4 ans en plantation
Distance entre les rangs et les arbres	---	Entre les sapins sur le rang: 1,6 m Entre-rangs: 1,6 m Densité: 3 900 sapins/ha	Entre les sapins sur le rang: 1,6 m Entre-rangs: 1,6 m Densité: 3 900 sapins/ha
Dimension des parcelles	20 m X 20 m	12 m X 20 m	12 m X 20 m et 20 m X 20 m
Zones de protection entre les limites des parcelles	5 m	14 m	10 m Parcelle traitée avec des boues localisée au bas de la pente
Périmètre de mesure des différents paramètres (sol, croissance, etc.)	15 m X 15 m au centre de la parcelle	8 m X 16 m au centre de la parcelle	Ne s'applique pas
Antécédents de fertilisation	Fertilisation potassique 200-400 kg/ha en 1987 (KCl) sur certaines parcelles	Régie de production. Applications annuelles de 13-14-14, 3,5 % Mg (1989 à 1992)	Régie de production. Applications annuelles de 13-14-14, 3,5 % Mg (1989 à 1992) dans les plantations de M. Croteau. Fertilisation biologique (composts et macérations) dans les plantations de M. Bédard.
Utilisation de pesticides	Non	Applications au printemps de simazine et de glyphosate. Applications sur le rang (~40-50 cm)	Applications au printemps de simazine et de glyphosate. Applications sur le rang (~40-50 cm).

1. D'autres caractéristiques de l'érablière peuvent être obtenues en consultant l'étude phytosociologique réalisée par Roy et Gagnon (1992)

### 2.1.1.2 Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental a été mis en place en mai 1993 dans l'érablière. Trois blocs de six parcelles délimitées par des piquets et des cordes y ont été établis. Les six traitements ont été distribués de façon aléatoire dans chacun des trois blocs. Le dispositif expérimental comportait ainsi trois blocs complètement aléatoires de six traitements. Les détails concernant les épandages sont présentés dans la section 2.2. Le plan du dispositif expérimental peut également être consulté à l'annexe 3.

L'expérience no. 1 vise à établir les impacts de différentes doses de boues séchées, notamment du taux d'application limite du Guide québécois de valorisation sylvicole (200 kg/ha d'azote disponible en 10 ans), sur la croissance et la nutrition minérale des érables, sur l'absorption des métaux par les fougères et les champignons et sur la chimie du sol. Ce dispositif sert également à étudier les risques de contamination des eaux de ruissellement et de percolation en milieu forestier à la suite d'applications printanières et tardives. Dans ce dernier cas, les épandages ont été effectués au cours de la période limite prescrite par le Guide, soit vers la fin de septembre.

Des boues séchées de la Communauté urbaine de Québec (CUQ) ont été utilisées pour les essais. Des doses de boues équivalentes à 200, 400 et 800 kg/ha d'azote disponible ont été appliquées en juin 1993, et des doses de 200 et 400 kg/ha d'azote disponible ont été épandues en septembre 1993 (tableau 32b). Aucune application de boues n'a été réalisée en 1994 dans les parcelles de cette expérience.

Tableau 32b Quantités de boues épandues dans les parcelles de l'expérience no.1 (érablière) et fertilisation réelle appliquée

Traitement No	Date de l'épandage	Quantité de boues épandues		$N_{\text{disponible}}^1$ (kg/ha)	$P_{\text{disponible}}^2$ (kg/ha)	K (kg/ha)
		(t/ha m.h.)	(t/ha m.s.)			
1	---	0	0	0	0	0
2	juin 1993	23,3	23,1	200	126	61
3	juin 1993	46,5	46,3	400	252	122
4	juin 1993	93,1	92,6	800	504	244
5	septembre 1993	19,5	19,3	200	165	26
6	septembre 1993	39	38,6	400	330	52

<sup>1</sup>  $N_{\text{disponible}} = N_{\text{inorganique}} + 0,3 (N_{\text{organique}})$ ; (MENVIQ *et al.*, 1991).  
<sup>2</sup>  $P_{\text{disponible}} = 0,7 (P_{\text{total}})$ ; (MENVIQ *et al.*, 1991).

## **2.1.2 Expérience no. 2**

### **2.1.2.1 Description du site**

Ce site expérimental a été mis en place dans une plantation de sapins baumiers (*Abies balsamea* (L.) Mill) cultivés pour la production d'arbre de Noël (annexe 1). Cette plantation, propriété de *J. J. Croteau Inc.*, est située à St-Fortunat, au sud de Victoriaville, sur le lot 10c du rang VI du canton de Wolfestown (longitude: 71° 35' 50"; latitude: 45° 58' 20") à une altitude d'environ 400m.

Cette plantation a été établie, par le propriétaire, sur une ancienne terre cultivée. Le sol est un loam (8% d'argile, 48% de limon et 44% de sable). C'est un sol mince et mal drainé de la série Sainte-Marie, un sol moyennement pierreux, à perméabilité lente et dont la nappe phréatique est souvent apparente.

La plantation de sapins choisie était âgée de quatre années lors de l'application des boues en 1993. Les arbres présents avaient passé deux à trois années en pépinière et quatre années dans cette plantation. Les sapins y sont disposés en rangs, espacés de 1,6 m, et une distance de 1,6 m sépare les arbres sur le rang. La densité de sapins est d'environ 3900 arbres à l'hectare. Les caractéristiques générales du site expérimental apparaissent au tableau 32a.

### **2.1.2.2 Dispositif expérimental**

Trois blocs de cinq parcelles chacun ont été établis en mai 1993 pour l'expérience no. 2. Les cinq traitements (tableau 32c) ont été distribués de façon aléatoire dans chacun des trois blocs. Le dispositif expérimental utilisé comportait ainsi trois blocs complètement aléatoires de cinq traitements. Les détails concernant les épandages sont présentés dans la section 2.2. Le plan du dispositif expérimental peut également être consulté à l'annexe 3.

L'expérience no. 2 comporte des objectifs similaires à ceux de l'expérience no. 1. Les boues épandues sont cependant liquides et les doses appliquées sont moins élevées. De façon générale, l'expérience no. 2 vise à évaluer le potentiel des boues municipales pour la fertilisation des plantations d'arbres de Noël et à valider les critères de bonnes pratiques du Guide dans le contexte d'une production sylvicole intensive et régie. Des données sur la croissance et la nutrition minérale (éléments nutritifs et métaux) des sapins et des plantes herbacées, sur la chimie du sol ainsi que sur la qualité des eaux de ruissellement et de percolation ont ainsi été récoltées pendant deux années. Contrairement à celles de l'expérience no. 1, les boues utilisées dans les parcelles de ce dispositif étaient plus susceptibles de contenir certains agents pathogènes. Le comportement dans le sol et dans l'eau de ruissellement de ceux-ci a donc été étudié également.

Des boues liquides provenant de la station d'épuration de Victoriaville ont été utilisées pour les essais. Des doses de boues équivalentes à 80, 160 et 360 kg/ha d'azote disponible ont

été appliquées en juin 1993 (tableau 32c). Ces traitements ont été comparées à un témoin sans fertilisation et à un traitement représentant le régime de production avec engrais minéraux. Aucune application de boues n'a été réalisée en 1994 dans les parcelles de cette expérience.

Tableau 32c Traitements appliqués dans les parcelles de l'expérience no. 2 (plantation de sapins) et fertilisation réelle appliquée

Traitement No	Date de l'épandage	Quantité de boues épandues		$N_{\text{disponible}}^1$	$P_{\text{disponible}}^2$	$K$
		(t/ha m.h.)	(t/ha m.s.)	(kg/ha)	(kg/ha)	(kg/ha)
1	---	0	0	0	0	0
2 3	juin 1993	0	0	70	33	63
	juin 1994	0	0	70	33	63
3	juin 1993	103	2,6	80	48	19
4	juin 1993	206	5,2	160	96	38
5	juin 1993	412	10,3	320	192	76

<sup>1</sup> N disponible = N inorganique + 0,3 (N organique); (MENVIQ *et al.*, 1991).

<sup>2</sup> P disponible = 0,7 (P total); (MENVIQ *et al.*, 1991).

<sup>3</sup> Régie de production: engrais minéraux (13-14-14; ~140 g / arbre)

### 2.1.3 Expérience no. 3

Cette expérience porte exclusivement sur les risques de contamination de l'eau de ruissellement par les métaux, les éléments nutritifs et les agents pathogènes.

#### 2.1.3.1 Description des sites

Cette expérience a été réalisée dans trois plantations d'arbres de Noël comportant des pentes moyennes de 3, 9 et 13 %. Les parcelles de pentes égales à 3 et 9 % ont été établies dans deux sections de la même plantation utilisée pour l'expérience no. 2. Cette plantation, propriété de *J. J. Croteau Inc.*, est située à St-Fortunat, au sud de Victoriaville, sur le lot 10c du rang VI du canton de Wolfestown. Les parcelles comportant une pente de 13 % ont été mises en place dans une autre plantation de sapins située à proximité. Cette deuxième plantation, propriété de *Les Sapinières S.B. Bédard Inc.*, est située à St-Fortunat, sur le lot 9f du rang VII du canton de Wolfestown. Les caractéristiques générales du site expérimental apparaissent au tableau 32a.

### 2.1.3.2 Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental de l'expérience no. 3 ne comportait pas de véritables répétitions. En fait, six traitements ont été appliqués dans des parcelles de grandes dimensions ayant trois collecteurs d'eau de ruissellement au bas de la pente. Il est à noter que des parcelles de l'expérience no. 2 (3 parcelles témoins et 3 autres comportant une dose de 320 kg/ha d'azote disponible appliquée en 1993) ont également été utilisées comme traitements nos. 1 et 2 de l'expérience no. 3 (pente 3 %). Celles-ci étaient plus petites que les parcelles établies sur des pentes de 9 et 13 % et possédaient seulement un collecteur d'eau de ruissellement. Elles ont donc été employées comme trois sous-parcelles des traitements nos. 1 et 2 de l'expérience no. 3. Ainsi, les trois collecteurs de celles-ci ont donc été considérés comme faisant partie de la même parcelle, comme c'est le cas avec celles comportant des pentes de 9 et 13 %. En 1994, les trois parcelles du traitement no. 2 n'ont pas été réutilisées. Elles ont été remplacées par une autre parcelle de plus grandes dimensions et ayant trois collecteurs d'eau de ruissellement au bas d'une pente de 3 %. Cette nouvelle parcelle a ainsi reçu des boues seulement en 1994. Le remplacement des parcelles du traitement no. 2 est attribuable au fait que celles-ci ne devaient pas recevoir de boues en 1994 dans le cadre de l'expérience no. 2.

En juin 1993, les parcelles traitées ont reçu une dose de boues équivalente à 320 kg/ha d'azote disponibles (tableau 32d). En juillet 1994, elles ont reçu une dose de 200 kg/ha N disponible. Les détails concernant les épandages sont présentés dans la section 2.2. Le plan du dispositif expérimental peut également être consulté à l'annexe 3.

Tableau 32d Quantités de boues épandues dans les parcelles de l'expérience no.3 (pente en plantation) et fertilisation réelle appliquée

Traitement No	Pente (%)	Date de l'épandage	Quantité de boues		N <sup>1</sup> <sub>disponible</sub> (kg/ha)	P <sup>2</sup> <sub>disponible</sub> (kg/ha)	K (kg/ha)
			(t/ha m.h.)	(t/ha m.s.)			
1	3	—	0	0	0	0	0
2	3	juin 1993	412	10,3	320	192	76
		juillet 1994	307	8,9	200	176	51
3	9	—	0	0	0	0	0
4	9	juin 1993	412	10,3	320	192	76
		juillet 1994	307	8,9	200	176	51
5	13	—	0	0	0	0	0
6	13	juin 1993	412	10,3	320	192	76
		juillet 1994	307	8,9	200	176	51

<sup>1</sup> N disponible = N inorganique + 0,3 (N organique); (MENVIQ *et al.*, 1991).  
<sup>2</sup> P disponible = 0,7 (P total); (MENVIQ *et al.*, 1991).

### 2.1.4 Régie de production des plantations d'arbres de Noël

Il a été convenu avec les producteurs qu'aucune fertilisation autre que celle du traitement de fertilisation minérale représentatif de la régie de production de l'expérience no. 2 (traitement no. 2) ne soit effectuée. Ainsi, seules les trois parcelles de ce traitement ont été fertilisées avec du 13-14-14-3,5 % Mg le 2 juin 1993 et le 3 juin 1994. Cette fertilisation a été réalisée par les employés du producteur. L'engrais a été épandu manuellement, à la volée et à la base de chaque arbre. De façon générale, environ 140 g de 13-14-14-3,5 % Mg a été appliqué à chaque arbre. Aucune fertilisation avec des engrais minéraux ou biologiques n'a été réalisée dans toutes les autres parcelles des expériences nos. 2 et 3.

Vers la fin de mai 1993, des herbicides (simazine et glyphosate) ont été appliqués sur une bande de 40 à 50 cm de largeur à la base des sapins afin de détruire les plantes herbacées. La même opération a été effectuée le 13 juin 1994 avec du glyphosate. Toutes les parcelles de l'expérience no. 2 et celles de l'expérience no. 3 comportant des pentes de 3 % et 9 % ont été traitées (la pente de 13 % est située chez un producteur biologique). Le couvert végétal qui subsistait au niveau des entre-rangs (non soumis au désherbage chimique) a été fauché dans toutes les parcelles des expériences nos. 2 et 3 quelques jours avant les épandages. La fertilisation avec des boues a par ailleurs mené à une croissance importante des plantes herbacées au cours des mois qui ont suivi l'application des traitements. Il a donc été décidé de faucher à nouveau les entre-rangs en août 1993 et 1994.

Les arbres de l'expérience no. 3 ont été taillés à la mi-août 1993. Dans le cas de l'expérience no. 2, il avait été convenu avec le producteur d'effectuer la taille un peu plus tard afin de permettre la prise des mesures de croissance. Toutefois, des employés ont accidentellement taillé les sapins de l'expérience no. 2 à la fin d'août, avant que la prise des mesures de croissance ne soit terminée. Les arbres des expériences nos. 2 et 3 ont été taillés à nouveau en septembre 1994, après que les mesures de croissance eurent été prises.

L'accès aux sites a été restreint tout au cours de la durée des expériences. Des pancartes signalant la réalisation de travaux d'épandages ont été maintenues en place dans chacun des sites expérimentaux (érablière et plantations d'arbres de Noël).

L'encadré qui suit résume les opérations de régie qui ont été effectués dans les plantations d'arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994.

<i>Expérience no. 2 Toutes les parcelles</i>	<i>Expérience no. 3 Parcelles comportant des pentes de 3 et 9 % et situées chez M. Jérôme Croteau, producteur conventionnel</i>	<i>Expérience no. 3 Parcelles comportant une pente de 13 % et située chez M. Benoît Bédard, producteur biologique</i>
17 au 21 mai 1993 Application de glyphosate et de simazine sur le rang	17 au 21 mai 1993 Application de glyphosate et de simazine sur le rang	12 juin 1993 Fauchage
2 juin 1993 Application d'engrais minéraux dans les parcelles du traitement no. 2	12 juin 1993 Fauchage	Épandage de boues 16 au 25 juin 1993
12 juin 1993 Fauchage	Épandage de boues 16 au 25 juin 1993	17 août 1993 Fauchage
Épandage de boues 16 au 25 juin 1993	17 août 1993 Fauchage	16 au 20 août 1993 Taille des arbres
17 août 1993 Fauchage	16 au 20 août 1993 Taille des arbres	17 juin 1994 Fauchage
23 au 27 août 1993 Taille des arbres	13 juin 1994 Application de glyphosate sur le rang	Épandage de boues 20 et 21 juillet 1994
3 juin 1994 Application d'engrais minéraux dans les parcelles du traitement no. 2	17 juin 1994 Fauchage	27 août 1994 Fauchage
13 juin 1994 Application de glyphosate sur le rang	27 août 1994 Fauchage	5 au 9 septembre 1994 Taille des arbres
17 juin 1994 Fauchage	5 au 9 septembre 1994 Taille des arbres	---
27 août 1994 Fauchage	---	---
5 au 9 septembre 1994 Taille des arbres	---	---

## 2.2 Travaux d'épandage

### 2.2.1 Approvisionnement en boues

Les boues épandues en érablière proviennent du centre de traitement des boues de la Communauté urbaine de Québec (C.U.Q.). Celles-ci sont séchées par les gaz chauds (600 à 700°C) de l'incinérateur et elles comportent une siccité supérieure à 95 %. Elles ont été transportées, jusqu'à l'érablière expérimentale du MAPAQ située à Tingwick, par camion équipé de boîtes de transport étanches et couvertes. Pendant les périodes d'épandage,

dont la durée ne dépasse pas une semaine, les boues ont été stockées dans les boîtes de transport à l'abri des intempéries.

Par ailleurs, les boues utilisées pour les expériences en plantation d'arbres de Noël proviennent de l'épaississeur de l'usine de traitement des eaux usées de Victoriaville. Ces boues ne sont pas digérées mais elles ont été aérées pendant plus de 20 jours. Leur âge-équivalent se situe entre 32 et 45 jours. Elles ont été transportées jusqu'aux plantations dans des camions-citernes d'une capacité utile de 11 350 et 24 600 L (3 000 et 6 500 GUS). Ces camion étaient équipés d'une pompe-vacuum.

### 2.2.2 Méthodologie d'épandage

L'élaboration des plans d'épandage a été réalisée en utilisant des résultats d'analyse de boues obtenus auprès des stations de la CUQ et de Victoriaville. Comme prescrit par le Guide québécois de valorisation sylvicole, au moins trois échantillons de boues prélevés dans l'année précédent les épandages ont été considérés. Une de ces analyses a été effectuée moins de trois mois avant la réalisation de chaque application. Les données relatives aux teneurs des différentes fractions azotées et des métaux ont ainsi permis d'établir la valeur fertilisante des boues et à s'assurer qu'elles satisfaisaient aux exigences du Guide. Par ailleurs, afin d'obtenir plus de précision au niveau des taux d'application, des échantillons de boues ont également été prélevés sur les lots entreposés aux stations un à deux mois avant chaque épandage. L'analyse de la concentration des différentes fractions azotées (NTK, N-NH<sub>4</sub> et N-NO<sub>x</sub>) et la mesure de la siccité de ces échantillons a en effet permis de mieux évaluer la valeur fertilisante réelle des boues à épandre. Ces données ont d'ailleurs servi à élaborer les plans d'épandage.

#### Érablière (Expérience no. 1)

Tous les traitements de l'expérience no. 1 (cf. section 2.1.1) ont été appliqués en 1993. Aucun épandage de boues n'a donc été réalisé en 1994. Des doses de boues séchées de la CUQ équivalentes à 200, 400 et 800 kg/ha d'azote disponible ont ainsi été épandues en juin 1993. Des applications plus tardives ont également été effectuées en septembre 1993 à des taux de 200 et 400 kg/ha d'azote disponible. Le tableau 33 présente le calendrier des différents travaux d'épandage qui ont été réalisés.

Les boues séchées valorisées en érablière sont granulaires et faciles à manipuler. Le poids de celles-ci a donc été utilisé pour calibrer les quantités à épandre dans les parcelles de chaque traitement et pour assurer l'homogénéité des applications. Afin de réaliser une distribution homogène, chaque parcelle (20 m x 20 m) a été subdivisée en huit sous-sections de superficie égale (5 m x 10 m). Ainsi, une quantité précise de boues, déterminée par les plans de fertilisation, a été pesée pour chaque sous-section. Celles-ci ont été déposées dans des chaudières d'une capacité de 20 L, pesées et transportées jusqu'aux parcelles, à pied ou à l'aide d'un véhicule tout-terrain équipé d'une remorque. Elles ont été épandues en vidant les chaudières uniformément à la volée dans chaque sous-section. Des fiches de suivi ont été utilisées pour contrôler les quantités de boues



appliquées dans les parcelles. Les quantités épandues apparaissent au tableau 33. La fertilisation apportée est présentée et discutée dans la section 3.1.1.

Tableau 33 Calendrier des travaux d'épandage et quantités de boues appliquées en érablière (expérience no. 1)

<b>Date</b>	<b>Travaux effectués</b>	<b>Observations</b>
8 au 11 juin 1993	Épandage de printemps. Application de boues séchées de la CUQ à des doses de 200, 400 et 800 kg/ha d'azote disponible (traitements nos. 2, 3 et 4).  Quantités de boues appliquées: 23,1, 46,3 et 92,6 t/ha m.s. respectivement.	Ensoleillé les 7, 8 et 11 juin. Quelques averses le 9 et le 10. Températures de jour se situant entre 20 et 30 °C. Sol bien drainé, nappe d'eau souterraine non mesurée*.
21 au 24 septembre 1993	Épandage d'automne. Application de boues séchées de la CUQ à des doses de 200 et 400 kg/ha d'azote disponible (traitements nos. 5 et 6).  Quantités de boues appliquées: 19,3 et 38,6 t/ha m.s. respectivement.	Ensoleillé les 20, 21 et 24 septembre. Quelques averses le 22 et averse importante en après-midi le 23. Températures de jour se situant entre 5 à 20 °C. Sol bien drainé, nappe d'eau souterraine non mesurée*.

\* Aucun dispositif ne permettait de mesurer la nappe d'eau souterraine à ce moment.

#### Plantations d'arbres de Noël (expériences nos. 2 et 3)

Des travaux d'épandage ont été réalisés dans les plantations d'arbres de Noël en 1993 et en 1994. Dans le cadre de l'expérience no. 2, tous les traitements (cf. section 2.1.2) ont été appliqués en juin 1993 et ceux-ci comportaient des doses de boues équivalentes à 80, 160 et 320 kg/ha d'azote disponible. Aucune application n'a été effectuée en 1994. En ce qui concerne l'expérience no. 3, des boues ont été épandues dans les parcelles comportant des pentes de 3, 9 et 13% à des taux de 320 kg/ha d'azote disponible en 1993 et de 200 kg/ha d'azote disponible en 1994. Dans le cas de la pente 3%, il est à noter qu'une nouvelle parcelle a été utilisée en 1994. Cette dernière n'a donc reçu aucune boue en 1993 (cf. section 2.1.3).

Les doses réellement appliquées en 1993 se sont avérées plus élevées que ce celles prévues initialement. Les plans d'épandage prévoyaient en effet des taux se situant à 50, 100 et 200 kg/ha d'azote disponible pour les traitements de l'expérience no. 2 et à 200 kg/ha d'azote disponible pour ceux de l'expérience no. 3 (Couillard *et al.*, 1993a,b). De façon générale, les doses réellement épandues en 1993 sont ainsi 1,6 fois plus élevées que celles prévues initialement. La sous-estimation de la teneur ammoniacale des boues est en grande partie responsable de cet écart. Les données obtenues auprès de la station de Victoriaville indiquaient en effet une concentration en ammonium de 960 mg/kg m.s. pour des boues échantillonnées en mai 1993. L'analyse des boues épandues en juin 1993 (cf. section 3.1) a démontré que ces dernières étaient en fait beaucoup plus riches en

ammonium avec une teneur atteignant 13 500 mg/kg m.s. Après vérification, il s'avère que l'analyse des boues de mai 1993 était erronée (Couillard *et al.*, 1993c et 1994a), ce qui a conduit à une fertilisation plus élevée que prévue.

L'importance des doses appliquées en 1993 a fait en sorte que certaines modifications ont été apportées aux protocoles initiaux des expériences nos. 2 et 3. Ces derniers prévoyaient en effet de nouveaux épandages en 1994 dans les deux expériences à des taux d'application identiques à ceux de 1993 (Couillard *et al.*, 1993a,b). Considérant la fertilisation apportée en 1993 et les besoins nutritifs des arbres, il a ainsi été décidé de ne pas faire de nouvel épandage de boues dans les parcelles de l'expérience no. 2 en 1994 (Couillard *et al.*, 1994a). Par ailleurs, puisque l'expérience no. 3 visait surtout à faire le suivi de la qualité chimique et microbiologique de l'eau de ruissellement, les applications de boues en 1994 ont été maintenues. Les doses ont toutefois été abaissées à 160 kg/ha d'azote disponible (Couillard *et al.*, 1994a). Dans ce cas, les boues effectivement épandues en 1994 comportaient une teneur en azote disponible légèrement plus élevée que celle considérée dans les plans d'épandage (cf. section 3.1). Une dose de 200 kg/ha d'azote disponible a ainsi été réellement appliquée dans les parcelles de l'expérience no. 3 en 1994.

Les boues utilisées dans les plantations d'arbres de Noël sont liquides. La calibration des quantités à appliquer a donc été basée sur leur volume. Afin d'assurer une meilleure homogénéité, chaque parcelle des expériences nos. 2 et 3 a été préalablement divisée en quatre sous-sections de dimensions égales, soit 6 X 10 m et 10 X 10 m respectivement. Ainsi, pour chaque sous-section, les plans d'épandage ont permis de calculer un volume précis de boues.

Lors de chaque épandage, le camion-citerne a été stationné à proximité des plantations d'arbres de Noël. Un réservoir (citerne à lisier, capacité utile: 9 500 L (2 500 GUS)), mû à l'aide d'un tracteur de ferme, permettait de transvider et transporter les boues jusqu'aux sites expérimentaux. Avant chaque transvidage, les boues étaient agitées et homogénéisées dans la citerne du camion.

En 1993, les boues ont été épandues à l'aide d'un boyau de 5 cm de diamètre muni d'une valve à son extrémité et relié à une pompe submersible déposée au fond du réservoir. La pompe à boues a été préalablement étalonnée avec de l'eau. Le contrôle des volumes de boues réellement épandus sur les parcelles était assuré en mesurant la hauteur du liquide dans la citerne et en chronométrant le temps requis pour l'épandage. Une charte mettant en relation la hauteur et la géométrie du réservoir de 9 500 L permettait en effet de connaître le volume de boues dans ce dernier. En tenant compte du débit de la pompe, il était également possible de prédire le temps requis pour appliquer un volume donné de boues dans une sous-section. Combiné à la mesure de la hauteur, le chronométrage permettait de guider la personne affectée à la pulvérisation. Le passage répété et régulier du jet de boues dans chaque sous-section (3 à 4 fois) a permis d'obtenir un épandage assez uniforme.

La méthodologie d'épandage des boues utilisées dans le cadre de l'expérience no. 3 en 1994 est similaire à celle employée en 1993. Cependant, des modifications ont dû être apportées à la suite de problèmes d'obstruction de la pompe et du boyau. La pompe et le tuyau ont en effet dû être désobstrués fréquemment afin de ramener le débit à un niveau convenable, ce qui a ralenti considérablement les opérations. La présence de nombreux cailloux, de racines et de fibres végétales a été observée dans les boues, ce qui n'avait pas été le cas en 1993. Ces débris ont pu être pompés à la station. Il pouvaient également provenir du fond de la citerne du camion utilisé pour le transport des boues. L'essai d'un autre type de pompe n'a pas permis de solutionner les problèmes rencontrés. Considérant le temps pris (1 journée) pour traiter la parcelle située sur une pente de 3% (traitement no. 2), il a été décidé de faire l'essai d'autres méthodes d'épandage. À cet effet, la citerne tirée par le tracteur a été utilisée pour appliquer directement les boues dans la parcelle comportant une pente de 9 % (traitement no. 4). Contrairement à 1993, la citerne employée en 1994 permettait en effet de pulvériser les boues latéralement. Dans l'ensemble, cette dernière était similaire à celle de 1993. Cependant, son dispositif de pulvérisation, normalement situé à l'arrière, a été modifié afin de permettre la pulvérisation latérale à partir des voies d'accès des plantations. Ainsi, trois passages à vitesse basse et constante de chaque côté de la parcelle ont permis de distribuer les boues de façon comparable à celle consistant à pulvériser les boues avec une pompe munie d'un boyau. Par ailleurs, dans le cas de la parcelle établie sur une pente de 13 % (traitement no. 6), les voies de circulation étroites de la plantation ne permettaient pas de circuler avec la citerne. Comparativement à celle de 1993, la citerne utilisée en 1994 était en effet un peu plus large. Face à cet autre problème, il a été décidé de se servir du système de vacuum du camion-citerne. Un boyau de 7,5 cm de diamètre relié directement au vacuum du camion a donc été employé pour pulvériser les boues. Des passages répétés dans chacune des sous-sections ont permis d'assurer une homogénéité d'épandage comparable à celle des autres parcelles.

L'utilisation de bacs de calibration en styromousse en 1993 afin d'évaluer l'homogénéité des épandages n'a pas été très concluant. En effet, les bacs étaient trop légers et ils se renversaient sous la pression du jet de boues. De plus, leur surface n'était pas assez grande pour fournir des résultats représentatifs. Lors des épandages de 1994, des bacs d'aluminium plus grands (30 cm x 50 cm) ont été disposés aléatoirement et fixés au sol dans les parcelles. Comme le montre le tableau 34, les volumes récoltés dans les trois bacs à l'intérieur d'une même parcelle ont varié de façon appréciable, les moyennes par parcelle étant toutefois semblables. Les différences entre les taux prévus par les plans d'épandage et les taux calculés à partir des volumes récoltés dans les bacs varient entre 14 et 29 %. Selon les volumes mesurés dans les bacs, il semble que la quantité de boues réellement appliquée soit quelque peu inférieure, surtout pour la parcelle P-8 (traitement no 4), traitée avec le système de pulvérisation de la citerne à lisier. La précision obtenue avec les bacs demeure cependant discutable étant donné leur faible superficie et considérant qu'une partie des jets de boues pouvait ressortir lors du contact avec le fond des bacs. À notre avis, les autres mesures (calibrage du réservoir, chronométrage et répétition des passages) ont permis d'assurer une homogénéité satisfaisante compte-tenu des nombreuses contraintes.

Tableau 34 Évaluation de l'homogénéité des épandages réalisés dans les parcelles de l'expérience no. 3 en 1994

	Parcelle P-16 (pente 3 %)	Parcelle P-8 (pente 9 %)	Parcelle P-10 (pente 13 %)
Volumes recueillis dans trois bacs (ml)	2500, 4000, 4500	2250, 3500, 4250	3250, 4000, 4500
Moyenne des trois bacs (ml)	3700	3300	3900
Taux d'application selon les plans de fertilisation (litres/parcelle)	12139	14167	12139
Taux d'application calculés à partir des bacs (litres/parcelle)	9866	10120	10400
Différence entre les taux réel et prévu (%)	-19	-29	-14

Les fortes pluies de juin 1993 (cf. section 2.13) ont entraîné la saturation en eau du sol, ce qui a occasionné des retards lors des épandages effectués dans les expériences nos. 2 et 3. En effet, les travaux, initiés le 16 juin 1993, ont été interrompus entre le 18 et le 22 juin 1993 à la suite des précipitations importantes. Afin de ne pas prolonger indûment la période d'épandage, ils ont été repris dans des conditions non optimales. En particulier pour les parcelles de l'expérience no. 2 (pente moyenne de 3%), le sol, bien que drainé, avait une teneur relativement élevée en eau. À des doses de 160 et 320 kg/ha d'azote disponible, le sol ne pouvait absorber rapidement la totalité des boues liquides. Celles-ci ont ainsi ruisselé à l'extérieur des parcelles sur une distance variant entre 1 et 6 m. En 1994, des précipitations importantes et fréquentes au cours des mois de mai, juin et juillet (cf. section 2.13) ont également retardé les travaux, de telle sorte que les épandages de l'expérience no. 3 n'ont pu être réalisés que les 20 et 21 juillet 1994. Initialement, il avait été prévu d'effectuer les applications de 1994 vers les deux dernières semaines de mai (Couillard *et al.*, 1994a). Le sol gorgé d'eau et le niveau élevé de la nappe d'eau souterraine ont cependant rendu impossible la circulation de la machinerie et de l'équipement. Les conditions se sont améliorées quelque peu vers la mi-juillet et il a alors été décidé de faire les épandages même si la nappe phréatique se situait au-dessous du minimum de 1 mètre prescrit par le Guide québécois de valorisation sylvicole lors de épandages (MENVIQ *et al.*, 1991). Au moment des travaux, le sol s'était ressuyé mais la nappe phréatique se situait de 50 à 60 cm de sa surface. En 1993, la nappe d'eau souterraine des plantations était à moins d'un mètre de la surface (cf. section 2.13). Le tableau 35 présente le calendrier détaillé des épandages et les quantités de boues appliquées. La fertilisation apportée est présentée et discutée dans la section 3.1.1.

Tableau 35 Calendrier des travaux d'épandage et quantités de boues appliquées en plantation d'arbres de Noël (expérience nos 2 et 3)

EXPÉRIENCE NO. 2		
<i>Date</i>	<i>Travaux effectués</i>	<i>Observations</i>
2 juin 1993	Application d'engrais minéraux dans les parcelles du traitement no. 2 comportant la régie de production (140 g/arbre de 13-14-14, 3,5 % Mg).	Sol ressuyé. Nappe d'eau souterraine non mesurée*.
16 au 25 juin 1993	Application de boues liquides de Victoriaville à des doses de 80, 160 et 320 kg/ha d'azote disponible (traitements nos. 3, 4 et 5).  Quantité de boues appliquées: 2,6, 5,2 et 10,3 t/ha m.s. respectivement (103, 206 et 412 t/ha m. humide).	Quelques averses les 16 et 17 juin. Précipitations importantes (environ 100 mm) entre le 18 et le 22 juin. Ensoleillé le 23, le 24 et le 25. Températures de jour se situant entre 6 et 27 °C. Nappe d'eau souterraine se situant entre 20 et 50 cm de la surface lors des épandages. Ruissellement des boues 1 à 6 m à l'extérieur des parcelles avec les taux d'application supérieurs à 160 kg/ha d'azote disponible.
3 juin 1994	Application d'engrais minéraux dans les parcelles du traitement no. 2 comportant la régie de production (140 g/arbre de 13-14-14, 3,5 % Mg).	Sol humide peu ressuyé. Nappe d'eau souterraine à environ 10 cm de la surface.
EXPÉRIENCE NO. 3		
<i>Date</i>	<i>Travaux effectués</i>	<i>Observations</i>
16 au 25 juin 1993	Application de boues liquides de Victoriaville à une dose de 320 kg/ha d'azote disponible dans les parcelles situées sur des pentes de 3, 9 et 13 % (traitements nos. 2, 4 et 6).  Quantité de boues appliquées: 10,3 t/ha m.s. (412 t/ha m. humide).	Quelques averses les 16 et 17 juin. Précipitations importantes (environ 100 mm) entre le 18 et le 22 juin. Ensoleillé le 23, le 24 et le 25. Températures de jour se situant entre 6 et 27 °C. Nappe d'eau souterraine se situant entre 20 et 50 cm de la surface lors des épandages. Ruissellement des boues 1 à 6 m à l'extérieur de toutes les parcelles traitées.
20 et 21 juillet 1994	Application de boues liquides de Victoriaville à une dose de 200 kg/ha d'azote disponible dans les parcelles situées sur des pentes de 3, 9 et 13 % (traitements nos. 2, 4 et 6).  Quantité de boues appliquées: 8,9 t/ha m.s. (307 t/ha m. humide).	Ensoleillé les deux jours. Températures se situant entre 25 et 30 °C. Nappe d'eau souterraine se situant à environ 50-60 cm de la surface du sol. Sol ressuyé. Ruissellement des boues 1 à 2 m à l'extérieur des parcelles situées sur une pente de 9 %.

\* Aucun dispositif ne permettait de mesurer la nappe d'eau souterraine à ce moment.

### 2.2.3 Bilan des travaux d'épandage

La présente section expose certaines constatations et observations sur les activités réalisées.

#### Érablière (expérience no. 1)

- Lors du premier épandage au mois de juin, les travailleurs ont été gênés par les insectes piqueurs et la chaleur. De façon pratique, l'application des boues milieu forestier a intérêt à être exécutée tôt au printemps ou à l'automne.
- Le masque anti-poussières est essentiel pour les travailleurs qui épandent les boues séchées ou qui remplissent les chaudières dans les boîtes de transport. Des quantités appréciables de poussières sont en effet dégagées lors de la manipulation de ces boues.
- Afin d'uniformiser l'épandage des boues séchées sur le sol, il n'a pas été possible d'utiliser un râteau. Différents obstacles jonchaient en effet le sol. De plus, l'épaisseur de boues appliquées est généralement insuffisante pour permettre l'emploi de cet outil. La méthode qui a été employée (à la volée) assurait toutefois une uniformité d'épandage adéquate.
- Trois semaines après l'épandage des boues séchées, celles-ci dégageaient une forte odeur d'humidité et de moisissures. Des moisissures étaient visibles sur la couche de boues. Des échantillons de celles-ci ont été prélevés par l'équipe du Ministère des Ressources Naturelles à des fins d'identification. Des champignons des genres *Mucor* et *Penicillium* ont ainsi été retrouvés.
- La présence de nombreux obstacles et de la végétation limite énormément la circulation d'équipements et de machinerie en milieu forestier. Dans le cas des boues séchées, l'utilisation d'équipement permettant de projeter les boues suffisamment loin doit être envisagé pour les valoriser en forêt.

#### Plantation d'arbres de Noël (expériences nos. 2 et 3)

- Les problèmes qui sont survenus en 1993 avec l'estimation de la teneur en azote disponible des boues démontrent que les données de caractérisation des boues peuvent ne pas toujours être fiables, ce qui peut comporter des impacts importants au niveau de l'évaluation des doses de fertilisation.
- L'application de doses de fertilisation précises est difficile à atteindre avec des boues liquides. La composition chimique de ce type de boues peut en effet varier rapidement dans le temps. La pré-caractérisation effectuée quelques jours à l'avance permet d'estimer leur valeur fertilisante même si celle du lot épandu peut différer quelque peu. Au cours des travaux de la saison 1994, une variation de 25

% a été jugée acceptable. Il y a lieu de croire que des écarts plus importants pourraient être observés.

- La teneur élevée en eau du sol et sa nature loameuse semblent avoir restreint sa capacité d'absorption et favorisé le ruissellement des boues en 1993. Le colmatage des pores du sol pourrait aussi avoir contribué au phénomène observé. L'application de doses équivalentes à 160 kg/ha d'azote disponible impliquait une charge hydraulique d'environ 206 m<sup>3</sup>/ha sur les sols. Selon le guide québécois de valorisation sylvicole des boues (MENVIQ *et al.*, 1991), la charge hydraulique ne devrait pas dépasser 200 m<sup>3</sup>/ha par application. Les observations effectuées montrent que dans des conditions de sols loameux et de pente, les boues peuvent effectivement ruisseler à de telles charges.
- Le fractionnement des traitements comportant 320 kg/ha en deux doses de 160 kg/ha et la répartition des applications sur deux jours ont permis une meilleure absorption des boues par le sol en 1993. Aucun ruissellement des boues n'a été observé lors des épandages de 1994 comportant l'application de doses équivalentes à 200 kg/ha d'azote disponible (environ 308 m<sup>3</sup>/ha).
- La présence de débris divers (cailloux, racines, fibres végétales) dans les boues peut rendre leur pompage difficile avec des pompes de faible puissance et des boyaux de petit diamètre.
- Les travaux d'épandage réalisés en 1993 et en 1994 montrent que les conditions climatiques peuvent limiter considérablement les possibilités de valorisation. Au cours des mois de mai et de juin, la nappe d'eau souterraine des plantations s'est fréquemment retrouvée à moins d'un mètre de la surface. La saturation en eau du sol a également atteint un degré élevé à plusieurs reprises. Ainsi, le critère du Guide de valorisation sylvicole (MENVIQ *et al.*, 1991) voulant que la nappe phréatique soit à un minimum d'un mètre sous la surface du sol n'a souvent été atteint qu'en juillet. Pour être bénéfique, la fertilisation des plantations d'arbres de Noël doit être réalisée au printemps et cette période est habituellement caractérisée par une forte pluviométrie. Les données sur la qualité de l'eau de percolation qui ont été recueillies au cours de la saisons 1993 et 1994 permettent de mieux évaluer les impacts et les implications de cet aspect (cf. section 3.2.2.4).
- Il n'est pas recommandable d'épandre des boues liquides pendant des journées de grands vents. La pulvérisation est en effet favorable à l'émission d'aérosols, qui peuvent entrer en contact avec les travailleurs et être transportés à distance.
- L'utilisation de bacs d'aluminium de 30 cm X 50 cm permet d'apprécier grossièrement l'uniformité des épandages. Toutefois, ils n'assurent pas une grande précision. L'utilisation de bacs plus grands et plus nombreux est recommandable pour fournir des résultats représentatifs.

- La pulvérisation de boues a eu tendance à salir les arbres de Noël. La plus grande partie des boues présentes sur le feuillage et l'écorce était cependant disparue après quelques semaines. De fines taches étaient encore visibles au niveau de l'écorce à la fin de la première saison. Ces taches se sont dissipées graduellement et n'étaient plus présentes à la fin de la deuxième saison. Dans le cas de plantations plus matures, il serait recommandable de ne pas pulvériser de boues dans les deux dernières années précédant la récolte afin de ne pas diminuer la qualité esthétique des arbres.
- Les travaux effectués montrent que la valorisation des boues dans les plantations d'arbres de Noël est facilement réalisable. Toutefois, l'incorporation des boues au niveau des rangées pourrait permettre une fertilisation plus directe des arbres et limiter la croissance des plantes herbacées entre les rangs. L'application de boues au niveau des entre-rangs stimule en effet la croissance des plantes herbacées de façon appréciable. Un fauchage plus fréquent peut quand même permettre un contrôle adéquat de cette végétation.
- Aucune plainte concernant les travaux d'épandage n'a été reçue par les responsables du projet et les producteurs.

### 2.3 Caractérisation physico-chimique des boues

Les boues séchées de la CUQ, utilisées pour les épandages en érablière de juin et de septembre 1993, ont été échantillonnées dans les conteneurs de boues transportés sur le site. Tout au long des travaux d'épandage, des échantillons de boues ont été prélevés en différents endroits des conteneurs. Ceux-ci ont été déposés dans une chaudière propre et homogénéisés à la fin des travaux. Deux échantillons composites ont été prélevés dans la chaudière et mis dans des bocaux de verre ou de plastique propres. Un échantillon des boues épandues en juin 1993 et un autre de celles épandues en septembre 1993 ont été acheminés rapidement au laboratoire pour fins d'analyses. Chaque fois, un échantillon de sécurité a été conservé à 4°C dans la chambre froide des laboratoires de l'INRS-Eau.

La méthodologie d'échantillonnage au niveau des boues liquides de Victoriaville épandues dans les plantations d'arbres de Noël en 1993 et en 1994, est similaire à celle des boues séchées. Un prélèvement de boues a été fait à chaque remplissage du réservoir de 9 500 L et déposé dans une chaudière propre pour former un échantillon composite. Ce dernier a été conservé au frais pour la durée des travaux d'épandage. Par la suite, deux échantillons ont été prélevés et mis dans des récipients de verre ou de plastique propres. Un échantillon a été envoyé au laboratoire alors que le second a été conservé par l'INRS-Eau.

Les analyses requises par le Guide québécois de valorisation sylvicole des boues (MENVIQ *et al.*, 1991) ont été effectuées selon des méthodes approuvées par le MEF. Le laboratoire qui les a réalisés est accrédité à cet effet. Le tableau 36 présente en détail les différents paramètres analysés ainsi que les méthodes analytiques utilisées.



Tableau 36 Paramètres physico-chimiques analysés dans les boues et méthodes analytiques employées

<i>Paramètre</i>	<i>Méthode</i>
Solides totaux et solides volatils	MENVIQ 89.08/113-S.T. 1.1 <sup>1</sup>
pH <sup>2</sup>	MENVIQ 89.08/113-pH 1.1 <sup>1</sup>
Carbone total <sup>3</sup>	APHA, 1985
N-NTK	MENVIQ 90.04/313-NTPT 1.1 <sup>1</sup>
N-NH <sub>4</sub>	MENVIQ 90.04/313-N 2.2 <sup>1</sup>
N-NO <sub>3</sub>	MENVIQ 90.05/313-NO <sub>3</sub> 1.1 <sup>1</sup>
P <sub>total</sub>	MENVIQ 90.04/313-NTPT 1.1 <sup>1</sup>
P <sub>inorganique</sub>	MENVIQ 90.04/313-P 2.1 <sup>1</sup>
Al, B, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn	MENVIQ 89.12/213-Mét. 1.3 <sup>1</sup>
As	MENVIQ 90.05/213-As 1.2 <sup>1</sup>
Hg	MENVIQ 89.08/213-Hg 1.3 <sup>1</sup>
Se	MENVIQ 90.05/213-Se 1.3 <sup>1</sup>
BPC	MENVIQ 90.02/413-BPC 1.2 <sup>1</sup>

1. MENVIQ (1991)

2. Paramètre analysé seulement dans les boues de Victoriaville épandues en 1994.

3. Paramètre analysé seulement dans les boues séchées de la CUQ.

Un seul échantillon de boues a été analysé. Des analyses en duplicata ou en triplicata représentaient des coûts beaucoup trop importants pour le projet. Toutefois, le laboratoire a effectué aléatoirement quelques analyses en duplicata sur la série d'échantillons analysés en même temps que ceux du présent projet. Des contrôles ont également été insérés avec chaque série d'échantillon (cf. section 2.14).

## 2.4 Caractérisation microbiologique des boues

Des échantillons de boues ont été récoltés lors de chaque épandage et conservés au frais dans des récipients stérilisés. Les prélèvements ont été effectués dans la citerne du camion (boues liquides de Victoriaville) ou dans les conteneurs (boues séchées de la CUQ), de façon à constituer un échantillon homogène et représentatif. Les analyses ont été réalisées par le laboratoire de microbiologie du MRN dans un délai de 30 heures. Le tableau 37 présente les paramètres analysés ainsi que les méthodes qui ont été employées.

Tableau 37 Paramètres microbiologiques analysés dans les boues et méthodes analytiques employées

<i>Paramètre</i>	<i>Méthode</i>
Coliformes fécaux	Décompte sur milieu MFC Agar <sup>1</sup>
Coliformes totaux	Décompte sur milieu Endo Agar <sup>1</sup>
Entérocoques	Décompte sur milieu <i>m-Enterococcus</i> Agar <sup>1</sup>
Salmonelles	Recherche sur milieu d'enrichissement (sélénite et tétrathionate), et culture sur milieu sélectif (bismute sulfite et Hektoen) pour dénombrement <sup>1</sup>
Parasites (oeufs et larves)	Méthode Wisconsin ME <sup>1, 2</sup>

1. Méthode utilisée par le laboratoire de microbiologie du MRN.

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

## 2.5 Suivi des contaminants chimiques dans l'eau de ruissellement

Deux types de systèmes de collecte des eaux de ruissellement ont été utilisés dans le cadre du projet de recherche. Un de ceux-ci a été installé dans l'érablière (expérience no. 1) alors qu'une version modifiée de ce dernier a été employée dans les plantations d'arbres de Noël (expériences nos. 2 et 3).

Le système mis en place dans l'érablière (expérience no. 1) comportait une dalle de PVC de 150 cm reliée par un tube à un récipient de plastique de 4 litres. Une lame de plastique de 18 cm, insérée à l'avant de la dalle, évitait que l'eau ne s'infilte entre le sol et le rebord de la dalle. Afin d'empêcher la collecte directe de l'eau de pluie, un protecteur a été installé au dessus de la dalle. Une bande de marquise (tissu filtrant) recouvrait également la dalle pour empêcher la pénétration de débris et d'insectes divers dans le collecteur. Toutes les composantes du système sont en plastique (PVC et PETG) et elles ont été nettoyées avec une solution légèrement acide (HCl 5%) avant leur installation au champ. Ce système de collecte de l'eau de ruissellement a été élaboré à partir d'un modèle de lysimètre à tension nulle employé par le Ministère des Ressources Naturelles du Québec (référence: M. Jean-Guy Laflamme) et de systèmes similaires utilisés par Gangbazo (1993) ainsi que par McColl et Gibson (1979). L'annexe 4 donne une idée plus précise du système. Un collecteur d'eau de ruissellement a été mis en place dans chacune des parcelles de l'expérience no. 1 et celui-ci a été installé dans une zone propice au ruissellement, 2 m à l'extérieur des limites de la parcelle.

L'utilisation de ce système en érablière n'a pas posé de problèmes importants. Au niveau des plantations d'arbres de Noël cependant, des problèmes majeurs ont été rencontrés au début de la saison 1993. Des campagnols ont en effet occasionné des dommages importants aux systèmes de collecte mis en place dans les plantations. À plusieurs reprises, les marquissettes ont été perforées. Les systèmes ont également été fréquemment souillés par les excréments et l'urine des campagnols. Un nouveau système a donc été élaboré pour les deux expériences menées en plantation d'arbres de Noël. Celui-ci est constitué d'un tuyau de PVC de 10 cm de diamètre et de 170 cm de longueur, fendu à 6 mm sur sa longueur afin d'être reliée une lame de PETG insérée à l'avant dans le sol. Le tuyau comportait une pente permettant d'acheminer l'eau recueillie vers une extrémité où elle était récupérée par gravité dans un tube fermé de 10 cm de diamètre et mesurant 50 cm de longueur (capacité de 3 litres). L'autre extrémité du collecteur était fermée avec un embout de PVC. Le protecteur et la lame du premier système ont ainsi été réutilisés. L'annexe 4 présente le plan détaillé de ce système. Un collecteur a été mis en place au bas de chacune des trois parcelles des cinq traitements appliqués dans l'expérience no. 2. On retrouvait par ailleurs trois de ceux-ci au bas des parcelles de chacun des six traitements de l'expérience no. 3. Tous les systèmes de collecte de l'eau de ruissellement installés en plantation d'arbres de Noël étaient situés au bas de la pente et 3 m à l'extérieur des parcelles. Les essais menés en juillet 1993 se sont avérés concluants. Aucun dommage relié à la présence de campagnols n'a été observé et le système s'est avéré efficace pour capter l'eau de ruissellement. L'échantillonnage de l'eau de ruissellement des plantations d'arbres de Noël a ainsi été repris le 4 août 1993.

Les récipients de plastique de 4 litres du système de collecte de l'érablière ont été enlevés à l'automne 1993 afin de ne pas les endommager par le gel de l'eau. Les collecteurs, les lames et les protecteurs de plastique sont demeurés en place. Les collecteurs ont toutefois été protégés avec un film de polyéthylène afin d'empêcher l'accumulation d'eau et de débris. Au printemps 1994, les collecteurs et les récipients ont été nettoyés et remis en place. La fonte tardive de la neige a fait en sorte que le système de collecte n'a pu être remis en fonction que le 5 mai 1994. Au niveau des plantations d'arbres de Noël, les collecteurs et les capteurs de PVC ainsi que les protecteurs ont été enlevés à l'automne 1993 afin de les protéger du gel. Seules les lames sont restées en place. Au cours du printemps 1994, les collecteurs, les capteurs et les protecteurs ont été nettoyés et réinstallés. La fonte tardive de la neige, le dégel et le ressuyage lent du sol ont retardé leur remise en fonction jusqu'au 11 mai 1994.

Le tableau 38 présente les détails de l'échantillonnage qui a été réalisé au cours des saisons 1993 et 1994 dans le cadre des trois expériences. Les conditions climatiques et les délais requis pour l'installation des parcelles n'ont pas permis de récolter de l'eau de ruissellement avant les travaux d'épandages. Des échantillons ont été prélevés dès que des précipitations eurent occasionné un ruissellement. Le système de collecte a été vidangé et nettoyé avec de l'eau déminéralisée avant chaque événement pluvieux cible. Seul les séquences de ruissellement comportant un volume minimal de 50 ml d'eau dans le collecteur ont été considérées. Les échantillons récoltés ont été conservés au frais pour leur transport aux laboratoires de l'INRS-Eau. Dans les plus brefs délais (1 à 2 jours), ils ont été filtrés et acidifiés. Un volume de 35 ml a été filtré à 0,40 µm et acidifié avec

Tableau 38 Échantillonnage de l'eau de ruissellement réalisé au cours des saisons 1993 et 1994 pour le suivi des contaminants chimiques

<i>Expérience no. 1 (érablière)</i>	<i>Expérience no. 2 (doses-arbres de Noël)<sup>1</sup></i>	<i>Expérience no. 3 (pentes-arbres de Noël)<sup>1</sup></i>
—	16 juin 1993*	16 juin 1993
<b>Épandage de boues 8 au 11 juin 1993</b>	<b>Épandage de boues 16 au 25 juin 1993</b>	<b>Épandage de boues 17 au 24 juin 1993</b>
23 juin 1993	22 juin 1993*	22 juin 1993*
29 juin 1993	29 juin 1993*	29 juin 1993*
14 juillet 1993	26 août 1993	26 août 1993
20 juillet 1993	2 septembre 1993	2 septembre 1993
28 juillet 1993	25 septembre 1993	25 septembre 1993
4 août 1993	4 octobre 1993	4 octobre 1993
17 août 1993	24 octobre 1993	24 octobre 1993
26 août 1993	27 mai 1994	27 mai 1994
2 septembre 1993	9 juin 1994	1er juin 1994
<b>Épandage de boues 21 au 24 septembre 1993</b>	4 juillet 1994	9 juin 1994
25 septembre 1993	25 juillet 1994	4 juillet 1994
4 octobre 1993	3 août 1994	<b>Épandage de boues 20 et 21 juillet 1994</b>
24 octobre 1993	29 août 1994	22 juillet 1994
24 mai 1994	19 septembre 1994	25 juillet 1994
27 mai 1994		3 août 1994
1er juin 1994		15 août 1994
9 juin 1994		29 août 1994
4 juillet 1994		19 septembre 1994
25 juillet 1994		
3 août 1994		
8 août 1994		
3 novembre 1994		

1. La date indiquée est celle relative à la journée de prélèvement des échantillons. Le prélèvement a été effectué habituellement 1 à 3 jours après l'événement pluvieux.

\* Collecteurs fréquemment endommagés par les mulots. Échantillonnages suspendus jusqu'à la mise en place du nouveau système, le 4 août 1993.

HCl ultrapur. Ce dernier échantillon a servi à l'analyse des métaux solubles (Al, Fe, Cu, Cd, (Pb ou Mn)) et de l'ammonium. La filtration élimine les sédiments ainsi que les matières en suspension. De façon générale, très peu de sédiments et de matières en suspension ont été retrouvées dans les échantillons. L'autre fraction de l'échantillon (15 à 90 ml) a été acidifiée de la même façon mais n'a pas été filtrée. Elle sert à l'analyse du phosphore total. Le tableau 39 présente les différents paramètres analysés et les méthodes employées.

Tableau 39 Méthodes d'analyse utilisées pour le dosage des contaminants chimiques dans l'eau de ruissellement

<i>Paramètre</i>	<i>Conservation et préparation</i>	<i>Méthode de dosage</i>	<i>Limite de détection (mg/L)</i>
N-NH <sub>4</sub>	Filtration 0,4 µm et acidification avec HCl ultrapur (0,1 %)	Auto-analyseur Tecator ou Technicon (colorimétrie)	0,007
P <sub>total</sub>	Acidification avec HCl ultrapur (0,1 %). Digestion à l'autoclave avec H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> et persulfate de potassium	Auto-analyseur Tecator ou Technicon (colorimétrie)	0,004
Al	Filtration 0,4 µm et acidification avec HCl ultrapur (0,1 %)	Spectrophotométrie au plasma à couplage inductif (ICP)	0,01
Cd	Filtration 0,4 µm et acidification avec HCl ultrapur (0,1 %)	Spectrophotométrie d'absorption atomique avec four au graphite	0,0001
Cu	Filtration 0,4 µm et acidification avec HCl ultrapur (0,1 %)	Spectrophotométrie au plasma à couplage inductif (ICP)	0,01
Fe	Filtration 0,4 µm et acidification avec HCl ultrapur (0,1 %)	Spectrophotométrie au plasma à couplage inductif (ICP)	0,005
Pb	Filtration 0,4 µm et acidification avec HCl ultrapur (0,1 %)	Spectrophotométrie d'absorption atomique avec four au graphite	0,001
Mn	Filtration 0,4 µm et acidification avec HCl ultrapur (0,1 %)	Spectrophotométrie au plasma à couplage inductif (ICP)	0,002

Il était prévu initialement d'analyser les nitrates dans les eaux de ruissellement. Toutefois, cet aspect a été revu et il a été décidé d'analyser plutôt l'ammonium. La fraction ammoniacale est en effet beaucoup plus élevée dans les boues et à la surface du sol (cf. sections 1.2.1 et 1.2.3), ce qui justifiait l'analyse de cet élément dans les eaux de ruissellement (voir également la section 1.2.4 à cet effet). Des échantillons de sol et de boues de surface ont été prélevés en août 1993 afin de connaître la forme prédominante au niveau de la surface du sol. Les données (tableau 40) montrent que la forme ammoniacale était effectivement prépondérante à l'interface sol-boues.

Tableau 40 Analyse de l'ammonium et des nitrates au niveau de la surface du sol de l'érablière et de la plantation d'arbres de Noël en août 1993 (couche 0-5 cm)\*

Traitement	N-NH <sub>4</sub> (µg/g de sol-boues)	N-NO <sub>3</sub> (µg/g de sol-boues)
<b>EXPÉRIENCE NO. 1 (Érablière, boues séchées)</b>		
Boues, 200 kg/ha N <sub>disponible</sub>	525	< 16
Boues, 800 kg/ha N <sub>disponible</sub>	1 650	< 16
<b>EXPÉRIENCE NO. 2 (Plantation d'arbres de Noël, boues liquides)</b>		
Témoin sans fertilisation	13	< 16
Fertilisation minérale	10	< 16
Boues, 360 kg/ha N <sub>disponible</sub>	87	< 16

\*Analyses de 3 échantillons (3 répétitions du traitement)

## 2.6 Suivi des agents pathogènes dans l'eau de ruissellement

Ce suivi a été réalisé dans le cadre de l'expérience no. 3 seulement, établie en plantation d'arbres de Noël.

Le système de collecte des eaux de ruissellement, présenté dans le cadre de la section précédente, a été utilisé pour échantillonner l'eau. Avant chaque événement pluvieux cible, celui-ci a été vidangé et rincé avec de l'eau déminéralisée et stérile. Lors de la récolte, un volume minimal d'eau de 50 ml devait être présent dans les collecteurs. Dans le cas contraire, l'échantillon était rejeté. Avant l'échantillonnage, les collecteurs étaient rincés avec un volume mesuré d'eau déminéralisée et stérile. Cette mesure permettait d'optimiser la récolte des organismes pouvant être présents dans les collecteurs. La considération du facteur de dilution a permis de rapporter les résultats d'analyse sur la base du volume d'eau qui a réellement ruisselé dans le collecteur. Les échantillons ont été conservés au frais jusqu'à leur réception par le laboratoire. En 1993, ceux-ci ont été congelés à -20 °C et analysés dans les semaines qui ont suivi. Les échantillons récoltés en 1994 n'ont pas été congelés. Ils ont été conservés au froid (4 °C) jusqu'à leur analyse dans les plus brefs délais, soit moins de 30 heures. Le calendrier d'échantillonnage de l'eau ruissellement destinée à des analyses microbiologiques apparaît au tableau 41. Le tableau 42 présente par ailleurs les paramètres analysés et résume les méthodes employées.

Tableau 41 Échantillonnage de l'eau de ruissellement réalisé au cours des saisons 1993 et 1994 pour le suivi des agents pathogènes dans le cadre de l'expérience no. 3

<i>Date de prélèvement</i> <sup>1</sup>	
<i>Saison 1993</i>	<i>Saison 1994</i>
Épandage de boues du 17 au 24 juin	1er juin
22 juin*	Épandage de boues du 20 et 21 juillet
29 juin**	22 juillet
27 août	25 juillet
2 septembre	15 août
8 septembre	---
14 septembre	---

1. La date indiquée est celle relative à la journée de prélèvement des échantillons. Le prélèvement a été effectué habituellement dans les 24 heures qui ont suivi l'événement pluvieux. Quelques-uns ont cependant pu être échantillonnés 1 à 3 jours après ce dernier en 1993.

\* Seul les parcelles établies sur les pentes 3 et 9 % avaient reçu des boues à cette date.

\*\* Collecteurs fréquemment endommagés par les mulots. Échantillonnages suspendus jusqu'à la mise en place du nouveau système, le 4 août 1993.

Tableau 42 Paramètres microbiologiques analysés dans les eaux de ruissellement et méthodes analytiques employées

<i>Paramètre</i>	<i>Méthode</i>
Coliformes fécaux	Décompte sur milieu MFC Agar <sup>1</sup>
Coliformes totaux	Décompte sur milieu Endo Agar <sup>1</sup>
Entérocoques	Décompte sur milieu m- <i>Enterococcus</i> Agar <sup>1</sup>
Salmonelles	Recherche sur milieu d'enrichissement (sélénite et tétrationate) et culture sur milieu sélectif (bismute sulfite et Hektoen) pour dénombrement <sup>1</sup>

1. Méthode utilisée par le laboratoire de microbiologie du MRN.

La congélation des échantillons en 1993 a pu avoir des impacts sur la survie et la reprise de croissance des microorganismes lors des analyses subséquentes (Couillard *et al.*, 1994a). Ainsi, des tests ont été effectués en 1994 afin de savoir si celle-ci avait effectivement eu des conséquences sur les analyses microbiologiques (tableau 43). Les résultats obtenus varient considérablement et ne permettent pas de mettre en évidence un impact clair et précis. Malgré l'imprécision et la variation des tests effectués, il semble que la congélation des échantillons d'eau avant leur analyse a eu un certain impact sur la survie des microorganismes analysés. Les données de 1993 ont donc été interprétées avec certaines précautions et en considérant qu'elles sont difficilement comparables à celles de 1994 (cf. section 3.2.3.2).

Tableau 43 Impact de la congélation des échantillons d'eau sur les résultats de leur analyse microbiologique<sup>1</sup>

No.	Traitement subi	Salmonelles	Entérocoques (UFC/ml)	Coliformes fécaux (UFC/ml)	Coliformes totaux (UFC/ml)
1	Congelé 2 mois*	n.a.	n.a.	n.a.	9367
	Non congelé*	n.a.	n.a.	n.a.	54450
2	Congelé 2 mois*	n.a.	69	n.a.	n.a.
	Non congelé*	n.a.	5073	n.a.	n.a.
3	Congelé 2 mois*	RN	n.a.	n.a.	n.a.
	Non congelé*	RN	n.a.	n.a.	n.a.
4	Congelé 2 mois*	n.a.	n.a.	0	n.a.
	Non congelé**	n.a.	n.a.	0	n.a.
5	Congelé 3 semaines**	n.a.	n.a.	0	n.a.
	Non congelé**	n.a.	n.a.	48	n.a.
6	Congelé 3 semaines**	n.a.	n.a.	n.a.	59563
	Non congelé**	n.a.	n.a.	n.a.	53842
7	Congelé 3 semaines**	RN	96	n.a.	n.a.
	Non congelé**	RN	926	n.a.	n.a.

1. Tous les échantillons proviennent de la parcelle P-16 (traitement no. 2) de l'expérience no. 3, qui a reçu des boues le 20 juillet 1994. Les volumes restreints d'eau récoltée n'ont pas permis de faire l'analyse complète de chaque échantillon.

\*: Échantillon récolté le 25 juillet 1994.

\*\* : Échantillon récolté le 15 août 1994.

RN: Recherche négative

n.a.: non analysé

## 2.7 Suivi des contaminants chimiques dans l'eau de percolation

Le suivi de l'eau de percolation a été réalisé dans le cadre des expériences no. 1 (érablière) et no. 2 (plantation d'arbres de Noël) avec l'installation de deux lysimètres dans chacune des parcelles. Ainsi, 36 lysimètres ont été utilisés en érablière et 30 autres ont été mis en place dans la plantation. Les lysimètres installés (modèle 1920 de Soilmoisture Equipment Co.) avaient une longueur totale de 60 cm et comportait un embout poreux en céramique. La profondeur de captation des eaux se situait à environ 30 cm en érablière, soit au niveau de l'horizon C, et à 30 cm également dans la plantation. Avant d'être installés, tous les lysimètres ont été préalablement nettoyés avec une solution d'acide



chlorhydrique dilué afin d'éliminer les contaminants. Une période de deux semaines a été consacrée au rodage de ceux-ci à la suite de leur mise en place dans les parcelles en mai 1993. Cette période visait aussi à permettre le rétablissement d'un certain continuum d'écoulement au niveau du sol, perturbé lors de l'installation des lysimètres.

Deux échantillonnages ont été réalisés avant l'épandage des boues en érablière et dans la plantation d'arbres de Noël en 1993. Un suivi régulier de la qualité chimique de l'eau de percolation a ensuite été effectué au cours des saisons 1993 et 1994. Le tableau 44 résume le calendrier d'échantillonnage. Il n'a pas été possible de faire le suivi de l'eau de percolation tôt au printemps et tard à l'automne. En effet, les températures froides ne permettaient pas le fonctionnement des lysimètres car le gel de l'eau dans ceux-ci risquait de les endommager. Ils ont cependant été laissés en place sans vacuum au cours de l'hiver 1993 afin d'être réutilisés en 1994.

Les échantillons d'eau de percolation ont été prélevés peu de temps (1 à 3 jours) après le premier événement pluvieux important qui a suivi le réamorçage des lysimètres. Le volume récolté a été mesuré et ils ont été rapidement mis au frais (4 °C) et conservés ainsi jusqu'à leur analyse, effectuée dans les plus brefs délais (1 à 5 jours). À l'exception de quelques échantillons comportant des dépôts, la plupart de ceux-ci n'ont pas été filtrés et ont été dosés directement. Les paramètres analysés et les méthodes analytiques employées apparaissent au tableau 45.

## 2.8 Chimie du sol

Des prélèvements de sol ont été effectués dans le cadre des expériences no. 1 (érablière) et no. 2 (plantation d'arbres de Noël). Le tableau 46 présente le calendrier des échantillonnages qui ont été réalisés en 1993 et en 1994.

La récolte de sol a été effectuée avec une sonde tubulaire en acier inoxydable. La sonde a été nettoyée avec de l'eau déminéralisée entre la prise de chaque échantillon. La couche superficielle de boues et de végétation a été éliminée lorsque présente. Le sol a été déposé dans des sacs de polyéthylène. Chaque échantillon a été élaboré à partir de plusieurs prélèvements aléatoires dans la parcelle. Les sols ont été séchés à 40 °C et des fractions de 2 mm et 100 mesh ont été préparées par l'équipe technique d'Agriculture Canada. Ces échantillons ont par la suite été envoyés au laboratoire CREALAB inc. pour la réalisation des analyses chimiques. Les paramètres analysés et les méthodes utilisées apparaissent au tableau 47.

Tableau 44 Échantillonnage de l'eau de percolation réalisé au cours des saisons 1993 et 1994 pour le suivi des contaminants chimiques dans l'eau de percolation de l'érablière (expérience no. 1) et de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2)

<i>Expérience no. 1 (érablière)<sup>1</sup></i>	<i>Expérience no. 2 (plantations d'arbres de Noël)<sup>1</sup></i>
31 mai 1993	1 <sup>er</sup> juin 1993
4 juin 1993	9 juin 1993
<b>Épandage de boues du 8 au 11 juin 1993 (traitements nos. 2, 3 et 4)</b>	<b>Épandage de boues du 16 au 25 juin 1993 (traitements nos. 3, 4 et 5)</b>
17 juin 1993	30 juin 1993**
2 juillet 1993	16 juillet 1993
15 juillet 1993	30 juillet 1993
13 août 1993	27 août 1993
9 septembre 1993	22 septembre 1993
<b>Épandage de boues du 21 au 24 septembre 1993 (traitements nos. 5 et 6)</b>	29 octobre 1993**
8 octobre 1993	6 juin 1994
14 octobre 1993	21 juin 1994**
2 novembre 1993	4 juillet 1994**
16 mai 1994	1 <sup>er</sup> août 1994
31 mai 1994	6 septembre 1994
14 juin 1994	3 octobre 1994**
11 et 13 juillet 1994*	31 octobre et 8 novembre 1994*
16 août 1994	—
12 et 19 septembre 1994*	—
11 et 25 octobre 1994*	—

1. La date indiquée est celle relative à la journée de prélèvement des échantillons. Le prélèvement a été effectué habituellement 1 à 3 jours après l'événement pluvieux.

\* La faible pluviométrie a fait en sorte que l'échantillonnage a dû être réalisé en deux occasions afin de prélever de l'eau dans tous les lysimètres.

\*\* Nappe phréatique moins profonde que l'embout de céramique des lysimètres.

Tableau 45 Paramètres analysés dans l'eau de percolation et méthodes de dosage employées

<i>Paramètre</i>	<i>Méthode de dosage</i>	<i>Limite de détection (mg/L)</i>
pH <sup>1</sup>	Dosage au champ avec un ph-mètre portatif	0,1 unité de pH
N-NO <sub>3</sub>	Colorimétrie (Analyseur à flux continu 'LACHA Quick Chem')	0,02
N-NH <sub>4</sub>	Colorimétrie (Analyseur à flux continu 'LACHA Quick Chem')	0,02
P <sub>total</sub>	Spectrophotométrie au plasma à couplage inductif (ICP)	0,02
Al	Spectrophotométrie au plasma à couplage inductif (ICP)	0,01
Ca	Spectrophotométrie au plasma à couplage inductif (ICP)	0,005
Cd	Spectrophotométrie au plasma à couplage inductif (ICP)	0,003
Cu	Spectrophotométrie au plasma à couplage inductif (ICP)	0,01
Fe	Spectrophotométrie au plasma à couplage inductif (ICP)	0,01
K	Spectrophotométrie au plasma à couplage inductif (ICP)	0,01
Mn	Spectrophotométrie au plasma à couplage inductif (ICP)	0,002
Mg	Spectrophotométrie au plasma à couplage inductif (ICP)	0,005
Pb <sup>2</sup>	Spectrophotométrie d'absorption atomique avec four au graphite	0,001
Zn	Spectrophotométrie au plasma à couplage inductif (ICP)	0,005

1. Le pH a été mesuré en 1994 seulement dans trois lysimètres des traitements nos. 1 et 4 (témoin et 800 kg/ha N<sub>disponible</sub>) de l'expérience no. 1 et dans trois lysimètres des traitements nos. 1 et 5 (témoin et 320 kg/ha N<sub>disponible</sub>) de l'expérience no. 2.
2. Le Pb a été analysé seulement dans l'eau récoltée dans les traitements nos. 1 et 4 (témoin et 800 kg/ha N<sub>disponible</sub>) de l'expérience no. 1 et dans les traitements nos. 1 et 5 (témoin et 320 kg/ha N<sub>disponible</sub>) de l'expérience no. 2.

Tableau 46 Cédule des échantillonnages de sol réalisés dans le cadre des expériences nos. 1 et 2 en 1993 et en 1994

<i>Érablière (expérience no. 1)</i>	<i>Plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2)</i>
11 mai 1993 (Horizons Lh <sup>A</sup> et Bf <sup>B</sup> : tous les traitements) 1 <sup>er</sup> juin 1993 (Horizon C <sup>C</sup> : traitements nos. 1, 2 et 4)	2 au 4 juin 1993* (Couche 0-15 cm <sup>D</sup> : tous les traitements) (Couche 15-30 cm <sup>E</sup> : traitements nos. 1, 2 et 5)
Épandage de boues du 8 au 11 juin 1993 (traitements nos. 2,3 et 4)	Épandage de boues du 16 au 25 juin 1993 (traitements nos.3, 4 et 5)
18 août 1993 (Horizons Lh <sup>A</sup> et Bf <sup>B</sup> : tous les traitements) (Horizon C <sup>C</sup> : traitements nos. 1, 2 et 4)	8 octobre 1993 (Couche 0-15 cm <sup>D</sup> : tous les traitements) (Couche 15-30 cm <sup>E</sup> : traitements nos. 1, 2 et 5)
Épandage de boues du 21 au 24 septembre 1993 (traitements nos. 5 et 6)	3 au 6 juin 1994* (Couche 0-15 cm <sup>F</sup> : tous les traitements) (Couche 15-30 cm <sup>E</sup> : traitements nos. 1, 2 et 5)
24 août 1994 (Horizons Lh <sup>A</sup> et Bf <sup>B</sup> : tous les traitements) (Horizon C <sup>C</sup> : traitements nos. 1, 2 et 4)	24 août 1994 (Couche 0-15 cm <sup>D</sup> : tous les traitements) (Couche 15-30 cm <sup>E</sup> : traitements nos. 1, 2 et 5)

- A. Analyse du pH eau, du carbone organique total, de N-NTK, de N-NO<sub>3</sub>, de N-NH<sub>4</sub>, des éléments assimilables-Mehlich III (Al, Fe, P, K, Ca, Mg) et des métaux totaux (Cd, Cu et Pb) dans le sol de tous les traitements. Le Mn assimilable-Mehlich III a été analysé seulement dans les sols provenant des traitements nos. 1 à 4 en 1993 et dans tous les traitements en 1994.
- B. Analyse du pH eau, de N-NTK, de N-NO<sub>3</sub>, de N-NH<sub>4</sub>, des éléments assimilables-Mehlich III (Al, Fe, P, K, Ca, Mg) et des métaux totaux (Cd, Cu et Pb) dans le sol de tous les traitements. Le Mn assimilable-Mehlich III a été analysé seulement dans les sols provenant des traitements nos. 1 à 4 en 1993 et dans tous les traitements en 1994.
- C. Analyse de N-NO<sub>3</sub>, de N-NH<sub>4</sub>, des éléments assimilables-Mehlich III (Al et Fe) et des métaux totaux (Cd, Cu et Pb).
- D. Analyse du pH eau, du carbone organique total, de N-NTK, de N-NO<sub>3</sub>, de N-NH<sub>4</sub>, des éléments assimilables-Mehlich III (Al, Fe, P, K, Ca, Mg) et des métaux totaux (Cd, Cu et Mn) dans le sol de tous les traitements.
- E. Analyse de N-NO<sub>3</sub>, de N-NH<sub>4</sub>, des éléments assimilables-Mehlich III (Al et Fe) et des métaux totaux (Cd, Cu et Mn).
- F. Analyse du pHeau, de N-NO<sub>3</sub>, de N-NH<sub>4</sub> et des éléments assimilables-Mehlich III (Al, Fe, P, K, Ca, Mg).
- \* Les parcelles comportant des engrais minéraux (traitement no. 2) ont été échantillonnées avant l'application de ceux-ci.

Tableau 47 Paramètres analysés dans les sols et méthodes analytiques employées

<b>Paramètre</b>	<b>Méthode d'extraction ou de digestion</b>	<b>Méthode de dosage</b>	<b>Limite de détection (µg/g sec de sol)</b>
N-NTK	Digestion Kjeldahl (fraction 100 mesh) CPVQ, méthode AZ-1 <sup>1</sup>	Dosage des ions ammonium par colorimétrie	80
N-NO <sub>3</sub>	Extraction avec KCl 2N (fraction 2 mm) CPVQ, méthode AZ-3 <sup>1</sup>	Dosage des nitrates par colorimétrie	1,7
N-NH <sub>4</sub>	Extraction avec KCl 2N (fraction 2 mm) CPVQ, méthode AZ-3 <sup>1</sup>	Dosage des ions ammonium par colorimétrie	1
Éléments assimilables Mehlich III (Al, Fe, P, K, Ca, Mg, Mn)	Extraction avec solution Mehlich III (fraction 2 mm) CPVQ, méthode ME-1 <sup>1</sup>	Dosage par spectrophotométrie et d'absorption atomique	Al: 5 Ca et K: 0,2 Fe: 0,3 Mg: 0,05 P: 2
Carbone organique total	Titration avec méthode Walkley-Black pour les sols minéraux (CPVQ, méthode MA-1 <sup>1</sup> ) et perte par incinération pour l'horizon Lh de l'érablière (CPVQ, méthode MA-2 <sup>1</sup> ) (fraction 100 mesh)	—	1
Métaux totaux (Cd, Cu, Pb, Mn)	Digestion à l'eau régale avec 1 volume de HNO <sub>3</sub> concentré et 3 volumes de HCl concentré (fraction 100 mesh)	Dosage par spectrophotométrie et d'absorption atomique	Cd: 0,02* Cu: 0,2 Mn: 0,8 Pb: 0,02*
pH eau	Mélange une partie de sol (fraction 2 mm) avec une partie d'eau déminéralisée (1:1) CPVQ, méthode PH-1 <sup>1</sup>	Mesure avec ph-mètre	0,05

1. CPVQ (1988)

\* Spectrophotométrie d'absorption atomique avec four au graphite

## 2.9 Suivi des agents pathogènes dans le sol

Ce suivi a été fait seulement au niveau des plantations d'arbres de Noël. Dans le cadre de l'expérience no. 2, cinq échantillonnages de sol ont été effectués au cours de la saison 1993. Un autre prélèvement a également été effectué à l'été 1994 afin de connaître le niveau de survie des agents pathogènes environ un an après les épandages. Par ailleurs, des échantillons ont aussi été récoltés dans la nouvelle parcelle de l'expérience no. 3 qui

Tableau 48 Calendrier d'échantillonnage des sols dans le cadre du suivi des agents pathogènes dans les plantations d'arbres de Noël (expériences nos. 2 et 3)

<i>Expérience no. 2</i>	<i>Expérience no. 3</i>
26 mai 1993	6 juin 1994
<b>Épandage de boues 16 au 25 juin 1993</b>	<b>Épandage de boues 20 et 21 juillet 1994</b>
28 juin 1993	26 juillet 1994
13 juillet 1993	23 août 1994
10 août 1993	13 septembre 1994
5 octobre 1993	11 octobre 1994
12 juillet 1994	---

a été établie sur une pente de 3 % en 1994. Le tableau 48 présente l'ensemble des différents échantillonnages qui ont été réalisés au cours du projet.

Le sol a été prélevé dans des quadras (environ 50 cm x 200 cm) établis aléatoirement à l'intérieur de chacune des parcelles de l'expérience no. 2 et dans le traitement no. 2 de l'expérience no. 3. Tous les échantillons ont ainsi été récoltés dans un quadra fixe et situé au même endroit dans chacune des parcelles. Le sol a été prélevé jusqu'à une profondeur d'environ 5 cm et a été conservé au frais jusqu'à sa réception par le laboratoire. Les échantillons de sol récoltés en 1993 ont été congelés à -20 °C et analysés dans les semaines qui ont suivi. Les échantillons de 1994 n'ont par ailleurs pas été congelés. Ils ont été conservés au froid (4 °C) jusqu'à leur analyse dans les plus brefs délais, soit moins de 30 heures. Les paramètres qui ont été analysés et les méthodes employées apparaissent au tableau 49.

Tout comme pour l'eau de ruissellement (cf. section 2.6), la congélation des échantillons de sol en 1993 a pu avoir des impacts sur la survie et la reprise de croissance des microorganismes lors des analyses subséquentes (Couillard *et al.*, 1994a). Ainsi, des tests ont été effectués en 1994 afin de savoir si celle-ci avait effectivement eu des conséquences (tableau 50). Les résultats obtenus varient considérablement et ne permettent pas de mettre en évidence un impact clair et précis. Dans le cas des parasites, le nombre d'oeufs semble avoir été quelque peu réduit à la suite de la congélation. Cependant, l'hétérogénéité des échantillons pourrait être la cause principale des différences observées. Les échantillons microbiologiques sont en effet très souvent susceptibles de présenter une telle hétérogénéité. Malgré l'imprécision et la variation des tests effectués, les vérifications

Tableau 49 Paramètres microbiologiques analysés dans le sol des plantation d'arbres de Noël en 1993 et en 1994 et méthodes analytiques employées

<b>Paramètre</b>	<b>Méthode</b>
Coliformes fécaux	Décompte sur milieu MFC Agar <sup>1</sup>
Coliformes totaux	Décompte sur milieu Endo Agar <sup>1</sup>
Entérocoques	Décompte sur milieu <i>m-Enterococcus</i> Agar <sup>1</sup>
Salmonelles	Recherche sur milieu d'enrichissement (sélénite et tétrathionate) et culture sur milieu sélectif (bismute sulfite et Hektoen) pour dénombrement <sup>1</sup>
Parasites (oeufs et larves)	Méthode Wisconsin ME <sup>1, 2</sup>

1. Méthode utilisée par le laboratoire de microbiologie du MRN.

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

Tableau 50 Impact de la congélation des échantillons de sol sur les résultats de leur analyse microbiologique<sup>1</sup>

No. test	Préservation	Parasites	Salmonelles	Entérocoques (UFC/ml)	Coliformes fécaux (UFC/ml)	Coliformes totaux (UFC/ml)
1	Congelé 2 semaines	9 oeufs et 40 larves*	RN	25558	3623	5,86 X 10 <sup>6</sup>
	Non congelé	41 oeufs et 91 larves*	RN	32530	1801	12,9 X 10 <sup>6</sup>
2	Congelé 2 mois	10 oeufs et 58 larves*	RN	14727	1838	1,85 X 10 <sup>5</sup>
	Non congelé	30 oeufs et 50 larves*	RN	10342	5661	7,19 X 10 <sup>5</sup>

1. Les échantillons non congelés ont été analysés dans un délai inférieur à 30 heures. Les échantillons des tests nos. 1 et 2 ont été prélevés le 23 août et le 26 septembre 1994 respectivement. Ils ont été récoltés dans le traitement no. 2 de l'expérience no. 3, qui a reçu des boues le 20 juillet 1994.

RN: Recherche négative.

\* Oeufs et larves de parasites non pathogènes pour les humains.

effectuées suggèrent que la congélation des échantillons de sol semble avoir eu relativement peu d'impact sur les résultats de leur analyse microbiologique. Les données de 1993 ont tout de même été interprétées avec certaines précautions (cf. sections 3.2.2.2 et 3.2.3.1).

## 2.10 Suivi des éléments nutritifs et des métaux dans les végétaux

Différents échantillons végétaux ont été prélevés en 1993 et en 1994 afin de déterminer l'influence de l'application des boues sur l'accumulation des éléments nutritifs et des métaux par les plantes.

En érablière (expérience no. 1), des feuilles d'érable ont été prélevées dans le tiers supérieur des arbres les plus matures. Un sécateur monté sur une perche télescopique de 15 m a été utilisé. Les feuilles sénescentes, salies ou endommagées ont été éliminées. Un échantillon composite a été élaboré à partir du prélèvement de 40 feuilles sur 3 arbres (total de 120 feuilles par échantillon). Au niveau du sous-bois, les tissus d'une fougère (*Athyrium filix-femina* (L.) Roth) ont été analysés également. Cette plante constituait la plante herbacée prédominante du sous-bois de toutes les parcelles. En 1993, 10 frondes ont été prélevées de façon aléatoire dans le périmètre intérieur de 15 m X 15 m des parcelles pour former un échantillon composite. Six frondes ont aussi été récoltées en 1994. La diminution du nombre de frondes échantillonnées en 1994 est due à une erreur. Les tiges ont été coupées à la base et nettoyées avec de l'eau déminéralisée lorsqu'elles étaient sales. Les feuilles sénescentes ou endommagées ont été éliminées. Par ailleurs, des tissus de champignons ont aussi été analysés. Il a été impossible de cibler une espèce en particulier et plusieurs types de champignons croissant sur la litière ont ainsi été récoltés. L'échantillonnage des champignons a dû être réalisé à plusieurs occasions à la fin de la saison afin de permettre la récolte d'un nombre suffisamment élevé. En moyenne, 10 à 30 champignons par parcelle ont pu être prélevés par année. Dans certaines parcelles, aucun champignon n'a toutefois pu être récolté. Les champignons ont été nettoyés lorsqu'ils étaient sales. Un échantillon composite a été élaboré pour chacune des parcelles en 1993 et en 1994. Le tableau 51 présente le calendrier des différents échantillonnages de tissus qui ont été réalisés dans l'érablière ainsi que les paramètres analysés.

Au niveau de l'expérience no. 2 (plantation d'arbres de Noël), des tissus foliaires de plantes herbacées et de sapins ont été analysés. Les échantillons de plantes herbacées ont été récoltés seulement en 1994 alors que des pousses de sapins ont été prélevées à deux reprises en 1993 et une fois en 1994. Les différents échantillonnages de tissus réalisés dans le cadre de l'expérience no. 2 sont résumés au tableau 52. Dans le cas des plantes herbacées, les végétaux de trois quadrats de 0,25 m<sup>2</sup>, disposés aléatoirement, ont été fauchés dans chacune des 15 parcelles. Un échantillon composite a été élaboré à partir des quadrats récoltés. Les prélèvements étaient composés principalement de plantes tels que le bouton d'or, le chiendent, la fétuque, le pissenlit et la vesce jargeau. Par ailleurs, la pousse terminale d'une branche située dans la moitié de l'arbre a été prélevée sur 16 sapins d'une même parcelle. Les 16 pousses ont été mises ensemble pour former un échantillon composite par parcelle.



Tableau 51 Échantillonnages des tissus végétaux effectués dans le cadre de l'expérience no.1 (érablière) en 1993 et en 1994

<i>Tissus foliaires d'érable</i> <sup>1</sup>	<i>Fougères</i> <sup>2</sup>	<i>Champignons</i> <sup>2</sup>
Épandage de boues 8 au 11 juin 1993	Épandage de boues 8 au 11 juin 1993	Épandage de boues 8 au 11 juin 1993
24 et 25 août 1993	24 août 1993	18 août au 24 septembre 1993 (composite de 3 échantillonnages)
Épandage de boues 21 au 24 septembre 1993	Épandage de boues 21 au 24 septembre 1993	Épandage de boues 21 au 24 septembre 1993
17 et 18 août 1994	12 août 1994	12 août au 23 septembre 1994 (composite de 4 échantillonnages)

1. Analyse de N, P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu, Al et Cd.

2. Analyse de Al, Cd, Cu, Fe et Pb.

Tableau 52 Échantillonnages des tissus végétaux effectués dans le cadre de l'expérience no. 2 (plantation d'arbres de Noël) en 1993 et en 1994

<i>Plantes herbacées</i> <sup>1</sup>	<i>Pousses de sapin</i> <sup>1</sup>
Épandage de boues 16 au 25 juin 1993	18 au 25 mai 1993
16 juin 1994	Épandage de boues 16 au 25 juin 1993
---	30 août 1993
---	10 et 11 août 1994

1. Analyse de N, P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu, Al et Cd.

Tous les échantillons de tissus végétaux ont été expédiés dans les plus brefs délais aux laboratoires d'Agriculture Canada à Lennoxville pour leur préparation. Ils ont été séchés à 60 °C. Les poids secs des échantillons ont été pris afin de connaître la biomasse moyenne des organes récoltés. Ils ont par la suite été broyés à 20 mesh. La mouture a été mise dans un sachet fermé. Ces échantillons ont été envoyés au laboratoire CREALAB inc. de Rock-Forest pour la détermination de leur composition chimique. Les méthodes employées apparaissent au tableau 53.

Tableau 53 Méthodes analytiques et limites de détection utilisées pour l'analyse de la composition chimique des tissus végétaux

<i>Élément</i>	<i>Méthode de digestion</i>	<i>Méthode de dosage</i>	<i>Limite de détection (µg/g sec de tissus)</i>
N	Kjeldahl <sup>1</sup>	Dosage des ions ammonium par colorimétrie <sup>1</sup>	80
P	Kjeldahl <sup>1</sup>	Dosage des orthophosphates par colorimétrie <sup>1</sup>	80
K	Humide avec acide perchlorique <sup>2</sup>	Spectrophotométrie d'absorption atomique	1
Ca	Humide avec acide perchlorique <sup>2</sup>	Spectrophotométrie d'absorption atomique	1
Mg	Humide avec acide perchlorique <sup>2</sup>	Spectrophotométrie d'absorption atomique	3
Fe	Humide avec acide perchlorique <sup>2</sup>	Spectrophotométrie d'absorption atomique	2
Mn	Humide avec acide perchlorique <sup>2</sup>	Spectrophotométrie d'absorption atomique	2
Zn	Humide avec acide perchlorique <sup>2</sup>	Spectrophotométrie d'absorption atomique	1
Cu	Humide avec acide perchlorique <sup>2</sup>	Spectrophotométrie d'absorption atomique avec ou sans four au graphite	0,3 / 2
Al	Humide avec acide perchlorique <sup>2</sup>	Spectrophotométrie d'absorption atomique	25
Cd	Humide avec acide perchlorique <sup>2</sup>	Spectrophotométrie d'absorption atomique avec ou sans four au graphite	0,03 / 0,05
Pb	Humide avec acide perchlorique <sup>2</sup>	Spectrophotométrie d'absorption atomique avec ou sans four au graphite	0,3 / 5

1. Méthode MENVIQ 90.04/313 - NTPT 1.1 (MENVIQ, 1990)

## 2.11 Croissance des végétaux

Afin de mesurer l'influence de l'application de différentes doses de boues sur la croissance des végétaux en érablière et dans les plantations d'arbres de Noël, diverses mesures ont été effectuées pendant les deux années du projet dans le cadre des expériences nos. 1 et 2.

En érablière (expérience no. 1), des verniers ont été installés sur les arbres comportant une circonférence supérieure à 60 cm (à une hauteur de 1,3 m du sol). Un trait de peinture a également été tracé à la même hauteur sur le tronc d'arbres ayant une circonférence inférieure à 60 cm. Ce trait a permis de mesurer l'évolution de la circonférence à l'aide d'un ruban circonférenciel. De façon générale, on retrouvait en moyenne  $5 \pm 2$  arbres par parcelle qui comportent un vernier et  $6 \pm 3$  autres avec un trait de peinture. Chaque érable soumis à des mesures de circonférence a été identifié à l'aide d'une pancarte numérotée. Les verniers ont été mis à zéro et les circonférences ont été mesurées sur les autres arbres le 7 juin 1993, avant la réalisation des épandages. Des mesures ont été reprises le 5 mai et le 3 novembre 1994. L'influence des traitements sur l'accumulation de biomasse sèche par les tissus foliaires d'érable, les fougères et les champignons a également été évaluée en 1993 et en 1994. Les échantillons prélevés dans le cadre de la section 2.10 ont été employés à cette fin. Dans le cas des feuilles d'érable, un second échantillon comportant des feuilles de dimensions variées et prélevées de façon aléatoire a été utilisé en 1994 afin de mieux établir l'influence des traitements sur l'accumulation de matière sèche à ce niveau. Par ailleurs, la masse sèche des feuilles tombées à l'automne (récolte effectuée avec des sacs à litière) a aussi été mesurée en 1994.

Au niveau de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2), 16 sapins ont été étiquetés et numérotés dans chacune des 15 parcelles. Différentes mesures de croissance ont été prises sur ces arbres à la fin de mai 1993 (avant les épandages), à la fin de septembre 1993 et entre la mi-août et le début de septembre 1994. Par ailleurs, l'impact des traitements sur l'accumulation de matière sèche au niveau des plantes herbacées a aussi été évalué en juin 1994. Les échantillons prélevés pour les analyses chimiques (cf. section 2.10) ont été utilisés. Lors du démantèlement des parcelles au début de novembre 1994, quelques arbres ont été coupés afin d'observer l'influence des traitements sur les anneaux de croissance du tronc. À cet effet, un individu représentatif de la moyenne a été sélectionné dans chacun des cinq traitements. Le tableau 54 présente de façon plus détaillée les mesures de croissance qui ont été effectuées dans les parcelles de l'expérience no. 2 en 1993 et en 1994.

Tableau 54 Résumé du suivi de la croissance des arbres de Noël et des plantes herbacées réalisé dans le cadre de l'expérience no. 2 en 1993 et en 1994

<i>Date</i>	<i>Mesures de croissance réalisées</i>
18 au 27 mai 1993	- Hauteur maximale - Circonférence du tronc à 40 cm du sol - Diamètre maximum du feuillage - Croissance annuelle de la pousse terminale <sup>1</sup> - Indice général de la qualité esthétique de l'arbre <sup>2</sup>
<b>Épandage de boues 16 au 25 juin 1993</b>	
30 septembre 1993	- Hauteur maximale <sup>3</sup> - Circonférence du tronc à 40 cm du sol - Croissance annuelle de la pousse terminale <sup>3</sup> - Indice général de la qualité esthétique des arbres
6 mai 1994	- Longueur et biomasse sèche des aiguilles <sup>4</sup> - Couleur des aiguilles <sup>5</sup>
16 juin 1994	- Biomasse sèche des plantes herbacées
10 et 11 août 1994	- Hauteur maximale - Circonférence du tronc à 40 cm du sol - Diamètre maximum du feuillage - Croissance annuelle de la pousse terminale
23 août 1994	- Longueur et biomasse sèche des aiguilles - Couleur des aiguilles - Biomasse sèche des bourgeons de la pousse terminale <sup>6</sup>
1 <sup>er</sup> septembre 1994	- Indice général de la qualité esthétique des arbres - Nombre total de bourgeons sur la pousse terminale <sup>6</sup>
3 novembre 1994	- Anneaux de croissance du tronc (à 40 cm de hauteur)

1. Les arbres avaient commencé leur croissance et avaient alors des pousses variant entre 0 et 2 cm.
2. Cette mesure donne un aperçu de la qualité commerciale générale des arbres. Indices visuels de 1 (faible) à 5 (supérieur) mesurés par le même observateur.
3. La plupart des arbres ont été taillés accidentellement à cette date. Ces mesures n'ont ainsi été réalisées que sur quelques arbres seulement.
4. Mesurées à partir d'un échantillon de 30 aiguilles prélevées au niveau de la moitié d'une pousse latérale située dans le premier tiers de l'arbre. Les 30 aiguilles provenaient des 16 arbres numérotés de chacune des parcelles.
5. La couleur des aiguilles a été déterminée à l'aide de la charte Munsell (Wilde et Voigt, 1972). L'échantillon décrit en 4 a été utilisé. Les mesures ont été effectuées avec des aiguilles fraîches en laboratoire et sous une même luminosité.
6. La biomasse sèche des bourgeons a été évaluée avec un échantillon comportant les bourgeons de la pousse terminale de 16 arbres par parcelle. Les mesures ont été prises avant que la taille ne soit effectuée.

## 2.12 Suivi des métaux dans la sève d'érable

Deux des érables sélectionnés pour des mesures de croissance (cf. section 2.11) ont été entaillés dans chacune des parcelles de l'expérience no.1 au cours des printemps 1993 et 1994. Tout le matériel d'entaille utilisé était en plastique et a été préalablement nettoyé avec une solution acide. Le volume total de la coulée a été mesuré à chaque année et des échantillons de sève ont été élaborés à partir de fractions récoltées pendant toute la durée de la coulée. Un échantillon composite par arbre a ainsi été composé pour les deux érables de chaque parcelle. Une fraction des échantillons a été congelée (en 1994 seulement). L'indice de la teneur en sucres de la sève (BRIX)<sup>1</sup> et les concentrations en azote ammoniacal et nitrique ont été mesurés sur celle-ci. L'autre fraction de chaque échantillon a été préservée avec de l'acide nitrique ultrapur (concentration finale de 0,5 %) et celle-ci a été utilisée pour doser l'aluminium, le cadmium, le cuivre, le fer, le manganèse, le plomb et le zinc dans la sève. Tous les récipients utilisés étaient en matière plastique et ont été préalablement nettoyés avec une solution acide. Le tableau 55 résume les méthodes analytiques employées.

Tableau 55 Paramètres mesurés dans la sève d'érable et méthodes analytiques employées.

<i>Paramètre</i>	<i>Méthode de dosage</i>
Teneur en sucres	BRIX (Méthode réfractométrique)
N-NH <sub>4</sub>	Auto-analyseur Technicon
N-NO <sub>3</sub>	Auto-analyseur Technicon
Al, Cd, Cu, Fe, Pb	Dosage par spectrophotométrie d'absorption atomique avec four au graphite
Mn, Zn	Spectrophotométrie au plasma à couplage inductif (ICP)

1. Coons (1987)

## 2.13 Suivi des conditions météorologiques

Des pluviomètres mis en place dans l'érablière et dans les plantations d'arbres de Noël ont permis d'évaluer l'importance de certains événements pluvieux tout au long de la saison. Cependant, l'éloignement des sites et les visites irrégulières de ceux-ci n'ont pas permis de faire un suivi précis et rigoureux. Les informations recueillies ont donc été complétées avec les données de quatre stations météorologiques du Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, soit celles d'Arthabaska, de St-Ferdinand, de St-Fortunat et de Tingwick. La station de Tingwick est établie sur le site même de l'érablière (expérience no. 1), i.e. au Centre de recherche acéricole du MAPAQ. Certaines données recueillies à la

station d'Arthabaska ont été utilisées pour compléter celles de Tingwick. La station de St-Fortunat, est située à moins de 2 km des expériences nos. 2 et 3 qui ont été réalisées en plantation d'arbres de Noël. La station de St-Fortunat qui était fonctionnelle en 1993, a cessé d'être utilisée par le MEF en 1994. Par conséquent, les données de la station de St-Ferdinand (localisée à environ 20-30 km des sites nos. 2 et 3) a servi à évaluer les conditions de pluviométrie du site de St-Fortunat en 1994. Les données de pluviométrie apparaissent aux figures 1 et 2 et certaines autres informations pertinentes sont présentées au tableau 56.

Des tuyaux en ABS de 5 cm de diamètre, perforés et enfouis dans le sol de la plantation d'arbres de Noël, ont permis de suivre l'évolution de la nappe phréatique. La hauteur de la nappe d'eau du sol a ainsi été mesurée à quelques reprises au cours des saisons 1993 et 1994 (figure 3). Au niveau de l'érablière, un dispositif semblable a également été mis en place. Dans ce cas, il a toutefois été impossible de mesurer la nappe. Cette dernière s'est en effet toujours située plus profondément que le dispositif de mesure.

Compte-tenu du type de suivi réalisé, il s'est souvent avéré très difficile de mettre en relation les événements climatiques quotidiens et les résultats obtenus, notamment au niveau du suivi de la qualité des eaux de ruissellement et de percolation. Par conséquent, cette section vise surtout à présenter les conditions climatiques générales qui ont prévalu tout au cours des deux saisons d'échantillonnage. La référence à ces dernières pourra ainsi être utilisée pour aider à comprendre et à interpréter certains résultats qui ont été obtenus dans le cadre du projet.

## **2.14 Suivi de la qualité des analyses de laboratoire**

Un suivi rigoureux de la qualité des résultats d'analyses produits a été réalisé tout au cours du projet. Le tableau 57 résume les mécanismes qui ont permis de s'assurer de la précision et de la rigueur des analyses effectuées par les différents laboratoires impliqués dans le projet.

## **2.15 Analyses statistiques**

Les dispositifs expérimentaux mis en place dans les expériences nos. 1 et 2 ont permis la réalisation d'analyses statistiques. Dans un premier temps, l'homogénéité de la variance a été vérifiée. Lorsque nécessaire, des transformations ont été effectuées sur les données. Lorsque ce critère était rencontré, les données ont été soumises à une analyse de variance (ANOVA). Cette procédure a ainsi permis de détecter la présence de différences significatives entre les traitements appliqués. Lorsque des différences significatives étaient observées, le test de Duncan a été utilisé pour séparer les moyennes et identifier les traitements comportant des différences statistiques à un niveau alpha de 5 %. Le logiciel SAS (SAS Institute Co.) a été employé pour la réalisation des différentes procédures statistiques.

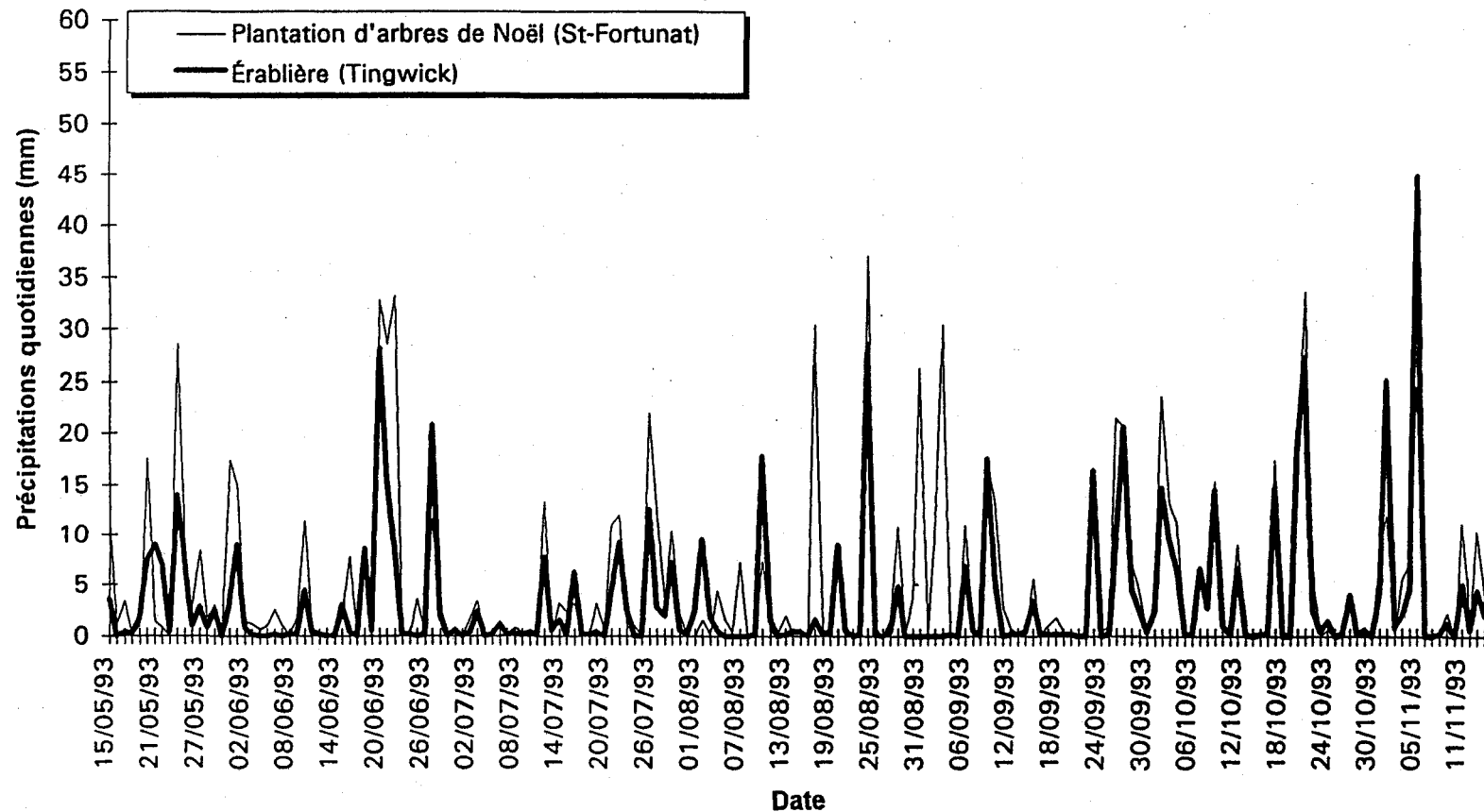


Figure 1

**Évolution de la pluviométrie au niveau des deux sites expérimentaux en 1993**

Données obtenues auprès de la Direction des réseaux atmosphériques du MEF. Les données des stations de St-Fortunat (1993) et de St-Ferdinand (1994) ont servi à établir la pluviométrie de la plantation d'arbres de Noël alors que celles de la station de Tingwick ont été utilisées pour l'érablière.

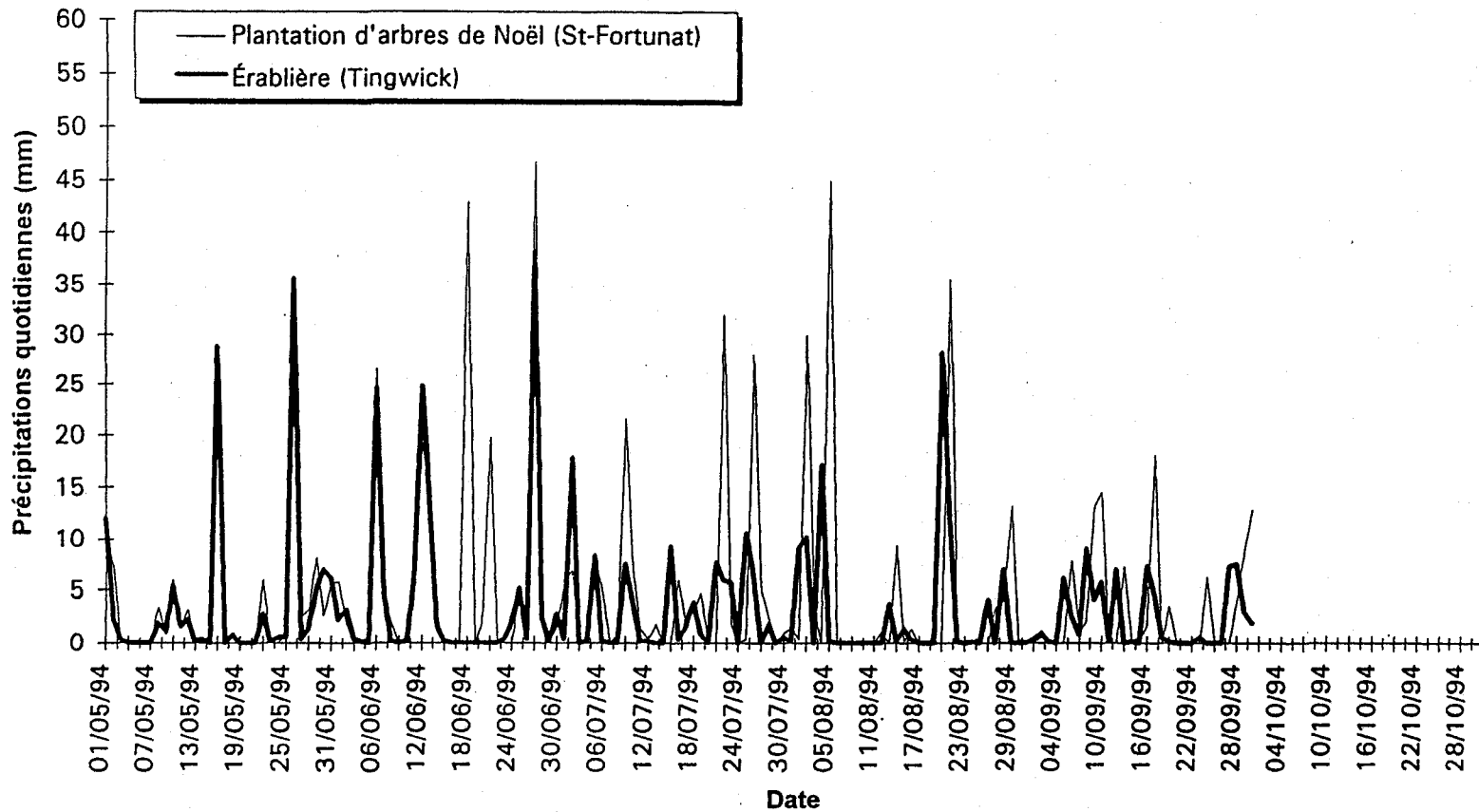


Figure 2

Évolution de la pluviométrie au niveau des deux sites expérimentaux en 1994

Données obtenues auprès de la Direction des réseaux atmosphériques du MEF. Les données des stations de St-Fortunat (1993) et de St-Ferdinand (1994) ont servi à établir la pluviométrie de la plantation d'arbres de Noël alors que celles de la station de Tingwick ont été utilisées pour l'érablière.



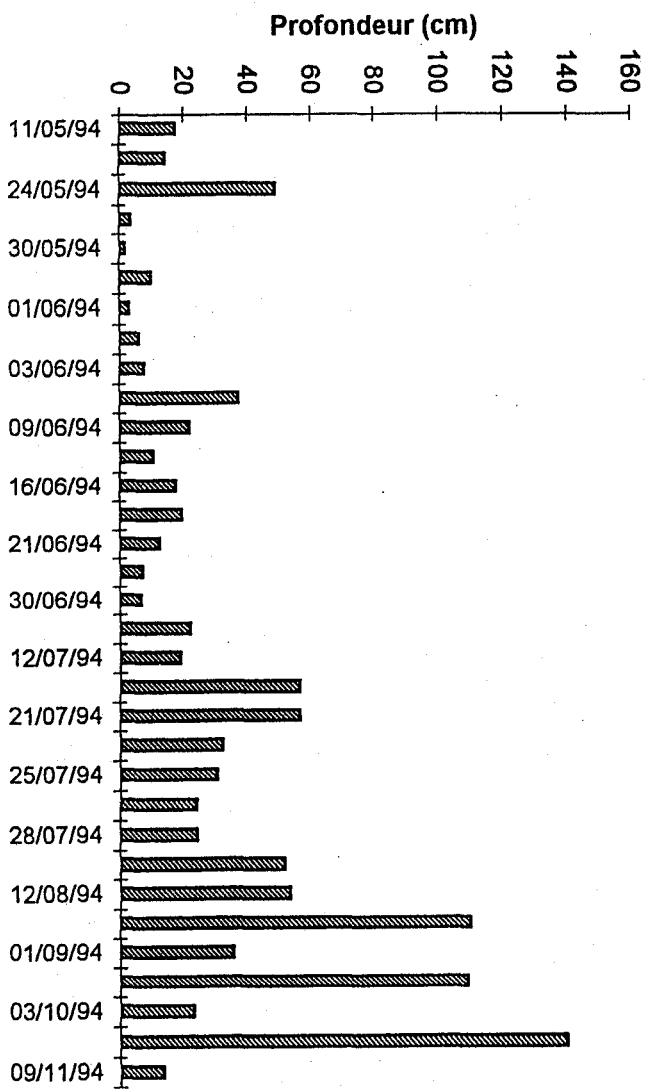
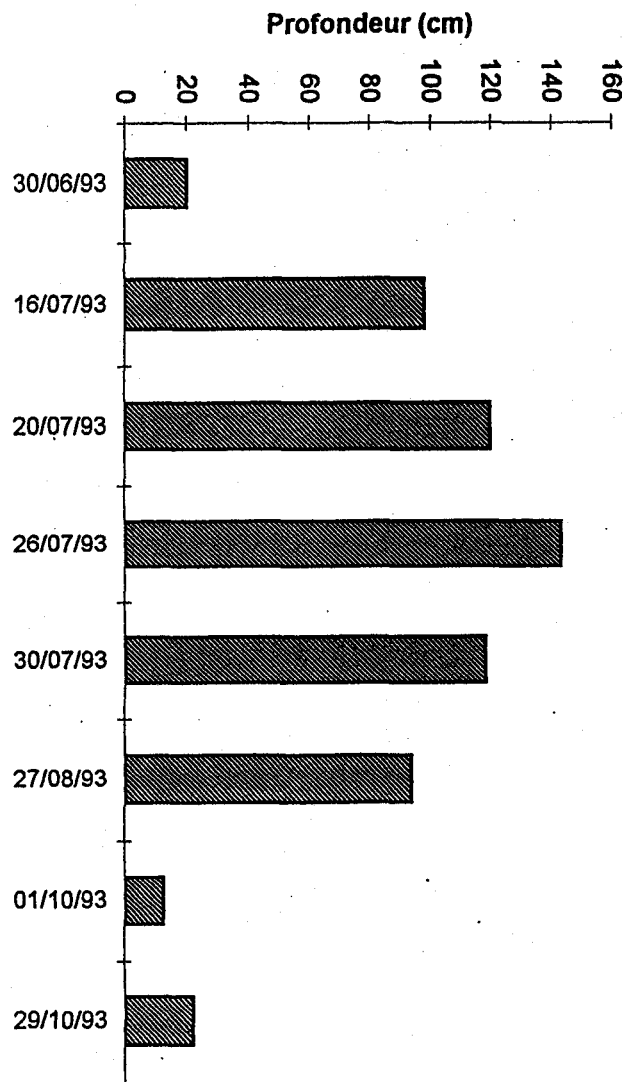


Figure 3 Évolution de la nappe phréatique dans les plantations d'arbres de Noël en 1993 et en 1994

Tableau 56 Précipitations caractéristiques des régions de Tingwick et de St-Fortunat et comparaison de la pluviométrie de 1993 et 1994 aux moyennes mensuelles normalement observées.

<i>Érablière, Tingwick (expérience no. 1)</i>						
Mois	Pluviométrie (mm/mois)					Autres informations
	Moyenne <sup>1</sup>	Observée en 1993 <sup>3</sup>	Écart de la moyenne en 1993	Observée en 1994 <sup>3</sup>	Écart de la normale en 1994	
Mai	90 ± 39	80	Normal	117	Normal	Le pH mensuel moyen de l'eau de pluie mesuré au cours de ces mois entre 1989 et 1992 a varié entre 4,17 et 5,33 à la station de Tingwick
Juin	122 ± 37	104	Normal	134	Normal	
Juillet	98 ± 33	64	Inférieur	95	Normal	
Août	143 ± 72	81	Inférieur	94	Normal	
Septembre	112 ± 36	90	Normal	71	Inférieur	
Octobre	90 ± 36	140	Supérieur	—	—	
Novembre	70 ± 30	138	Supérieur	—	—	
<i>Plantations d'arbres de Noël, St-Fortunat (expériences nos. 2 et 3)</i>						
Mois	Pluviométrie (mm/mois)					Autres informations
	Moyenne <sup>2</sup>	Observée en 1993 <sup>4</sup>	Écart de la moyenne en 1993	Observée en 1994 <sup>5</sup>	Écart de la normale en 1994	
Mai	117 ± 54	128	Normal	108	Normal	
Juin	131 ± 47	170	Normal	207	Supérieur	
Juillet	133 ± 53	109	Normal	147	Normal	
Août	147 ± 56	147	Normal	148	Normal	
Septembre	136 ± 38	169	Supérieur	103	Inférieur	
Octobre	119 ± 32	175	Supérieur	—	—	
Novembre	84 ± 32	119	Supérieur	—	—	

1. Moyennes mensuelles de précipitations de pluie observées à Arthabaska entre 1969 et 1990 (Données fournies par la Direction des réseaux atmosphériques du MEF).

2. Moyennes mensuelles de précipitations de pluie observées à St-Fortunat entre 1969 et 1990 (Données fournies par la Direction des réseaux atmosphériques du MEF).

3. Données préliminaires recueillies à Tingwick et fournies par la Direction des réseaux atmosphériques du MEF.

4. Données préliminaires recueillies à St-Fortunat et fournies par la Direction des réseaux atmosphériques du MEF.

5. Données préliminaires recueillies à St-Ferdinand et fournies par la Direction des réseaux atmosphériques du MEF.

Tableau 57 Mécanismes de contrôle de la qualité des analyses réalisées dans le cadre du projet de recherche

<b>Laboratoire responsable</b>	<b>Type d'analyse effectuée</b>	<b>Mécanismes de contrôle de la qualité des analyses</b>
CREALAB inc.	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Caractérisation physico-chimique des boues</li> <li>- Analyse chimique du sol</li> <li>- Analyse chimique des tissus végétaux</li> </ul>	Laboratoire accrédité par le MEF. Tous les résultats ont été approuvés par deux chimistes. Le laboratoire exerce ses propres mécanismes de contrôle (ajouts dosés, blancs, échantillons certifiés et duplicatas). L'INRS-Eau a inséré au moins un échantillon fantôme dans les différentes séries d'échantillons analysées et a demandé des vérifications des données lorsque les résultats n'étaient pas satisfaisants. Des vérifications de certaines données qui semblaient aberrantes ont aussi été effectuées.
Laboratoire de microbiologie du MRN	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Caractérisation microbiologique des boues</li> <li>- Analyse microbiologique de l'eau de ruissellement</li> <li>- Analyse microbiologique du sol</li> </ul>	Laboratoire gouvernemental qui exerce ses propres mécanismes de contrôle. Tous les résultats ont été approuvés par un microbiologiste.
INRS-Eau	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Analyse chimique de l'eau de ruissellement</li> <li>- Analyse du Pb dans l'eau de percolation</li> <li>- Analyse chimique de la sève d'érable (Al, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn)</li> </ul>	Divers mécanismes de contrôle (ajouts dosés, blancs, échantillons certifiés et duplicatas) ont été effectués par les intervenants de l'INRS-Eau.
Laboratoire de chimie du MRN	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Analyse chimique (sauf Pb) de l'eau de percolation</li> </ul>	Laboratoire gouvernemental qui exerce ses propres mécanismes de contrôle (ajouts dosés, blancs, échantillons certifiés, duplicatas et échantillons fantômes). Tous les résultats ont été approuvés par un chimiste.
Centre de recherche acéricole du MAPAQ	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Analyse chimique de la sève d'érable (Indice BRIX de la teneur en sucres)</li> </ul>	Laboratoire gouvernemental qui exerce ses propres mécanismes de contrôles.
Laboratoire du Service des sols du MAPAQ	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Analyse chimique de la sève d'érable (N-NO<sub>3</sub> et N-NH<sub>4</sub>)</li> </ul>	Laboratoire gouvernemental qui exerce ses propres mécanismes de contrôle (ajouts dosés, blancs, échantillons certifiés, duplicatas).

## **3 RÉSULTATS ET DISCUSSION**

---

### **3.1 Caractérisation des boues épandues**

#### **3.1.1 Valeur fertilisante et taux d'application des éléments nutritifs**

Le tableau 58 présente les caractéristiques physico-chimiques des boues épandues dans le cadre des trois expériences.

De façon générale, les teneurs en éléments nutritifs majeurs (N, P, K, Ca, Mg) observées se situent dans les gammes des valeurs normalement retrouvées dans les boues municipales au Québec et ailleurs dans le monde (cf. section 1.2.1). Sur une base de matière sèche, la valeur fertilisante des boues séchées provenant de la station de la CUQ est moins élevée que celle des boues liquides de Victoriaville, notamment au niveau de l'azote, du phosphore et du potassium.

La plus faible teneur en azote disponible des boues de la CUQ semble associée principalement à deux facteurs: la volatilisation ammoniacale lors du séchage et une plus faible quantité d'azote organique. Le séchage par gaz chauds des boues de la CUQ, à 600 - 700°C pendant 5 minutes, semble en effet causer une volatilisation ammoniacale importante. Comparativement aux valeurs observées dans les boues de Victoriaville, on constate en effet que les concentrations en ammonium sont beaucoup moins élevées dans celles de la CUQ. La fraction ammoniacale contribue ainsi pour seulement 4 à 7% de l'azote disponible la première année dans les boues de la CUQ alors que cette proportion atteint 27 à 43% dans les boues de Victoriaville, beaucoup plus riches en ammonium. La fraction N-(NO<sub>2</sub>-NO<sub>3</sub>) contribue très peu à la valeur fertilisante azotée des boues utilisées dans le cadre du projet. En effet, moins de 0,5% de l'azote disponible provient de cette fraction. Par ailleurs, la concentration en azote organique est moins importante dans les boues de la CUQ, ce qui contribue à diminuer leur valeur fertilisante azotée. À ce titre, la composition initiale des eaux usées ou encore des différences au niveau des procédés d'assainissement peuvent expliquer les écarts observés entre les deux types de boues.

Les résultats obtenus dans le cadre du projet amènent à s'interroger sur la pertinence de l'analyse de la fraction N-(NO<sub>2</sub>-NO<sub>3</sub>) lors de l'établissement des plans de fertilisation et de valorisation des boues municipales. Selon les moyennes américaines et québécoises (cf. section 1.2.1.2), les nitrates et les nitrites contribuent habituellement pour moins de 5% de l'azote disponible la première année. Seulement certaines boues (aérobies notamment) peuvent comporter des teneurs plus élevées et contribuer de façon plus appréciable à leur valeur fertilisante azotée. Pour les stations où les résultats de caractérisation sur quelques cycles annuels montrent que la fraction N-(NO<sub>2</sub>-NO<sub>3</sub>) des boues produites est peu importante, on pourrait probablement envisager ne pas considérer son analyse. Dans les cas où il est démontré que cette fraction peut contribuer pour plus de 5% de l'azote disponible, la poursuite de l'analyse de ce paramètre devrait cependant être prise en considération pour l'élaboration des plans de fertilisation et de valorisation.

Tableau 58 Caractérisation physico-chimique des boues épandues en 1993 et en 1994.

Paramètre	Boues CUQ Juin 1993 <sup>1</sup>	Boues CUQ Septembre 1993	Boues Victoriaville Juin 1993 <sup>2</sup>	Boues Victoriaville Juillet 1994 <sup>3</sup>	Critères de qualité du guide <sup>4</sup>
pH	n.a.	n.a.	n.a.	6,7	--
Matière totale (mg/kg m.h.)	995000	965000	24000	29000	--
Mat. tot. volatile (mg/kg m.h.)	498000	525000	16250	16000	--
Carbone total (mg/kg m.s.)	288000	332000	NA	NA	--
N-NTK (mg/kg m.s.)	27154	33500	74000	62000	--
N-NH <sub>4</sub> (mg/kg m.s.)	644	410	13500	6200	--
N-(NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub> ) (mg/kg m.s.)	44	17	20	24	--
N <sub>disponible</sub> (mg/kg m.s.) <sup>5</sup>	8640	10354	31670	23000	--
Rapport C/N	10,6	9,9	n.a.	n.a.	--
P <sub>total</sub> (mg/kg m.s.)	7800	12250	26000	28300	--
P <sub>inorganique</sub> (Mg/kg m.s.)	5950	9150	21500	23100	--
P <sub>disponible</sub> (mg/kg m.s.) <sup>5</sup>	5460	8575	18200	19810	--
Al (mg/kg m.s.)	10500	26000	12500	13100	--
As (mg/kg m.s.)	2,1	1,6	2,7	2,2	15 (30)
B (mg/kg m.s.)	20	29	< 5	62	100 (200)
Ca (mg/kg m.s.)	22500	16000	13000	27800	--
Cd (mg/kg m.s.)	6,9	7,6	1,8	< 1,4	10 (15)
Co (mg/kg m.s.)	6,0	< 1,0	< 5	8,3	50 (100)
Cr (mg/kg m.s.)	73	71	18	24	500 (1000)
Cu (mg/kg m.s.)	225	245	570	448	600 (1000)
Fe (mg/kg m.s.)	29500	28500	26500	31400	--
Hg (mg/kg m.s.)	1,4	2,4	< 0,5	< 0,7	5 (10)
K (mg/kg m.s.)	2660	2050	7250	5690	--
Mg (mg/kg m.s.)	3150	2150	3600	6210	--
Mn (mg/kg m.s.)	200	195	375	793	1500(3000)
Mo (mg/kg m.s.)	6,4	< 10	6,7	8,0	20 (25)
Ni (mg/kg m.s.)	31	19	18	33	100 (180)
Pb (mg/kg m.s.)	130	105	50	48	300 (500)
Se (mg/kg m.s.)	1,3	< 0,2	3,5	2,0	14 (25)
Zn (mg/kg m.s.)	630	680	300	203	1750(2500)
BPC (mg/kg m.s.)	< 0,2	< 0,5	< 0,9	< 1,7	10

1. Boues séchées de la Communauté urbaine de Québec, épandues en érablière (expérience no. 1)
  2. Boues liquides de Victoriaville, épandues en plantation d'arbres de Noël (expériences nos. 2 et 3)
  3. Boues liquides de Victoriaville, épandues en plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3 seulement)
  4. Valeurs souhaitable et maximale (entre parenthèses).
  5. Calculé selon la méthode du Guide québécois de valorisation sylvicole (MENVIQ *et al.*, 1991).
- n.a.: non analysé.

Les données du tableau 58 montrent également des concentrations moins élevées en phosphore et en potassium dans les boues de la CUQ en comparaison à celles provenant de Victoriaville. Tout comme pour l'azote organique, la composition initiale des eaux usées ou encore des différences au niveau des procédés d'assainissement expliquent probablement les écarts observés entre les deux types de boues.

Les taux d'application des éléments nutritifs majeurs (N, P, K, Ca et Mg) pour chacun des épandages ont été calculés et les résultats apparaissent aux tableaux 59 à 61. Les doses de boues épandues en érablière (expérience no. 1) et en plantations d'arbres de Noël (expériences nos. 2 et 3) ont apporté des quantités importantes d'éléments nutritifs. Au niveau de l'azote disponible, plusieurs traitements des trois expériences comportent des taux d'application qui excèdent par des facteurs de 1,6, 2 et 4 fois le critère du Guide québécois de valorisation sylvicole, qui limite les doses à un apport maximal de 200 kg/ha d'azote disponible sur une période de 10 ans. Ces traitements ont été utilisés afin d'établir les risques environnementaux associés à des taux d'application dépassant ce critère. Les impacts au niveau des différentes composantes du milieu sont discutés dans la section 3.2.

Le Guide québécois de valorisation sylvicole n'impose aucune restriction quant aux charges de phosphore, de potassium, de calcium et de magnésium apportées par les boues. Les trois derniers éléments posent généralement peu de risques environnementaux. Par contre, le phosphore mérite une certaine attention car sa migration dans les eaux de surface peut mener à leur eutrophisation (cf. section 1.2.4.1). Dans le cadre du présent projet, les tableaux 59 à 61 montrent que les charges en  $P_{\text{total}}$  appliquées ont atteint près de 500 et 700 kg/ha pour certains traitements des expériences nos. 1 à 3, réalisées en érablière et en plantation d'arbres de Noël. Ces niveaux d'application sont donc assez élevés. Les effets qu'ont comportés ces charges en  $P_{\text{total}}$  sur la qualité des eaux de ruissellement et de percolation sont présentés plus loin dans ce rapport (cf. section 3.2).

Il existe peu d'études qui ont permis de déterminer de façon précise les besoins nutritifs de l'érable à sucre. Toutefois, certaines données provenant de travaux sur le dépérissement des érablières au Québec permettent de situer l'importance de la fertilisation réalisée dans le cadre de l'expérience no. 1. Le recyclage des éléments nutritifs via la litière constitue une des principales sources d'éléments nutritifs dans le cycle naturel des érablières. Selon une étude portant sur neuf érablières, Bernier *et al.* (1987) rapportent que la litière produite annuellement peut restituer 15 à 27 kg/ha d'azote, 0,7 à 2,7 kg/ha de phosphore, 4,4 à 9,6 kg/ha de potassium, 16 à 45 kg/ha de calcium et 4 à 14 kg/ha de magnésium. Ces éléments nutritifs seront libérés graduellement à la suite de la minéralisation de la matière organique de la litière. Par ailleurs, dans le cadre du programme provincial de fertilisation des érablières dépérissantes mené au Québec, les doses appliquées variaient de la façon suivante: 0 à 54 kg/ha de N, 0 à 25 kg/ha de P, 0 à 125 kg/ha de K, 0 à 129 kg/ha de Ca et 0 à 65 kg/ha de Mg (Camiré et Ouimet, 1992). Lorsque l'on compare ces valeurs aux taux d'applications des éléments nutritifs apportés par la dose de 200 kg/ha de N disponible (dose maximale permise par le guide) (tableau 59), on constate que la fertilisation associée à l'épandage des boues dépasse largement les besoins d'un tel peuplement.

À la dose maximale recommandée par le guide (200 kg/ha N disponible), 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 et ce, même en ne

Tableau 59 Taux d'application des éléments nutritifs majeurs dans le cadre de l'expérience no. 1 réalisée en érablière

Traitement	Quantité de boues appliquée (T m.s./ha)	Taux d'application (kg/ha)					
		Fraction	N	P	K	Ca	Mg
Témoin	0	—	0	0	0	0	0
Boues CUQ, 200 kg/ha N <sub>disp.</sub> en juin 1993	23,1	Total <sup>1</sup>	628	180	61	520	73
		Disponible 1993 <sup>2</sup>	200	126	61	520	73
		Disponible 1994 <sup>3</sup>	128	38	0	0	0
Boues CUQ, 400 kg/ha N <sub>disp.</sub> en juin 1993	46,3	Total <sup>1</sup>	1256	360	122	1040	146
		Disponible 1993 <sup>2</sup>	400	252	122	1040	146
		Disponible 1994 <sup>3</sup>	256	76	0	0	0
Boues CUQ, 800 kg/ha N <sub>disp.</sub> en juin 1993	92,6	Total <sup>1</sup>	2512	720	244	2080	292
		Disponible 1993 <sup>2</sup>	800	504	244	2080	292
		Disponible 1994 <sup>3</sup>	512	152	0	0	0
Boues CUQ, 200 kg/ha N <sub>disp.</sub> en sept. 1993	19,3	Total <sup>1</sup>	647	236	40	309	41
		Disponible 1993 <sup>2</sup>	200	165	40	309	41
		Disponible 1994 <sup>3</sup>	134	50	0	0	0
Boues CUQ, 400 kg/ha N <sub>disp.</sub> en sept. 1993	38,6	Total <sup>1</sup>	1294	472	80	618	82
		Disponible 1993 <sup>2</sup>	400	330	80	618	82
		Disponible 1994 <sup>3</sup>	268	100	0	0	0

1. Taux d'application de la somme des fractions minérales et organiques.
2. Taux d'application qui considère la disponibilité des éléments nutritifs au cours de la saison de croissance 1993. Les quantités d'azote et de phosphore disponibles ont été établies en utilisant le méthode de calcul du Guide québécois de valorisation sylvicole (MENVIQ *et al.*, 1991). La disponibilité du potassium, du calcium et du magnésium totaux a été considérée comme étant de 100% au cours de la première saison.
3. Taux d'application qui considère la disponibilité des éléments nutritifs au cours de la deuxième saison de croissance (1994). Une minéralisation équivalente à 30% de l'azote organique résiduel (N-NTK+N-NOx) - N<sub>disponible 1993</sub> a été considérée. La disponibilité du phosphore en 1994 a été établie en multipliant le phosphore résiduel (P<sub>total</sub> - P<sub>disponible 1993</sub>) par 70%.

Tableau 60 Taux d'application des éléments nutritifs majeurs dans le cadre de l'expérience no.2 réalisée en plantation d'arbres de Noël

Traitement	Quantité de boues appliquée (T m.s./ha)	Taux d'application (kg/ha)					
		Fraction	N	P	K	Ca	Mg
Témoin	0	—	0	0	0	0	0
Régie de production	140 g/arbre de 13-14-14, 3,5% Mg	Fertilisation 1993 <sup>2</sup>	70	33	63	0	19
		Fertilisation 1994 <sup>3</sup>	70	33	63	0	19
Boues Victoriaville, 80 kg/ha N <sub>disp.</sub> en juin 1993	2,6	Total <sup>2</sup>	190	68	19	34	9
		Disponible 1993 <sup>3</sup>	80	48	19	34	9
		Disponible 1994 <sup>4</sup>	33	14	0	0	0
Boues Victoriaville, 160 kg/ha N <sub>disp.</sub> en juin 1993	5,2	Total <sup>2</sup>	380	136	38	68	18
		Disponible 1993 <sup>3</sup>	160	96	38	68	18
		Disponible 1994 <sup>4</sup>	66	28	0	0	0
Boues Victoriaville, 320 kg/ha N <sub>disp.</sub> en juin 1993	10,4	Total <sup>2</sup>	760	272	76	136	36
		Disponible 1993 <sup>3</sup>	320	192	76	136	36
		Disponible 1994 <sup>4</sup>	132	56	0	0	0

1. Une disponibilité égale à 100% la première saison est assumée pour les éléments nutritifs présents dans les engrais minéraux.
2. Taux d'application de la somme totale des fractions minérales et organiques.
3. Taux d'application qui considère la disponibilité des éléments nutritifs au cours de la saison de croissance 1993. Les quantités d'azote et de phosphore disponibles ont été établies en utilisant la méthode de calcul du Guide québécois de valorisation sylvicole (MENVIQ *et al.*, 1991). La disponibilité du potassium, du calcium et du magnésium totaux a été considérée comme étant de 100% au cours de la première saison.
4. Taux d'application qui considère la disponibilité des éléments nutritifs au cours de la deuxième saison de croissance (1994). Une minéralisation équivalente à 30% de l'azote organique résiduel ((N-NTK+N-NOx) - N<sub>disponible 1993</sub>) a été considérée. La disponibilité du phosphore en 1994 a été établie en multipliant le phosphore résiduel (P<sub>total</sub> - P<sub>disponible 1993</sub>) par 70%.



Tableau 61 Taux d'application des éléments nutritifs majeurs dans le cadre de l'expérience no. 3 réalisée sur trois niveaux de pente en plantation d'arbres de Noël.

Traitement	Quantité de boues appliquée (T m.s./ha)	Taux d'application (kg/ha)					
		Fraction	N	P	K	Ca	Mg
Témoin, pente 3%	0	—	0	0	0	0	0
Boues Victoriaville, 320 kg/ha N <sub>disp.</sub> en juin 1993 et 200 kg/ha N <sub>disp.</sub> en juillet 1994, pente 3%	1993: 10,4 1994: 8,9	Total <sup>1</sup>	760 + 550	272 + 252	76 + 51	136 + 247	36 + 55
		Disponible 1993 <sup>2</sup>	320	192	76	136	36
		Disponible 1994 <sup>3</sup>	130 + 200	56 + 176	51	247	55
Témoin, pente 9%	0	—	0	0	0	0	0
Boues Victoriaville, 320 kg/ha N <sub>disp.</sub> en juin 1993 et 200 kg/ha N <sub>disp.</sub> en juillet 1994, pente 9%	1993: 10,4 1994: 8,9	Total <sup>1</sup>	760 + 550	272 + 252	76 + 51	136 + 247	36 + 55
		Disponible 1993 <sup>2</sup>	320	192	76	136	36
		Disponible 1994 <sup>3</sup>	130 + 200	56 + 176	51	247	55
Témoin, pente 13%	0	—	0	0	0	0	0
Boues Victoriaville, 320 kg/ha N <sub>disp.</sub> en juin 1993 et 200 kg/ha N <sub>disp.</sub> en juillet 1994, pente 13%	1993: 10,4 1994: 8,9	Total <sup>1</sup>	760 + 550	272 + 252	76 + 51	136 + 247	36 + 55
		Disponible 1993 <sup>2</sup>	320	192	76	136	36
		Disponible 1994 <sup>3</sup>	130 + 200	56 + 176	51	247	55

1. Taux d'application de la somme totale des fractions minérales et organiques à la suite des épandages de 1993 et 1994.
2. Taux d'application qui considère la disponibilité des éléments nutritifs au cours de la saison de croissance 1993. Les quantités d'azote et de phosphore disponibles ont été établies en utilisant la méthode de calcul du Guide québécois de valorisation sylvicole (MENVIQ *et al.* 1991). La disponibilité du potassium, du calcium et du magnésium totaux a été considérée comme étant de 100% au cours de la première saison.
3. Taux d'application qui considèrent la disponibilité des éléments nutritifs au cours de la première et de la deuxième saison de croissance (1993 et 1994). Une minéralisation équivalente à 30% de l'azote organique résiduel ((N-NTK+N-NOx) - (N<sub>disponible 1993</sub>)) a été considérée en 1994. La disponibilité du phosphore en 1994 a été établie en multipliant le phosphore résiduel (P<sub>total</sub> - P<sub>disponible 1993</sub>) par 70%.

tenant pas compte de l'apport de la litière. En effet, Cole et Rapp (1981) estime que des feuillus en région forestière tempérée décidue prélèvent 70 kg/ha d'azote par année et seulement 6 kg/ha/an de phosphore. 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. A cet effet, 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.

Selon Veilleux (1986), les sapins cultivés pour la production d'arbres de Noël prélèvent annuellement de 10 à 20 g d'azote par arbre ainsi que de 5 à 10 g de P, K et Mg par arbre. Considérant une densité de 3900 arbres/ha, ces taux de prélèvement se situent entre 40 et 80 kg/ha d'azote et entre 20 et 40 kg/ha de P, K, Ca et Mg par année. Le tableau 60 montre que la régie de production permet de combler adéquatement ces prélèvements. Sur la base du niveau de disponibilité estimé pour les différents éléments nutritifs, une dose de boues équivalente à 80 kg/ha d'azote disponible permet par ailleurs d'apporter suffisamment d'azote et de phosphore au cours de la première saison de croissance. La quantité de potassium appliquée se situe au seuil minimum de compensation et celle concernant le magnésium apparaît insuffisante. Des doses atteignant 160 et 320 kg/ha d'azote disponible peuvent par contre combler tous les prélèvements des arbres au cours de la première saison de croissance. Toutefois, les quantités d'azote de phosphore et de potassium alors épandues excèdent le niveau de prélèvement des sapins. Au cours de la deuxième année de croissance, les éléments libérés par la minéralisation d'une dose de boues équivalente à 80 kg/ha d'azote disponible ne permettent pas de satisfaire les besoins en N, P, K et Mg des sapins. Des taux d'application de 160 à 320 kg/ha d'azote disponible peuvent cependant combler les besoins en N et en P lors de la deuxième saison de croissance. Toutefois, la fertilisation en K et Mg est alors déficiente.

Les observations précédentes montrent que les boues municipales ne constituent pas une source équilibrée d'éléments nutritifs pour la fertilisation des plantations d'arbres de Noël. Considérant le niveau de fertilité du sol et les besoins des arbres, certains ajustements à la fertilisation, notamment avec des engrais minéraux apparaissent nécessaires. Les boues municipales demeurent cependant intéressantes car elles peuvent apporter des quantités appréciables d'éléments nutritifs, ce qui peut contribuer à diminuer les coûts de fertilisation pour les producteurs. L'apport de matière organique est également à considérer car celle-ci peut comporter de nombreux effets positifs au niveau de la fertilité et de la conservation des sols.

De plus, considérant qu'une plantation de sapins ne prélève que de 40 à 80 kg/ha/an d'azote, la dose maximale permise par le guide (200 kg/ha d'azote disponible) apparaît trop élevée pour ce type de valorisation sylvicole. En effet, compte tenu des effets d'une surfertilisation (cf. section 1.2.2.3) et des principes qui doivent guider la valorisation sylvicole des boues en terme de conservation de la qualité du sol et de prévention de la pollution des eaux superficielles et souterraines, les besoins nutritifs des peuplements visés par la valorisation doivent être respectés.

Les boues de Victoriaville épandues en 1994 dans le cadre de l'expérience no. 3 ont un pH qui se situe près de la neutralité. Ce paramètre n'a pas été mesuré en 1993. Toutefois, les rapports d'analyse de plusieurs échantillons obtenus auprès de la station de Victoriaville entre janvier 1993 et mai 1994 montrent que le pH de ces boues se situe en moyenne à 6,4. Dans le cas des boues de la CUQ, les renseignements fournis par la station ont permis d'établir un pH moyen de 5,4 pour les boues échantillonnées mensuellement entre janvier et octobre 1993.

Une analyse de la teneur en carbone total des boues de la CUQ épandues en juin et en septembre 1993 dans le cadre de l'expérience no. 1 a également été réalisée. Les résultats du tableau 58 montrent que celles-ci comportent environ 30% de carbone total. Cette valeur est comparable à celles normalement retrouvées dans les boues municipales (cf. section 1.2.1.1). Le rapport C/N calculé atteint 10. Les boues de la CUQ apparaissent donc peu favorables à l'immobilisation de l'azote au niveau du sol, une fois épandues. Selon Henry *et al.* (1990), un rapport C/N inférieur à 30 est peu favorable à l'immobilisation microbienne de l'azote. Par ailleurs, il n'a pas été possible d'analyser le carbone total des boues liquides de Victoriaville et aucune donnée à ce titre n'est disponible auprès de la station. De façon générale le rapport C/N est généralement plus faible pour les boues liquides (cf. section 1.2.1.1).

### **3.1.2 Contamination par les métaux et les BPC et charges apportées au sol**

Les critères de qualité des boues du Guide québécois de valorisation sylvicole ont été intégrés au tableau 58. Lorsque l'on compare les résultats de caractérisation obtenus à ceux-ci, on constate que les teneurs en métaux et en BPC des boues épandues dans les différentes expériences en 1993 et 1994 n'ont jamais dépassé les valeurs limites souhaitables. En ce qui a trait aux boues séchées de la CUQ valorisées en érablière (expérience no. 1), le Cd, le Cu, le Hg, le Mo, le Pb et le Zn constituent les métaux les plus importants lorsque l'on considère les critères de qualité du Guide. Dans le cas des boues de Victoriaville épandues dans les parcelles des expériences nos. 2 et 3, les teneurs en B, en Cu, en Mn et en Mo sont celles qui se rapprochent le plus des indices limites. Les BPC, par ailleurs, ne constituent pas un contaminant important dans les boues qui ont été valorisées. Les teneurs se sont en effet toujours maintenues bien en deçà des limites de détection et des critères de qualité du Guide.

Les boues de la CUQ et de Victoriaville rencontrent la plupart des critères de qualité retrouvés au Canada et ailleurs dans le monde (cf. section 1.1.4.2). Les teneurs en métaux des boues épandues ne dépassent en effet aucun des critères répertoriés au Canada. Les concentrations en Cd, Hg et Mo des boues séchées de la CUQ ainsi que celles en Cu et Mo des boues épaissies de Victoriaville excéderaient cependant les limites visées à long terme par l'Ontario pour des boues aérobies. Les boues du tableau 58 satisfont par ailleurs les critères de qualité de la nouvelle réglementation américaine et ceux de la C.E.E. Dans quelques cas cependant, elles ne rencontrent pas les exigences spécifiques mises en place dans certains pays européens. Selon la réglementation en vigueur aux Pays-Bas, une des

plus sévère actuellement dans le monde, les boues de la CUQ et de Victoriaville comportent en effet trop de Cd et de Cu respectivement. Avec le resserrement des exigences prévu entre 1995 et l'an 2000 dans ce pays, les boues de la CUQ ne rencontreraient pas les critères concernant le Cd, le Cr, le Cu, le Hg, le Ni, le Pb et le Zn alors que celles de Victoriaville ne satisferaient pas celles pour le Cd, le Cu, le Ni et le Zn. Les boues de Victoriaville épandues en juillet 1994 dépassent aussi la limite de 500 mg/kg m.s. pour le Mn en Belgique. Enfin, la teneur en Cu de celles appliquées en juin 1993 ne satisfait pas les exigences de l'Autriche et de la Belgique.

La charge constitue une mesure de contrôle de l'apport en métaux sur les sols qui est utilisée dans plusieurs provinces et pays (cf. section 1.1.4.2). Les charges en métaux apportées par les différents traitements des trois expériences réalisées dans ce projet ont ainsi été calculées pour fin de comparaison avec ces critères. Les résultats apparaissent aux tableaux 62 à 64.

Dans l'ensemble, on constate qu'aucun critère canadien de charge totale n'a été dépassé dans les trois expériences qui ont été réalisées, et cela même avec des applications de boues dépassant la dose maximale prescrite par le Guide, soit l'équivalent de 200 kg/ha d'azote disponible en 10 ans. Les charges maximales recommandées par certaines provinces, notamment l'Alberta et le Manitoba, ont cependant été approchées dans le cas de quelques métaux (Cd, Se) avec des épandages effectués à un taux de 800 kg/ha d'azote disponible en érablière (expérience no. 1). Sur une base annuelle, on constate par ailleurs que les charges limites recommandées au Canada (cf. section 1.1.4.2) ont été dépassées en érablière (expérience no. 1) pour le Cd, le Hg, le Mo, le Ni, le Pb, le Se et le Zn, avec des doses de boues équivalentes à 400 et 800 kg/ha d'azote disponible. En plantation d'arbres de Noël (expériences nos. 2 et 3), les charges appliquées annuellement n'ont pas excédé les limites canadiennes.

Les charges en métaux imposées au sol lors des trois expériences respectent amplement les limites annuelles et maximales qui sont recommandées par la nouvelle réglementation américaine, une des plus permissives. Les recommandations européennes sont par contre beaucoup plus sévères. À ce titre, certaines charges retrouvées en érablière excèdent les limites annuelles recommandées par la C.E.E. (cf. section 1.1.4.2). Le seuil limite de 0,15 kg/ha pour le Cd a ainsi été dépassé avec tous les traitements comportant des boues. Avec des doses égales ou supérieures à 400 kg/ha d'azote disponible, les recommandations annuelles de la C.E.E. concernant le Hg, le Mo, le Ni, le Pb et le Zn ne sont pas respectées. De plus, il est à noter que plusieurs charges limites annuelles et maximales prescrites par différents pays de l'Europe ont également été franchies dans le cadre des essais menés en érablière.

Le Guide québécois de valorisation sylvicole ne comporte pas de lignes de conduite spécifiques à la charge apportée aux sols à la suite de l'application de boues. Des indices limites de concentration totale en métaux dans les sols sont plutôt employés afin de restreindre les risques de contamination des sols. Les résultats obtenus au niveau de l'importance de l'accumulation des métaux dans le sol, les végétaux et l'eau de la plantation d'arbres de Noël et de l'érablière sont présentés à la section 3.2. Ceux-ci aideront à

Tableau 62 Charges en métaux apportées dans le cadre de l'expérience no. 1 réalisée en érablière<sup>1</sup>

Traitement	Quantité de boues appliquées (T m.s./ha)	Charge en métaux (kg/ha)													
		Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
Témoin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Boues CUQ, 200 kg/ha N <sub>disp.</sub> en juin 1993	23,1	243	0,05	0,16	0,14	1,7	5,2	681	0,03	4,6	0,15	0,72	3,0	0,03	14,6
Boues CUQ, 400 kg/ha N <sub>disp.</sub> en juin 1993	46,3	486	0,10	0,32	0,28	3,4	10,4	1362	0,06	9,2	0,30	1,4	6,0	0,06	29,2
Boues CUQ, 800 kg/ha N <sub>disp.</sub> en juin 1993	92,6	972	0,20	0,64	0,56	6,8	20,8	2724	0,12	18,4	0,60	2,9	12,0	0,12	58,4
Boues CUQ, 200 kg/ha N <sub>disp.</sub> en sept. 1993	19,3	502	0,03	0,15	<0,02	1,4	4,7	550	0,05	3,8	<0,19	0,37	2,0	<0,004	13,1
Boues CUQ, 400 kg/ha N <sub>disp.</sub> en sept. 1993	38,6	1004	0,06	0,30	<0,04	2,8	9,4	1100	0,10	7,6	<0,38	0,74	4,0	<0,008	26,2

1. Métaux étant l'objet de critères dans le Guide de valorisation sylvicole (MENVIQ *et al.*, 1991) ou d'un suivi dans l'expérience.

Tableau 63 Charges en métaux apportées dans le cadre de l'expérience no. 2 réalisée en plantation d'arbres de Noël<sup>1</sup>

Traitement	Quantité de boues appliquées (T m.s./ha)	Charge en métaux (kg/ha)													
		Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
Témoin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Régie de production avec engrais minéraux <sup>2</sup>	0	n.d. <sup>3</sup>	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Boues Victoriaville, 80 kg/ha N <sub>disp.</sub> en juin 1993	2,6	32,5	0,007	0,005	<0,01	0,05	1,5	68,9	<0,001	0,98	0,02	0,05	0,13	0,009	0,78
Boues Victoriaville, 160 kg/ha N <sub>disp.</sub> en juin 1993	5,2	65	0,014	0,01	<0,02	0,10	3,0	138	<0,002	2,0	0,04	0,10	0,26	0,018	1,56
Boues Victoriaville, 320 kg/ha N <sub>disp.</sub> en juin 1993	10,4	130	0,028	0,02	<0,04	0,20	6,0	276	<0,004	4,0	0,08	0,20	0,52	0,036	3,12

1. Métaux étant l'objet de critères dans le Guide de valorisation sylvicole (MENVIQ *et al.*, 1991) ou d'un suivi dans l'expérience.

2. Les engrais minéraux pourraient contenir certains métaux. Les charges en métaux apportées par les engrais minéraux sont probablement peu importantes et celles-ci ont été considérées comme étant nulles.

3. Non disponible.

Tableau 64 Charges en métaux apportées dans le cadre de l'expérience no. 3 (pentes) réalisée en plantation d'arbres de Noël<sup>1</sup>

Traitement	Année	Quantité de boues appliquées (T m.s./ha)	Charge en métaux (kg/ha)													
			Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
Témoin, pente 3 %	---	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Boues Victoriaville, 320 kg/ha N <sub>disp.</sub> en juin 1993 et 200 kg/ha N <sub>disp.</sub> en juillet 1994, pente 3%	1993	10,4	130	0,03	0,02	<0,04	0,20	6,0	276	<0,004	4,0	0,08	0,20	0,52	0,04	3,1
	1994	8,9	117	0,02	<0,01	0,07	0,21	4,0	279	<0,006	7,0	0,07	0,29	0,43	0,02	1,8
	Total	19,3	247	0,05	<0,03	<0,011	0,41	10,0	555	<0,01	11,0	0,15	0,49	0,95	0,06	4,9
Témoin, pente 9 %	---	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Boues Victoriaville, 320 kg/ha N <sub>disp.</sub> en juin 1993 et 200 kg/ha N <sub>disp.</sub> en juillet 1994, pente 9 %	1993	10,4	130	0,03	0,02	<0,04	0,20	6,0	276	<0,004	4,0	0,08	0,20	0,52	0,04	3,1
	1994	8,9	117	0,02	<0,01	0,07	0,21	4,0	279	<0,006	7,0	0,07	0,29	0,43	0,02	1,8
	Total	19,3	247	0,05	<0,03	<0,011	0,41	10,0	555	<0,01	11,0	0,15	0,49	0,95	0,06	4,9
Témoin, pente 13 %	--	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Boues Victoriaville, 320 kg/ha N <sub>disp.</sub> en juin 1993 et 200 kg/ha N <sub>disp.</sub> en juillet 1994, pente 13 %	1993	10,4	130	0,03	0,02	<0,04	0,20	6,0	276	<0,004	4,0	0,08	0,20	0,52	0,04	3,1
	1994	8,9	117	0,02	<0,01	0,07	0,21	4,0	279	<0,006	7,0	0,07	0,29	0,43	0,02	1,8
	Total	19,3	247	0,05	<0,03	<0,011	0,41	10,0	555	<0,01	11,0	0,15	0,49	0,95	0,06	4,9

1. Métaux étant l'objet de critères dans le Guide de valorisation sylvicole (MENVIQ *et al.*, 1991) ou d'un suivi dans l'expérience.

déterminer si les critères actuellement en vigueur dans le Guide sont susceptibles de protéger adéquatement le milieu des métaux qui sont présents dans les boues.

### 3.1.3 Présence d'agents pathogènes

Le tableau 65 présente les résultats de l'analyse de quelques organismes pathogènes fréquemment retrouvés dans les boues et qui peuvent servir à établir leur niveau de qualité biologique.

Tableau 65 Caractérisation microbiologique des boues épandues en 1993 et en 1994

<b>Organisme</b>	<b>Boues séchées CUQ JUIN 93<sup>1</sup></b>	<b>Boues séchées CUQ SEPTEMBRE 93<sup>1</sup></b>	<b>Boues liquides Victoriaville JUIN 93<sup>2</sup></b>	<b>Boues liquides Victoriaville JUILLET 94<sup>3</sup></b>
Salmonelles	Recherche négative	Recherche négative	Recherche négative	Présence de <i>Salmonella choleraesuis</i> <sup>4</sup>
Entérocoques	< 33 UFC/g sec	< 33 UFC/g sec	8,8 X 10 <sup>4</sup> UFC/mL (3,7 X 10 <sup>6</sup> UFC/g solides totaux)	9,0 X 10 <sup>3</sup> UFC/ml (3,1 X 10 <sup>6</sup> UFC/g solides totaux)
Coliformes fécaux	< 33 UFC/g sec	< 33 UFC/g sec	2,2 X 10 <sup>5</sup> UFC/ml (9,2 X 10 <sup>6</sup> UFC/g solides totaux)	6,3 X 10 <sup>4</sup> UFC/ml (2,2 X 10 <sup>6</sup> UFC/g solides totaux)
Coliformes totaux	< 33 UFC/g sec	< 33 UFC/g sec	1,0 X 10 <sup>6</sup> UFC/ml (4,2 X 10 <sup>7</sup> UFC/g solides totaux)	6,3 X 10 <sup>4</sup> UFC/ml (2,2 X 10 <sup>6</sup> UFC/g solides totaux)
Parasites <sup>5</sup> (oeufs et larves)	Recherche négative	Recherche négative	Présence de 2 larves non pathogènes pour les humains par 5 g de boues fraîches	Présence de 9 larves non pathogènes pour les humains par 5 g de boues fraîches

1. Boues séchées de la Communauté urbaine de Québec, épandues en érablère (expérience no. 1).
  2. Boues liquides de Victoriaville, épandues en plantation d'arbres de Noël (expériences nos. 2 et 3).
  3. Boues liquides de Victoriaville, épandues en plantation d'arbres de Noël (expérience no.3 seulement).
  4. La méthode ne permet pas de déterminer le nombre de bactéries.
  5. La méthode utilisée permet la détection d'une large gamme de pathogènes (ex.: *Ascaris*, *Taenia*, *Giardia*).
- UFC: Unité formant des colonies.

Les boues utilisées dans le présent projet de recherche répondent aux critères de qualité biologique du Guide québécois de valorisation sylvicole. Le séchage à haute température des boues de la CUQ et l'aération prolongée des boues de Victoriaville jusqu'à un âge équivalent supérieur à 20 jours (32 à 45 jours dans le cas des boues employées) constituent en effet des méthodes de stabilisation reconnues et acceptées par le Guide.



Les données du tableau 65 indiquent que le séchage, à une température de 600-700°C pendant 5 minutes, permet une destruction efficace des pathogènes. En fait, aucun des pathogènes étudiés (salmonelles, entérocoques, coliformes fécaux, coliformes totaux et parasites) n'a été retrouvé lors des analyses effectuées sur des échantillons de boues épandues en juin et en septembre 1993 dans l'érablière (expérience no. 1). La qualité microbiologique des boues séchées de la CUQ est donc excellente. Selon les critères de la réglementation américaine, une des plus rigoureuses à ce niveau (cf. section 1.1.4.3), celles-ci se classent dans la catégorie A et peuvent être valorisées en milieux agricole et forestier sans restrictions particulières.

Au niveau des boues de Victoriaville, utilisées en plantation d'arbres de Noël (expériences nos. 2 et 3), on note des populations relativement importantes d'entérocoques, de coliformes fécaux et de coliformes totaux. La présence de salmonelles a également été observée dans les boues qui ont été épandues dans l'expérience no. 3 en juillet 1994. Un nombre restreint de larves non pathogènes a aussi été retrouvé. Il est difficile, à partir du Guide, de vérifier que la qualité biologique des boues de Victoriaville est adéquate. Comme il a déjà été mentionné dans la section 1.1.4.3, le critère concernant l'âge-équivalent des boues ne permet pas une évaluation rigoureuse de leur degré de stabilisation biologique. À cet effet, la réglementation américaine est beaucoup plus précise et appropriée puisqu'elle fait intervenir le dénombrement de certains pathogènes (cf. section 1.1.4.3). On y retrouve plusieurs considérations, notamment des critères se rapportant aux populations de coliformes fécaux et de salmonelles. Ainsi, pour être de catégorie A, les boues doivent comporter des densités inférieures à 1000 MPN/g de solides totaux dans le cas des coliformes fécaux et à 3 MPN/4 g de solides totaux pour les salmonelles. En ce qui concerne la catégorie B, la densité de coliformes fécaux ne doit pas dépasser  $2 \times 10^6$  MPN/g de solides totaux. Seules les boues de classe A et B peuvent être valorisées.

Les données du tableau 65 concernant la microbiologie des boues de Victoriaville révèlent des populations de coliformes fécaux se situant à  $9,2 \times 10^6$  et  $2,2 \times 10^6$  UFC/g de solides totaux pour les échantillons respectifs de 1993 et 1994. Considérant les critères de la réglementation américaine, les boues de Victoriaville comportent des populations de coliformes fécaux qui excèdent les valeurs limites des classes américaines A et B. Dans ce contexte, les boues de Victoriaville ne pourraient pas être valorisées aux États-Unis.

Les résultats obtenus au niveau de la caractérisation microbiologique des boues montrent que le critère concernant l'âge-équivalent des boues du Guide québécois de valorisation sylvicole du Québec est difficile à interpréter et qu'il peut mener à la valorisation de boues qui ne seraient pas acceptées dans le cadre de la réglementation américaine, beaucoup plus précise. Dans le contexte du présent projet, la valorisation des boues de Victoriaville pourraient représenter certains risques au niveau de la contamination de l'eau et du sol. Les données concernant ceux-ci sont présentées à la section 3.2.

## **3.2 Comportement des éléments nutritifs, des métaux et des agents pathogènes associés aux boues au niveau du sol et de l'eau et impacts sur la croissance et la nutrition minérale des végétaux**

Cette section présente et discute les résultats obtenus au niveau du suivi des effets de la valorisation des boues municipales sur différentes composantes de l'érablière (expérience no. 1) et des plantations d'arbres de Noël (expériences nos. 2 et 3). Les détails concernant les traitements appliqués, les échantillonnages, les mesures, les méthodes analytiques et l'approche statistique utilisée pour aider à l'interprétation des données sont présentés dans le chapitre 2 de ce rapport.

### **3.2.1 Expérience no. 1: Valorisation des boues séchées en érablière**

#### **3.2.1.1 Influence sur la chimie du sol**

##### **3.2.1.1.1 Azote**

Le tableau 66 présente l'évolution de la teneur des fractions N-NTK, N-NO<sub>3</sub> et N-NH<sub>4</sub> dans les trois horizons de sol de l'érablière au cours des années 1993 et 1994.

L'échantillonnage des sols en août 1993, avant l'application des traitements tardifs d'automne (200-A et 400-A), montre que les boues épandues en juin de la même année ont eu un impact surtout au niveau de la fraction ammoniacale de l'azote. Les tests statistiques révèlent en effet des différences significatives au niveau des écarts de concentration en ammonium obtenus entre mai et août 1993 pour les horizons LH et Bf. Dans le cas des nitrates, l'analyse de variance des écarts mesurés au cours de la saison 1993 dans les horizons LH, Bf et C n'a pas permis de mettre en évidence un effet important des épandages de printemps. Il en est de même pour les données concernant la fraction N-NTK en 1993.

Les écarts significatifs obtenus au niveau de l'azote ammoniacal en 1993 indiquent que les applications de boues en juin ont mené à un accroissement important de cette fraction dans les horizons de sol LH et Bf. L'augmentation des teneurs en ammonium est proportionnelle à la quantité de boues épandues. En ce qui concerne l'horizon LH, les concentrations en N-NH<sub>4</sub> des parcelles non traitées (témoin, 200-A et 400-A) se situent entre 15 et 25 µg/g en mai et août 1993. L'application de doses de boues équivalentes à 200, 400 et 800 kg/ha d'azote disponible en juin 1993 a favorisé l'accumulation de l'ammonium à des niveaux atteignant 54, 301 et 858 µg/g en août de la même année. Dans le cas de l'horizon Bf, les concentrations en ammonium des traitements témoin, 200-A et 400-A se sont maintenues aux environs de 5 µg/g en 1993. Les épandages de juin 1993 ont fait en sorte que les concentrations retrouvées en août 1993 se sont accrues de l'ordre de 14, 27 et 106 µg/g. Par ailleurs, les résultats obtenus au niveau de l'horizon C (tableau 66)

Tableau 66 Évolution de la teneur des trois fractions azotées dans le sol de l'érablière en 1993 et en 1994<sup>1, 2, 3</sup>

Horizon	Traitement <sup>4</sup>	N-NTK (µg/g sol sec)					N-NO <sub>3</sub> (µg/g sol sec)					N-NH <sub>4</sub> (µg/g sol sec)				
		Mai 93 (A)	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	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').

montrent des concentrations en  $N-NH_4$  similaires et aucun effet significatif pour les trois traitements considérés (témoin, 200-P et 800-P). Ainsi, contrairement aux horizons LH et Bf, les traitements comportant l'application de boues en juin 1993 n'ont pas mené à l'accumulation d'ammonium au niveau du sol de l'horizon C.

Les impacts observés au niveau de l'ammonium dans le sol de l'érablière en 1993 ne se sont pas manifestés pour les données concernant la saison 1994. Ces dernières ne révèlent en effet aucune influence significative sur les teneurs mesurées dans les horizons de sol LH, Bf et C en août 1994 (tableau 66). Ainsi, les effets notés avec l'application printanière de boues (traitements 200-P, 400-P et 800-P) au cours de la saison 1993 se sont résorbés et ils n'étaient plus présents en août 1994. Les épandages tardifs de septembre 1993 (traitements 200-A et 400-A) n'ont par ailleurs mené à aucune accumulation d'ammonium dans le sol de l'érablière lors de l'échantillonnage effectué en août 1994. Dans ce dernier cas, il est possible que les effets identifiés en 1993 avec les traitements 200-P, 400-P et 800-P se soient manifestés plus tôt au cours de 1994.

Les données recueillies en 1994 révèlent certains impacts des traitements sur les teneurs en nitrates du sol de l'érablière. Les résultats obtenus montrent en effet que les traitements 800-P et 400-A ont mené à une accumulation significativement plus élevée des nitrates dans l'horizon Bf. Dans ce cas, la concentration en  $N-NO_3$  du témoin mesurée en août 1994 est similaire à celles de mai et août 1993 et elle se situe à  $7 \mu\text{g/g}$ . L'épandage de doses de boues équivalentes à  $800 \text{ kg/ha}$  d'azote disponible en juin 1993 et à  $400 \text{ kg/ha}$  d'azote disponible en septembre 1993 a ainsi mené à l'obtention de concentrations en nitrates atteignant  $71$  et  $44 \mu\text{g/g}$  respectivement. La valeur obtenue avec le traitement 800-P est significativement plus élevée que celle du traitement 400-A. L'application d'une dose de  $800 \text{ kg/ha}$  d'azote disponible en juin 1993 a également favorisé la migration des nitrates jusqu'à l'horizon C. La concentration en nitrates retrouvée dans l'horizon C au mois d'août 1994 a atteint  $45 \mu\text{g/g}$  pour le traitement 800-P alors qu'elle se situait  $7$  et  $9 \mu\text{g/g}$  pour le témoin et le traitement 200-P respectivement. En ce qui concerne l'horizon LH, aucun impact notable n'a été observé en 1994 au niveau de l'accumulation des nitrates.

Tout comme en 1993, l'épandage de boues n'a pas eu d'effet appréciable sur la teneur en azote total Kjeldahl (N-NTK) du sol de l'horizon LH. Par rapport aux valeurs de 1993, on observe une diminution globale de la teneur en N-NTK dans le sol qui a été prélevé en août 1994. Celle-ci est toutefois présente au niveau de tous les traitements. Ainsi, un ou des facteurs autres que les traitements appliqués expliquent le phénomène. Au niveau de l'horizon Bf sous-jacent, on note par contre la présence de certaines différences significatives entre les traitements. Dans l'ensemble cependant, la réponse observée avec les différents traitements est assez variable et il est difficile d'en faire ressortir des effets précis. Malgré tout, les résultats obtenus en août 1994 suggèrent que la dose massive de boues du traitement 800-P a favorisé une faible accumulation de N-NTK (i.e.  $N_{\text{organique}} + N-NH_4$ ) dans le sol de l'horizon Bf. L'écart entre la valeur d'août 1994 et la concentration initiale en N-NTK de ce traitement est en effet significativement plus élevé que ceux obtenus pour le témoin et les traitements 400-P et 200-A. Les concentrations mesurées en août 1994 tendent aussi à démontrer une présence légèrement plus importante de la fraction N-NTK à la suite de l'application de fortes doses de boues. Le tableau 66 révèle également d'autres différences significatives pour les écarts moyens calculés au niveau de

l'horizon Bf en août 1994. Celles-ci sont retrouvées avec les ensembles 200-P vs 200-A, 200-A vs 400-A et tendent à démontrer que la fraction N-NTK dans l'horizon Bf s'accroît avec la dose de boues et différenciellement selon la période d'application.

Les résultats obtenus avec les essais en érablière montrent que l'application de boues mène initialement à une accumulation plus importante de la fraction ammoniacale dans le sol et le niveau de celle-ci augmente avec l'accroissement de la dose apportée. L'ammonium ne semble toutefois pas migrer profondément dans le sol puisque les effets se sont limités aux horizons LH et Bf et puisque les concentrations mesurées ont été plus importantes en surface, i.e. au niveau de l'horizon LH. L'épaisseur de l'horizon LH est d'environ 10 cm alors qu'on retrouve l'horizon Bf entre 10 et 30 cm de profondeur. La capacité d'adsorption de l'ammonium aux colloïdes organiques et minéraux (cf. section 1.2.3.1) est probablement responsable de sa mobilité relativement restreinte. Par ailleurs, la nitrification progressive de l'azote ammoniacal explique vraisemblablement le retour à des concentrations se situant dans l'ordre des valeurs initiales de mai 1993. L'augmentation de la teneur en nitrates observée dans les horizons Bf et LH en août 1994 supporte en effet cette hypothèse. D'autres études (Aschmann *et al.*, 1990 et 1992) ont mis en évidence un tel comportement de l'ammonium et des nitrates dans le sol à la suite de l'application de boues municipales en milieu forestier. Les concentrations observées dans le cadre de la présente expérience se compare d'ailleurs assez bien avec celles obtenues par ces chercheurs (cf. section 1.2.3.1).

L'application de fortes doses de boues (800 kg/ha d'azote disponible) a mené à une légère augmentation de l'azote total Kjeldahl (N-NTK) au cours de la deuxième saison. Le calcul de la charge en azote apportée supporte d'ailleurs les résultats obtenus. Considérant une dose de boues équivalente à 800 kg/ha d'azote disponible et un facteur de conversion des kg/ha en µg/g de 0,45 (CPVQ, 1988), la charge en azote total appliquée avec le traitement 800-P correspond ainsi à 360 µg/g sur une profondeur de 15 cm. Cette charge est relativement peu importante lorsque l'on considère les teneurs retrouvées à l'état naturel dans les horizons LH et Bf ainsi que les pertes découlant des prélèvements par les plantes, de la volatilisation ammoniacale, de la nitrification, du ruissellement et du lessivage. Par conséquent, les observations réalisées au niveau de la charge en azote et de l'évolution de la fraction N-NTK dans le cadre des essais en érablière suggèrent que seul l'épandage de boues à des taux élevés est susceptible de favoriser l'accumulation de cette fraction dans les sols forestiers. Les augmentations en  $N_{\text{total}}$  dans les sols rapportées dans la littérature ont d'ailleurs été obtenues avec l'application de taux d'applications extrêmes (cf. section 1.2.3.1).

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 58) et dans l'horizon LH (environ 16; tableau 67), 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  $\text{N-NH}_4$  est lessivée (cf. section

3.2.1.3.2), la plus grande proportion de l'ammonium issu des boues est manifestement nitrifié ou assimilé. L'augmentation des nitrates dans l'eau de percolation (cf. section 3.2.1.3.3) 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.

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/ha N disponible 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. 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). Et comme les résultats des analyses des nitrates dans l'eau de percolation 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 (200 kg/ha N disponible) semble donc trop élevée pour un écosystème comme celui de l'érablière expérimentale de Tingwick.

Dans le contexte du Guide québécois de valorisation sylvicole, les résultats obtenus au niveau de l'azote dans le sol méritent une attention particulière. L'enrichissement en ammonium et en nitrates peut en effet influencer la qualité de l'eau ainsi que la nutrition minérale et la croissance de la flore. Ces aspects, étudiés dans le cadre du présent projet, sont considérés dans les sections qui suivent. À partir des résultats obtenus à ce niveau, il sera ainsi possible d'établir si les critères de bonnes pratiques du Guide sont adéquats.

### **3.2.1.1.2 Carbone organique total et rapport C/N**

Les résultats d'analyse du carbone organique total ainsi que le rapport C/N de l'horizon LH du sol de l'érablière apparaissent au tableau 67.

Globalement, les résultats obtenus montrent une légère augmentation de la teneur en carbone organique total entre mai et août 1993 et une faible diminution entre mai 1993 et août 1994. Les tests statistiques effectués ne révèlent cependant aucun effet significatif des traitements en 1993 et en 1994. Le rapport C/N de l'horizon LH a par ailleurs très peu varié au cours des deux saisons. Pour tous les traitements, celui-ci s'est maintenu entre 13 et 17 et aucun impact significatif des traitements n'a pu être décelé.

Les travaux réalisés indiquent que l'application de doses de boues atteignant jusqu'à 800 kg/ha d'azote disponible n'a pas contribué à augmenter significativement la teneur en carbone de l'horizon LH de l'érablière. Ces résultats étaient prévisibles car cet horizon de surface comporte beaucoup de matière organique. Le calcul de la charge totale en carbone apportée par les boues permet également de mieux apprécier l'impact sur le sol de l'érablière. Considérant une concentration de 288 000 mg/kg de  $C_{total}$  dans les boues de la CUQ de juin 1993 (cf. section 3.1), le traitement comportant l'équivalent de 800 kg/ha d'azote disponible (92,6 T m.s.) implique une charge en  $C_{total}$  de 2995 kg/ha. Sur une

Tableau 67 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<sup>1, 2, 3</sup>

Traitements <sup>4</sup>	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	Mai 93 (A)	Août 93 (B)	Août 94 (C)	Écart B-A	Écart C-A
Témoin	79000	117000	69000	38000a	-10000a	14	15	16	1a	2a
200-P	90000	102000	67000	12000a	-23000a	15	15	14	0a	-1a
400-P	78000	87000	88000	9000a	10000a	13	16	17	3a	4a
800-P	87000	98000	74000	11000a	-13000a	14	13	16	-1a	2a
200-A	87000	105000	63000	18000a	-24000a	16	16	14	0a	-2a
400-A	83000	107000	70000	24000a	-13000a	14	16	15	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 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').

profondeur de 10 cm, celle-ci équivaut à un apport de 2000 µg/g. Les données du tableau 67 montrent que la teneur naturelle de l'horizon LH varie entre 70000 et 120000 µg/g. La charge apportée par la dose de boues la plus importante (800-P) représente ainsi moins de 3 % de la concentration naturelle de l'horizon LH.

Les observations effectuées au niveau du carbone organique total sont en accord avec plusieurs autres travaux (cf. section 1.2.3.2), qui démontrent que seul des épandages massifs et répétés de boues sont susceptibles de comporter des effets en milieu forestier.

### 3.2.1.1.3 pH

Selon les données du tableau 68, on constate que le pH du sol de l'érablière est fortement acide. Le pH mesuré en mai 1993 avant les épandages, se situe en effet à environ 3,4 dans la litière LH et à 4,3 dans l'horizon Bf sous-jacent.

Les valeurs obtenues en août 1993, avant l'application tardive de boues à l'automne, montrent que l'apport de boues au printemps a conduit à une augmentation appréciable du pH dans l'horizon de sol LH. On note en effet des accroissements significatifs au plan statistique entre les trois traitements n'ayant pas reçu de boues (témoin, 200-A et 400-A) et ceux comportant des doses de 200, 400 et 800 kg/ha d'azote disponible épandues au printemps 1993. L'écart s'est également accru avec la dose puisque le traitement 800-P a mené à un pH significativement plus élevé que ceux obtenus avec les traitements 200-P et 400-P. Aucun impact significatif des traitements comportant un épandage de boues n'a par ailleurs été noté au niveau de l'horizon Bf en août 1993.

L'échantillonnage de sol effectué en août 1994 permet de constater que les effets observés en 1993 se sont quelque peu atténués au cours de la deuxième saison. Selon les données du tableau 68, on remarque en effet que seul le traitement comportant l'application d'une dose de boues équivalente à 800 kg/ha d'azote disponible au printemps 1993 a conduit à une augmentation significative du pH au niveau de l'horizon LH en 1994. Comparativement au témoin les traitements 200-P, 400-P, 200-A et 400-A n'ont par ailleurs pas eu d'impact appréciable sur le pH du sol de l'horizon LH en 1994. En ce qui a trait à l'horizon Bf, les tests statistiques montrent que les différents traitements n'ont pas eu d'effet significatif.

Dans le cadre de la présente expérience, plusieurs hypothèses pourraient expliquer l'influence des boues sur le pH de l'horizon LH. En premier lieu, bien que la couche résiduelle de boues ait été enlevée lors de l'échantillonnage du sol, il est possible qu'une fraction résiduelle de celle-ci ait été prélevée. La présence de boues dans l'échantillon a ainsi pu avoir un impact sur le pH de l'horizon LH puisque celles-ci comportent un pH plus alcalin, soit d'environ 5,4 (cf. section 3.1). Deuxièmement, la charge en calcium apportée par les boues pourrait également être en cause. Sous forme d'oxyde et de carbonates, le calcium contribue en effet à neutraliser l'acidité des sols (Tisdale *et al.*, 1985). Les résultats obtenus, au niveau des éléments assimilables du sol (section suivante), semblent supporter cette hypothèse car on y note une augmentation significative du calcium assimilable dans le sol des parcelles ayant reçu des boues. Des augmentations de pH ont aussi été relevées dans d'autres études (Beauchemin *et al.*, 1993). Cependant, il semble que cet



Tableau 68 Évolution du pH dans les horizons Lh et Bf du sol de l'érablière au cours des saisons 1993 et 1994<sup>1, 2, 3</sup>

Horizon	Traitement <sup>4</sup>	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).

effet soit de courte durée: la nitrification de l'azote ammoniacal devant induire une diminution du 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 base 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 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 séchées sur le pH des sols amendés. De plus amples études devront être envisagées afin de vérifier cet aspect.

De plus, les risques associés à la solubilisation des métaux dans les sols dont le pH est fortement acide doivent être étudiés. Aussi, ces aspects ont été considérés dans le cadre du présent projet. Ces résultats sont décrits dans les sections traitant des risques de contamination du sol, des eaux souterraines, de l'eau de ruissellement et des végétaux par les métaux (sections 3.2.1.1.5, 3.2.1.2.4, 3.2.1.3.5, 3.2.1.3.6, 3.2.1.4.3 et 3.2.1.4.4).

#### **3.2.1.1.4 Éléments assimilables et biodisponibles**

Les tableaux 69 à 71 présentent les résultats d'analyse de différents éléments assimilables et biodisponibles (P, K, Ca, Mg, Al, Fe et Mn) dans le sol de l'érablière à la suite d'une extraction avec une solution Mehlich III.

Les données concernant le phosphore assimilable (tableau 69) indiquent que l'apport de fortes doses de boues a favorisé une augmentation de sa teneur dans l'horizon LH. Pour l'échantillonnage de sol effectué en août 1993, on observe en effet que le traitement comportant une dose équivalente à 800 kg/ha d'azote disponible a conduit à un accroissement significatif de la concentration en  $P_{\text{assimilable}}$ , comparativement au témoin, aux traitements 200-A et 400-A (n'ayant pas encore reçu de boues en août 1993) et aux traitements 200-P et 400-P. Les teneurs en  $P_{\text{assimilable}}$  du traitement 800-P ont ainsi atteint 51  $\mu\text{g/g}$ , ce qui est 2 à 4 fois plus élevé que les valeurs mesurées pour les autres traitements. On remarque également un impact similaire lors de l'échantillonnage de sol réalisé en août 1994. Dans ce cas, les traitements 400-P et 800-P ont conduit à un accroissement notable de la teneur en  $P_{\text{assimilable}}$  par rapport au témoin et aux quatre autres traitements. Le traitement 800-P constitue celui qui a le plus contribué à enrichir le sol en  $P_{\text{assimilable}}$  et il a mené à une concentration égale à 31  $\mu\text{g/g}$ . Les épandages tardifs d'automne (200-A et 400-A) n'ont pas été en mesure d'influencer la disponibilité de cet élément. Les résultats obtenus au niveau de l'horizon Bf montrent par ailleurs que les traitements appliqués n'ont pas eu d'impact appréciable sur sa teneur en  $P_{\text{assimilable}}$ . Dans ce cas, les analyses réalisées ont donné des valeurs se situant toutes dans le même ordre de grandeur, soit entre 2 et 6  $\mu\text{g/g}$ .

L'application de fortes doses de boues semble également être en mesure d'augmenter à court terme la teneur en potassium assimilable dans la couche de sol de surface. Les résultats obtenus à la suite de l'analyse du  $K_{\text{assimilable}}$  dans les échantillons de sol de l'horizon LH prélevés en août 1993 montrent un accroissement significatif de sa concentration dans

Tableau 69 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<sup>1, 2, 3</sup>

Horizon	Traitement <sup>4</sup>	P (µg/g sol sec)					K (µg/g sol sec)				
		Mai 93 (A)	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	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	Témoin	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').

les parcelles ayant reçu une dose équivalente à 800 kg/ha d'azote disponible. Des écarts significatifs sont présents entre ce taux d'application et les traitements 200-P, 200-A et 400-A. Ces deux derniers constituent en fait des témoins puisque les épandages tardifs ont été réalisés après l'échantillonnage d'août 1993. La grande variabilité des données peut expliquer l'absence de différences significatives entre les écarts des traitements 800-P et du témoin. La concentration en  $K_{\text{assimilable}}$  du traitement 800-P a atteint 202  $\mu\text{g/g}$  en août 1993, ce qui est près de deux fois la valeur mesurée dans l'horizon LH des autres traitements. Les données du tableau 69 révèlent que l'impact observé au cours de la première saison s'est résorbé en 1994. On ne dénote en effet aucune différence significative entre les traitements. Les résultats du suivi des teneurs en  $K_{\text{assimilable}}$  n'a par ailleurs pas permis de noter une influence appréciable de la valorisation des boues au niveau de l'horizon Bf sous-jacent en 1993 et en 1994.

Les analyses concernant le calcium assimilable (tableau 70) montrent que le traitement extrême 800-P a conduit à un accroissement appréciable de sa concentration dans l'horizon LH au cours de la saison 1993. L'écart entre les valeurs observées en mai et en août 1993 pour ce traitement est significativement plus élevé que ceux obtenus avec le témoin et les quatre autres. Dans le cas des traitements 200-A et 400-A, il faut rappeler que ceux-ci sont comparables au témoin car les épandages tardifs d'automne n'avaient pas été effectués au moment de l'échantillonnage de sol de mai 1993. Au niveau de l'horizon Bf, les données recueillies en 1993 montrent la présence de différences significatives entre l'écart du traitement 400-P et ceux des quatre suivants: témoin, 800-P, 200-A et 400-A. Ainsi, l'épandage d'une dose de boues équivalente à 400 kg/ha d'azote disponible en juin 1993 a favorisé un accroissement de la disponibilité du calcium dans l'horizon de sol Bf. La teneur en Ca assimilable mesurée à ce niveau en août 1993 a atteint 110  $\mu\text{g/g}$ , ce qui est 2 à 4 fois plus élevé que les autres traitements. L'absence d'un impact avec le traitement extrême 800-P est difficile à expliquer. Par ailleurs, les résultats obtenus en août 1994 montrent que les concentrations en Ca dans le sol des horizons LH et Bf ont eu tendance à s'accroître avec la dose de boues appliquée. Toutefois, les tests statistiques ne révèlent aucune différence significative pour les écarts calculés en 1994. La grande variabilité des données a probablement empêché de mettre en évidence de telles différences.

Le suivi des concentrations en magnésium, en aluminium, en fer et en manganèse assimilables dans les horizons de sol LH et Bf en 1993 et 1994 n'a pas permis de démontrer d'impact important des différents traitements appliqués dans le cadre de cette expérience (tableaux 70 et 71). On observe une tendance à l'augmentation de la teneur en  $Mn_{\text{assimilable}}$  dans les horizons LH (échantillonnages d'août 1993 et 1994) et Bf (échantillonnage d'août 1993) avec l'accroissement des doses de boues appliquées en juin 1993. La réalisation de tests statistiques n'a cependant pas permis de supporter ces observations de façon rigoureuse. L'aluminium, le fer et le manganèse ont par ailleurs aussi été analysés au niveau de l'horizon C. Les données du tableau 71 ne révèlent aucune différence significative entre les trois traitements considérés (témoin, 200-P et 800-P).

De façon générale, on constate que les épandages de boues en érablière ont surtout eu des effets au niveau de l'horizon LH de surface et que ceux-ci ont été pour la plupart

Tableau 70 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<sup>1, 2, 3</sup>

Horizon	Traitement <sup>4</sup>	Ca (µg/g sol sec)					Mg (µg/g sol sec)				
		Mai 93 (A)	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	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	Témoin	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').

Tableau 71 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<sup>1, 2, 3</sup>

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

observés pendant la saison 1993. Les impacts significatifs se sont limités au phosphore, au potassium et au calcium. L'application de fortes doses de boues a eu comme conséquence une légère augmentation de la disponibilité de ces trois éléments. Dans le cadre de leurs travaux sur la valorisation de boues en milieu forestier, Corey *et al.* (1986) ainsi que Lutrick *et al.* (1986) rapportent également une augmentation de la disponibilité du phosphore, et cela surtout dans le sol de surface (cf. section 1.2.3.1). D'après ces mêmes auteurs et selon Harrison *et al.* (1994) également, les concentrations en K, Ca et Mg ont par ailleurs tendance à diminuer dans le sol à la suite de l'application de boues municipales en milieu forestier. L'entraînement de ces cations dans l'eau de lessivage avec les nitrates expliquerait ce phénomène (cf. section 1.2.3.1). À ce titre, on constate que les résultats obtenus avec le K, le Ca et le Mg assimilables lors des essais en érablière vont à l'encontre des observations généralement rapportées. Il est possible que l'effet constaté ne soit que temporaire et qu'il régresse ou s'inverse avec le temps. Un suivi sur une période plus longue aurait pu permettre de vérifier cette hypothèse. Finalement, ce qui a trait à l'aluminium, au fer et au manganèse, il existe peu d'études qui permettent de comparer les données du présent projet.

La valorisation des boues séchées de la CUQ sur un sol forestier acide à une dose de 200 kg/ha N disponible ne semble pas contribuer à l'enrichissement du sol en cations (Ca, Mg, K, Al, Fe et Mn). 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 la minéralisation des boues. Le lessivage de ces cations observés par l'analyse de l'eau de percolation (section 3.2.1.3) appuie cette hypothèse.

À la dose maximale permise par le Guide québécois de valorisation sylvicole (200 kg/ha N disponible), l'application de boues séchées n'a pas entraîné de changement significatif des teneurs en éléments assimilables dans le sol de l'érablière. Les risques de contamination par ces éléments sont surtout liés, pour le phosphore, aux eaux de ruissellement (eutrophisation des eaux de surface) et, pour l'Al et le Mn, aux eaux de ruissellement et de percolation (toxicité aquatique, toxicité pour la flore forestière). Les observations réalisées au niveau de l'eau de ruissellement, de l'eau de percolation et de l'absorption des éléments nutritifs par les végétaux aideront à s'assurer que les lignes de conduite du Guide protègent adéquatement le milieu.

#### **3.2.1.1.5 Métaux totaux extraits à l'eau régle**

Les concentrations moyennes en Cd, en Cu et en Pb, qui ont été mesurées à trois reprises (mai 1993, août 1993 et août 1994) dans les horizons C, Bf et LH du sol de l'érablière, apparaissent au tableau 72. Les indices de la teneur totale en métaux recommandés par le Guide québécois de valorisation sylvicole y ont été inclus. Les critères les moins et les plus sévères ainsi que les seuils de phytotoxicité répertoriés dans la littérature consultée (cf. section 1.1.4.2) y sont également rapportés.

Les résultats obtenus indiquent que l'épandage de boues jusqu'à un taux d'application permettant d'apporter 800 kg/ha d'azote disponible n'a pas eu d'impact appréciable sur la teneur du sol en Cd, Cu et Pb. Au niveau de l'horizon LH, on observe une légère tendance à l'accumulation plus importante de Cd pour les traitements 200-P, 400-P et 800-P en 1994

Tableau 72 Évolution de la teneur des métaux extraits à l'eau Regal dans les trois horizons du sol de l'érablière au cours de des saisons 1993 et 1994<sup>1, 2, 3</sup>

Horizon	Traitement <sup>4</sup>	Cd (µg/g sol sec)					Cu (µg/g sol sec)					Pb (µg/g sol sec)				
		Mai 93 (A)	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	Mai 93 (A)	Août 93 (B)	Août 94 (C)	Écart B- A	Écart C-A
Lh	Témoin	0,19	0,26	0,18	0,07a	-0,01a	20	17	15	-3a	-5a	39	76	29	37a	-10a
	200-P	0,12	0,23	0,48	0,11a	0,36a	27	22	16	-5a	-11a	42	70	29	28a	-13a
	400-P	0,14	0,33	0,30	0,19a	0,16a	19	21	17	2a	-2a	41	46	40	5a	-1a
	800-P	0,21	0,27	0,40	0,06a	0,19a	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	-1a	-7a	52	63	27	11a	-25a
	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	-0,11a	-0,11a	17	19	14	2a	-3a	12	10	12	-2a	0a
	200-P	0,18	0,07	0,17	-0,11a	-0,01a	13	21	13	8a	0a	9	12	11	3a	2a
	400-P	0,22	0,11	0,14	-0,11a	-0,08a	14	21	12	7a	-2a	11	9	9	-2a	-1a
	800-P	0,38	0,07	0,13	-0,31a	-0,25a	15	22	14	7a	-1a	10	10	13	0a	3a
	200-A	0,27	0,16	0,15	-0,11a	-0,12a	12	22	15	10a	3a	9	11	9	2a	0a
	400-A	0,23	0,07	0,13	-0,16a	-0,10a	16	24	14	8a	-2a	11	11	11	0a	0a
C	Témoin	n.a.	0,08a	0,27a	---	---	n.a.	20a	13a	---	-43a	12	8	10	-4a	-2a
	200-P	n.a.	0,07a	0,06a	---	---	n.a.	21a	13a	---	-27a	11	7	8	-4a	-3a
	800-P	n.a.	0,10a	0,07a	---	---	n.a.	31a	15a	---	-24a	13	10	12	-3a	-1a
Critères et seuils de phytotoxicité	Guide <sup>5</sup>	2,0					100					50				
	+ et - sévères <sup>6</sup>	2,0 / 3,5					100 / 330					100 / 550				
	Phytotoxicité <sup>7</sup>	3 / 8					60 / 125					100 / 400				

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').
5. Guide de bonnes pratiques de valorisation sylvicole (MENVIQ *et al.*, 1991)
6. Données tirées du tableau 5 (cf. chapitre 1)
7. Concentrations avec lesquelles de la phytotoxicité a été observée chez certaines espèces (Kabata-Pendias et Pendias, cités par Beauchemin *et al.*, 1993)



et de Cu dans le traitement 800-P en 1993 et 1994. Toutefois, les tests statistiques n'ont pas permis de déceler la présence de différences significatives. On ne dénote aucune tendance particulière pour le Cd et le Cu des horizons Bf et C. Dans le cas du Pb, les valeurs obtenues au niveau des trois horizons ne permettent pas non plus d'identifier d'impact précis.

Le bilan des charges en Cd, Cu et Pb peut aider à expliquer les résultats obtenus. Il est reconnu que la plupart des métaux sont peu mobiles et qu'ils s'accumulent en surface du sol, i.e. dans les 15 premiers centimètres habituellement (cf. section 1.2.3.3). Dans le cas présent, seul l'horizon LH sera donc considéré pour l'établissement du bilan des charges. Cette couche de sol a environ 10 cm de profondeur. À partir des données de caractérisation des boues et de celles concernant les charges en métaux apportées par les différents traitements (cf. section 3.1), il a été possible d'estimer l'évolution théorique des concentrations en Cd, Cu et Pb dans l'horizon LH. Le tableau 73 présente les résultats de ces calculs.

De façon générale, on constate que les charges les plus fortes, soit celles du traitement 800-P, peuvent représenter près de deux et une fois la teneur initiale de mai 1993 respectivement pour le Cd et le Cu. Dans le cas du Pb, on note que les charges apportées ne dépassent pas 20 % de la teneur initiale observée en mai 1993. En ce qui a trait à la dose 200 kg/ha d'azote, la limite actuellement prescrite par le Guide, les charges des traitements 200-P et 200-A représentent entre 50 et 100 % de la concentration initiale en Cd, près de 15 % de celle en Cu et entre 2 et 4 % dans le cas du Pb.

Les teneurs mesurées en août 1993 et 1994 ne correspondent généralement pas de façon précise à la valeur théorique apparaissant au tableau 73. Plusieurs facteurs pourraient expliquer la grande variation observée entre les valeurs théoriques et mesurées. L'hétérogénéité du sol, les dépositions atmosphériques naturelles et les concentrations en métaux relativement faibles et difficiles à mesurer sont susceptibles d'avoir occasionné une certaine variabilité entre les valeurs mesurées lors des différents échantillonnages. Des pertes par le lessivage, le ruissellement de l'eau de surface et les prélèvements végétaux peuvent également avoir influencé l'accumulation des métaux dans l'horizon LH.

Les épandages de boues n'ont pas contribué à rapprocher de façon importante les concentrations en Cd et en Cu du sol de l'érablière des valeurs limites prescrites par le Guide. Selon les teneurs initiales et les charges apportées, on constate qu'il faudrait environ 17 à 18 épandages pour atteindre ces critères dans le cas d'une dose de 200 kg/ha de boues. Considérant que le Guide limite l'application de cette dose sur une période de 10 ans, il faudrait alors compter un minimum de 170 ans d'épandage avant d'atteindre les valeurs limites de concentration dans le sol prescrites par le même document. Évidemment, ces prédictions ne tiennent pas compte des pertes possibles mais elles montrent tout de même l'importance de la charge en métaux. Dans le cas des taux d'application de 400 et 800 kg/ha, 80 et 40 ans d'épandages sur ce site pourraient amener les concentrations en Cd et Cu de l'horizon de surface aux limites prescrites par le Guide.

Tableau 73 Bilan de charges du cadmium, du cuivre et du plomb dans l'horizon LH de l'érablière pour les différents traitements de l'expérience no. 1 et comparaison aux données recueillies en 1993 et 1994

Traitement	Cd ( $\mu\text{g/g}$ de sol sec)				
	Teneur mesurée en mai 1993	Charge apportée <sup>1</sup>	Teneur théorique après épandage	Teneur mesurée en août 1993	Teneur mesurée en août 1994
Témoin	0,19	0	0,19	0,26	0,18
200-P	0,12	0,11	0,23	0,23	0,48
400-P	0,14	0,22	0,36	0,33	0,30
800-P	0,21	0,44	0,65	0,27	0,40
200-A	0,23	0,10	0,33	0,45	0,22
400-A	0,21	0,20	0,41	0,28	0,21
Cu ( $\mu\text{g/g}$ de sol sec)					
Traitement	Teneur mesurée en mai 1993	Charge apportée <sup>1</sup>	Teneur théorique après épandage	Teneur mesurée en août 1993	Teneur mesurée en août 1994
Témoin	20	0	20	17	15
200-P	27	4	31	22	16
400-P	19	7	26	21	17
800-P	18	14	32	25	39
200-A	20	3	23	19	13
400-A	20	6	26	23	18
Pb ( $\mu\text{g/g}$ de sol sec)					
Traitement	Teneur mesurée en mai 1993	Charge apportée <sup>1</sup>	Teneur théorique après épandage	Teneur mesurée en août 1993	Teneur mesurée en août 1994
Témoin	39	0	39	76	29
200-P	42	2	44	70	29
400-P	41	4	45	46	40
800-P	48	8	56	76	60
200-A	52	1	53	63	27
400-A	53	3	56	76	33

1. La charge apportée a été calculée en considérant les données du tableau 62, une profondeur de sol de 10 cm et un facteur de conversion des kg/ha en  $\mu\text{g/g}$  égal à 0,675.

En ce qui concerne le Pb, on observe que plusieurs concentrations mesurées dans l'horizon LH dépassent déjà l'indice maximum recommandé par le Guide. De façon naturelle, cet horizon semble ainsi déjà très riche en Pb. À ce titre, le critère du Guide concernant l'accumulation du Pb (50 µg/g) dans le sol est très sévère. Selon la littérature (cf. section 1.1.4.2), les plantes les plus sensibles au Pb montrent des problèmes de phytotoxicité à partir de 60 et 100 µg/g. Ailleurs dans le monde, on retrouve des indices maximum de 100 µg/g en Allemagne et en France µg/g, de 300 µg/g pour la C.E.E. et de 550 µg/g au Royaume-Uni. Aux États-Unis, la nouvelle réglementation ne comporte aucun critère vis-à-vis la teneur totale en Pb dans le sol. Cependant, elle limite les charges annuelles et maximales à 15 et 300 µg/g respectivement (cf. section 1.1.4.2). Considérant la très faible mobilité du Pb (cf. section 1.2.3.3) et l'ensemble de la littérature, il y a lieu de se demander si le critère du Guide québécois de valorisation sylvicole concernant le Pb dans le sol ne devrait pas être revu à la hausse. Les informations recueillies au niveau des autres composantes du milieu (cf. sections 3.2.1.2 à 3.2.1.4) montrent que cette recommandation est envisageable.

Dans l'ensemble, les résultats obtenus au niveau des métaux sont comparables à ceux de plusieurs autres travaux (cf. section 1.2.3.3). Selon ceux-ci, il semble en effet que seules les applications de boues très contaminées et de doses élevées et répétées sont susceptibles d'induire des changements importants au niveau de la concentration des métaux dans le sol. L'appréciation des charges appliquées en érablière montre cependant qu'il faut exercer beaucoup de vigilance au niveau de l'accumulation des métaux associés aux boues dans le sol à moyen et long terme. Par ailleurs, la fraction échangeable et biodisponible des métaux n'a pas été étudiée dans le cadre de la présente expérience. Certains auteurs ont, en effet, noté une augmentation de cette fraction à la suite de travaux comparables aux présents (cf. section 1.2.3.3).

### **3.2.1.2 Risques de contamination de l'eau de ruissellement par les éléments nutritifs et les métaux**

Le suivi de la qualité chimique des eaux de ruissellement en érablière a été réalisé à plusieurs reprises en 1993 et en 1994. La récolte des échantillons a débuté après les premières précipitations qui ont suivi les épandages. Les détails concernant la méthodologie et le calendrier des échantillonnages ont été présentés dans la section 2.5.

Les observations effectuées au cours des deux années de suivi montrent que le ruissellement de l'eau en surface du sol constitue un phénomène d'une ampleur relativement faible en érablière. Les quantités d'eau récoltées se sont en effet avérées généralement peu élevées et des volumes de l'ordre de 50 à 100 ml ont souvent été obtenus à la suite de périodes de précipitations intenses. Une hétérogénéité assez grande a aussi été observée entre les différents collecteurs. Lors des récoltes, les quantités recueillies dans certains collecteurs ont souvent été insuffisantes pour permettre la réalisation des analyses chimiques.

De façon générale, des pluies abondantes et intenses ont été requises afin de conduire à la captation de quantités d'eau suffisantes pour permettre la réalisation des analyses chimiques. Les meilleurs échantillonnages ont ainsi été réalisés en période estivale à la

suite d'orages très importants. Un accroissement des volumes de ruissellement a aussi été observé lorsque des périodes de pluies abondantes et prolongées sont survenues tôt au printemps ou à l'automne, en l'absence de feuillage dans les arbres. La nature très poreuse du sol de l'érablière, notamment de la couche LH, et la présence d'un feuillage abondant dans les arbres pendant une bonne partie de la saison expliquent probablement la faible ampleur du ruissellement au niveau de ce site. Il est possible que le phénomène soit plus important lors du dégel printanier. En combinaison avec le gel du sol, la charge hydraulique élevée normalement observée au cours de cette période peut en effet conduire à un ruissellement accru de l'eau en surface. Dans le cadre du présent projet, il a toutefois été impossible de faire le suivi de l'eau de ruissellement au moment du dégel printanier car le matériel de collecte utilisé ne convenait pas.

Le faible ruissellement obtenu en érablière a fait en sorte que la majorité des échantillonnages sont incomplets. Pour chaque délai considéré, on retrouve ainsi plusieurs données manquantes. Dans l'ensemble, les résultats recueillis montrent par ailleurs beaucoup de variabilité. Les coefficients de variation moyen calculés pour chaque traitement ont en effet atteint entre 60 et 90 % pour la plupart des paramètres à l'étude. Le ruissellement limité, l'emplacement des collecteurs, la nature du sol, la contamination par des débris de sol ou de végétaux et la mesure de concentrations souvent très faibles peuvent expliquer le niveau élevé de variation observé entre les différentes données.

Le nombre élevé de données manquantes et la grande variabilité des résultats ont fait en sorte qu'il a souvent été impossible de réaliser des analyses statistiques satisfaisantes. Dans plusieurs cas également, l'amplitude des variances associées à l'erreur expérimentale n'a pas permis d'observer d'effets significatifs entre les traitements lors de la réalisation de l'ANOVA.

Bien que peu d'effets aient pu être validés statistiquement, les données sur la qualité chimique de l'eau de ruissellement (pH, éléments nutritifs et métaux) recueillies pendant les deux saisons qui ont suivi la valorisation des boues en érablière permettent tout de même de dégager des informations intéressantes et pertinentes. À cet effet, les résultats obtenus, en plus d'être comparés au témoin, ont ainsi pu être interprétés en considérant différents critères de qualité des eaux et les données rapportés dans la section 1.2.4.

#### **3.2.1.2.1 pH**

Il n'avait pas été prévu initialement de mesurer le pH de l'eau de ruissellement. Aucune mesure à cet effet n'a d'ailleurs été prise au cours de la saison 1993. Considérant que ce paramètre peut comporter une influence importante vis-à-vis la solubilité des métaux, il a été décidé de le mesurer en 1994. La figure 4 présente l'évolution du pH de l'eau de ruissellement au cours de la saison 1994.

Les échantillonnages effectués en 1994 ont souvent été incomplets. Le nombre élevé de données manquantes n'a d'ailleurs pas permis de faire la réalisation de tests statistiques. Dans l'ensemble, le suivi du pH en 1994 fournit ainsi peu d'informations. Les résultats obtenus sont en effet incomplets et variables et il est difficile de dégager des tendances

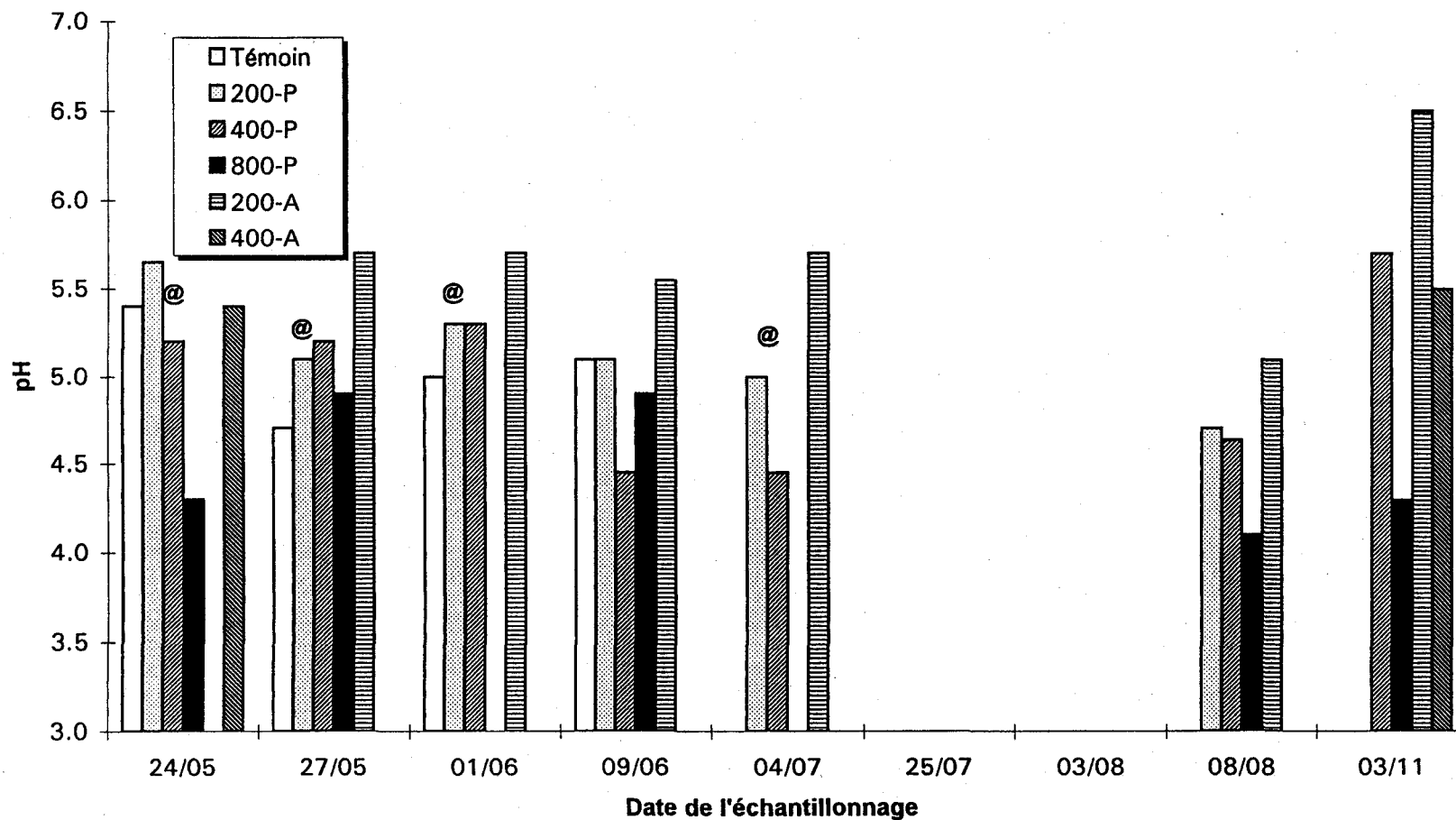


Figure 4

Évolution du pH de l'eau de ruissellement de l'érablière en fonction des différents traitements au cours de la saison 1994

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques.

claires et marquées. Cependant, on note tout de même que le pH de l'eau de ruissellement de l'érablière s'est maintenu entre 4 et 6.

### **3.2.1.2.2 Azote ammoniacal**

Au cours de la saison 1993, les concentrations moyennes d'azote ammoniacal dans l'eau de ruissellement des parcelles témoins ont variées de 0,7 à 1,7 mg/L N-NH<sub>4</sub>, alors qu'elles atteignaient 3,3, 4,9 et 10,2 mg/L N-NH<sub>4</sub> dans les parcelles traitées ayant reçues des doses de 200, 400 et 800 kg/ha N disponible au printemps 1993 (traitements 200-P, 400-P et 800-P). Cependant, des différences significatives du témoin n'ont été décelées que pour le traitement 800-P et ce, à deux reprises au cours de la saison 1993 (figure 5).

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/L (figure 6). 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.

Comme il n'existe pas, pour l'instant, de critères de qualité de l'eau de ruissellement, l'utilisation des critères de qualité pour la vie aquatique, pour qualifier les résultats obtenus pour l'eau de ruissellement, doit être fait avec discernement. Utiliser le critère le plus sévère, soit le critère de toxicité chronique, apparaît inapproprié. En effet, la composition de l'eau de ruissellement va se modifier au cours de son cheminement par adsorption - désorption, sédimentation - mise en suspension, solubilisation - précipitation et par dilution. L'utilisation du critère de qualité de l'eau pour la vie aquatique éliminant la toxicité aiguë (MENVIQ, 1990) semble être un bon compromis parce qu'il est, d'une part, moins sévère que le critère de toxicité chronique, et d'autre part, plus exigeant que le critère de qualité de l'eau brute dans la majorité des cas. De plus, en utilisant du critère de toxicité aiguë l'eau de ruissellement est considérée comme un effluent, alors que le critère de toxicité chronique s'applique à la limite de la zone de mélange dans le milieu récepteur (MENVIQ, 1990).

En considérant le critère de toxicité aiguë d'eau douce (MENVIQ, 1990) qui varie de 0,68 à 28,3 mg/L N-NH<sub>4</sub> selon la température et le pH de l'eau, même l'eau de ruissellement des parcelles témoins pourrait comporter un potentiel de contamination d'un cours d'eau dont le pH est supérieur à 8,5. Statistiquement, la dose maximale recommandé pour la valorisation sylvicole des boues (200 kg/ha N disponible) n'engendre pas des concentrations différentes du témoin. Cependant, l'obtention de concentrations d'ammonium supérieures au témoin et supérieures aux critères de toxicité aiguë (pour un cours d'eau ayant un pH supérieur à 8,2) laisse des doutes quant à la validité de la dose maximale permise par le Guide. De plus amples études seront nécessaires afin de vérifier les concentrations réelles qui parviennent aux écosystèmes aquatiques adjacents aux zones traitées pour être en mesure de qualifier l'ampleur de la contamination.

Les doses de 400 et 800 kg/ha N disponible sont par ailleurs excessives et sont susceptibles de contaminer les plans d'eau situés à proximité des zones traitées. En effet,

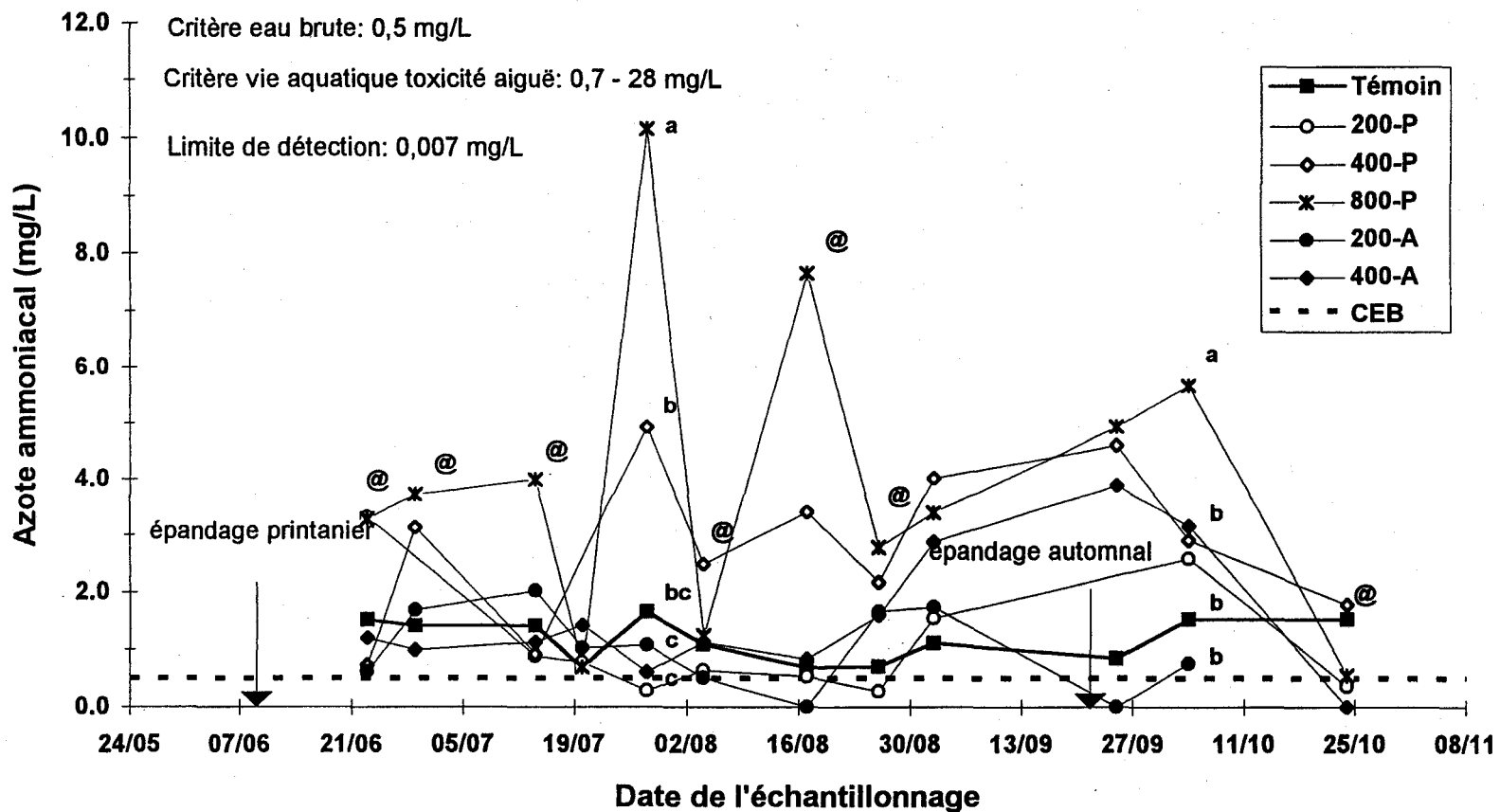


Figure 5

Évolution de la teneur en azote ammoniacal dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1993

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

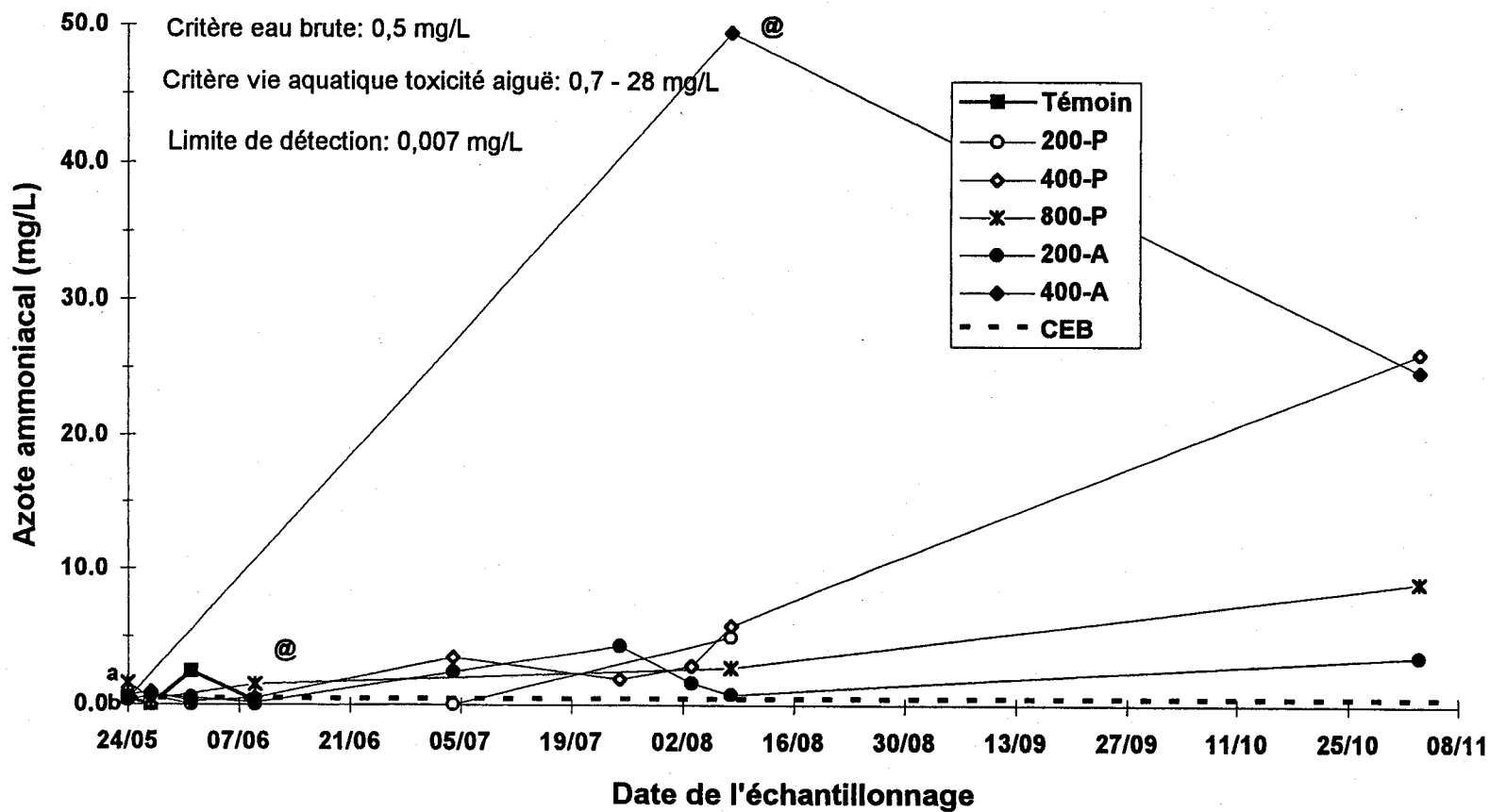


Figure 6

Évolution de la teneur en azote ammoniacal dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1994

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).



au cours de la saison 1993, les concentrations maximales observées pour les traitements 400-P et 800-P sont considérées toxiques pour la vie aquatique dans un cours d'eau dont le pH est supérieur à 8,1 et 7,7 respectivement.

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'épandage à respecter en bordure des cours d'eau, exigées dans le Guide québécois de valorisation sylvicole. 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, mais aussi par les autres éléments (phosphore et métaux), dans des conditions climatiques extrêmes.

### **3.2.1.2.3 Phosphore total**

La concentration moyenne maximale de phosphore total mesurée dans l'eau de ruissellement des parcelles témoins a été de 0,5 mg/L P au cours de la saison 1993, alors que celle des parcelles traitées a atteint 0,8, 0,6 et 3,0 mg/L P pour les traitements 200-P, 400-P et 800-P respectivement (figure 7). Seul le traitement 800-P s'est démarqué significativement des autres traitements, et ce au cours d'un seul échantillonnage de la saison 1993.

Au cours de la saison 1994, tout comme pour l'azote ammoniacal, le nombre élevé de données manquantes et la faible pluviométrie de l'automne 1994 ont mené à l'obtention de résultats très variables (figure 8). Les valeurs les plus élevées ont été obtenues avec les traitements 400-P et 400-A et elles ont atteint 3 et 14 mg/L P-PO<sub>4</sub>. Il est possible que le ruissellement de particules organiques et minérales ait contribué à augmenter la teneur en P total dans un échantillon du traitement 400-A, récolté le 8 août 1994, pour lequel la valeur de 14 mg/L P-PO<sub>4</sub> a été obtenue. En général, la plupart des concentrations de P total mesurées en 1994 sont demeurées inférieures à 1 mg/L P-PO<sub>4</sub>.

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/ha N disponible) ne comporte pas plus de risque de contamination des cours d'eau que le ruissellement naturel. En effet, pour éliminer la croissance excessive de plantes aquatiques dans les rivières, le critère retenu par le MENVIQ (1990) est de 0,03 mg P/L de phosphore total et de 0,02 mg P/L pour éliminer la nuisance causée par les algues en milieu lacustre. Ces critères de qualité pour la vie aquatique sont même dépassés dans l'eau de ruissellement des parcelles témoins. Les concentrations obtenues pour le témoin et le traitement 200-P

dépassent d'un facteur 10 ces critères. Cependant, les critères s'appliquent aux concentrations retrouvées dans les lacs et les rivières. Puisque le phosphore est généralement peu soluble, la quantité de phosphore qui atteindra les cours d'eau pourrait être inférieure à celle mesurée dans l'eau de ruissellement en aval des parcelles traitées.

Les concentrations de phosphore total mesurées pour le traitement 200-P (180 kg/ha P total) 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 de P-PO<sub>4</sub> dissous dans l'eau de ruissellement suite à l'application de 100 kg/ha P. Rappelons que le P dissous ne représente que 20% du phosphore total (Bédard, 1989). Des concentrations de 4 mg/ L de P total auraient pu être mesurées dans cette étude. Dunigan et Dick (1980) ont observé une concentration maximale de 1,5 mg/ L de P-PO<sub>4</sub> dissous (7,5 mg/L P total) après l'application de doses de 43 kg/ha P.

Le ruissellement du phosphore suite à l'application de boues en milieu forestier semble, à première vue, moins important qu'en milieu agricole. Le phénomène peut être expliqué par l'intensité moindre des facteurs érosifs en milieu forestier (c.f. section 1.2.4). 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 pluviaux 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.

Par conséquent, les résultats de la présente étude sont insuffisants pour conclure quant à l'efficacité de la dose maximale d'épandage, permise par le Guide, à protéger les eaux superficielles d'une augmentation des concentrations de phosphore. Rappelons qu'une augmentation des concentrations de phosphore dans les eaux alimentant les cours d'eau pourrait entraîner une eutrophisation des écosystèmes aquatiques adjacents aux zones traitées.

#### **3.2.1.2.4 Métaux**

La forme dissoute des métaux Al, Cd, Cu, Fe, Mn et Pb a été analysée à plusieurs reprises dans l'eau de ruissellement récoltée en érablière au cours des saisons 1993 et 1994. L'évolution des concentrations mesurées apparaît aux figures 9 à 20.

Les données obtenues avec les parcelles témoins permettent d'apprécier l'étendue naturelle des différents métaux dans l'eau de ruissellement. Selon les figures 9 à 20, les concentrations naturelles varient entre 0,1 et 0,6 mg/L pour l'aluminium, entre 0,5 et 3,5 µg/L pour le cadmium, entre <0,01 et 0,01 mg/L pour le cuivre, entre <0,005 et 0,50 mg/L pour le fer, entre 0,10 et 0,45 mg/L pour le manganèse et entre <1 et 10 µg/L dans le cas du plomb. Les étendues des concentrations d'aluminium, du fer et du manganèse dépassent les critères recommandés au Québec pour l'approvisionnement en eau brute (MENVIQ, 1990). Les limites respectives pour ces métaux sont 0,2 mg/L, 0,05 mg/L et

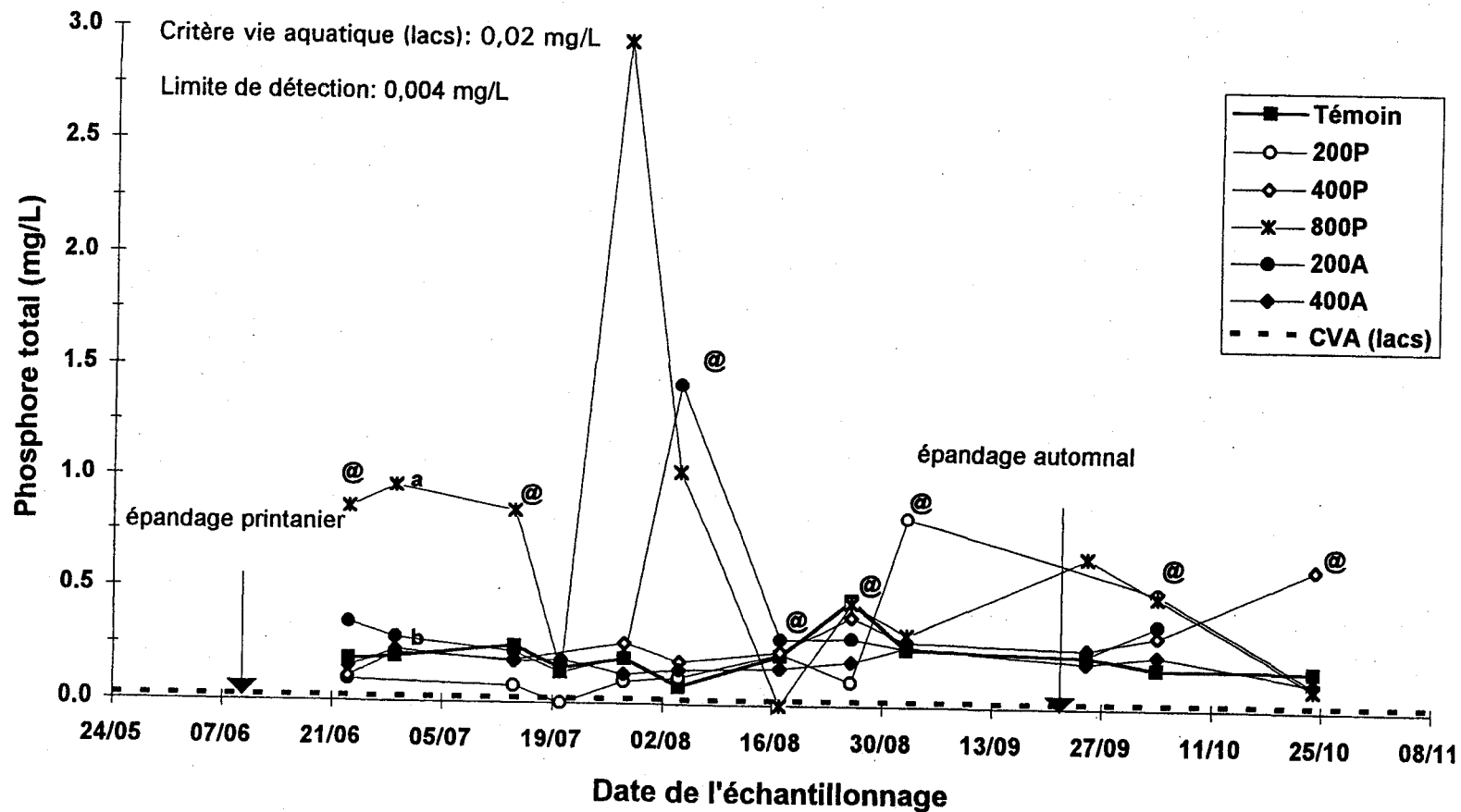


Figure 7 Évolution de la teneur en phosphore total de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1993. Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible. La lettre qui suit le chiffre précise s'il s'agit d'une application au printemps ('P') ou à l'automne ('A'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

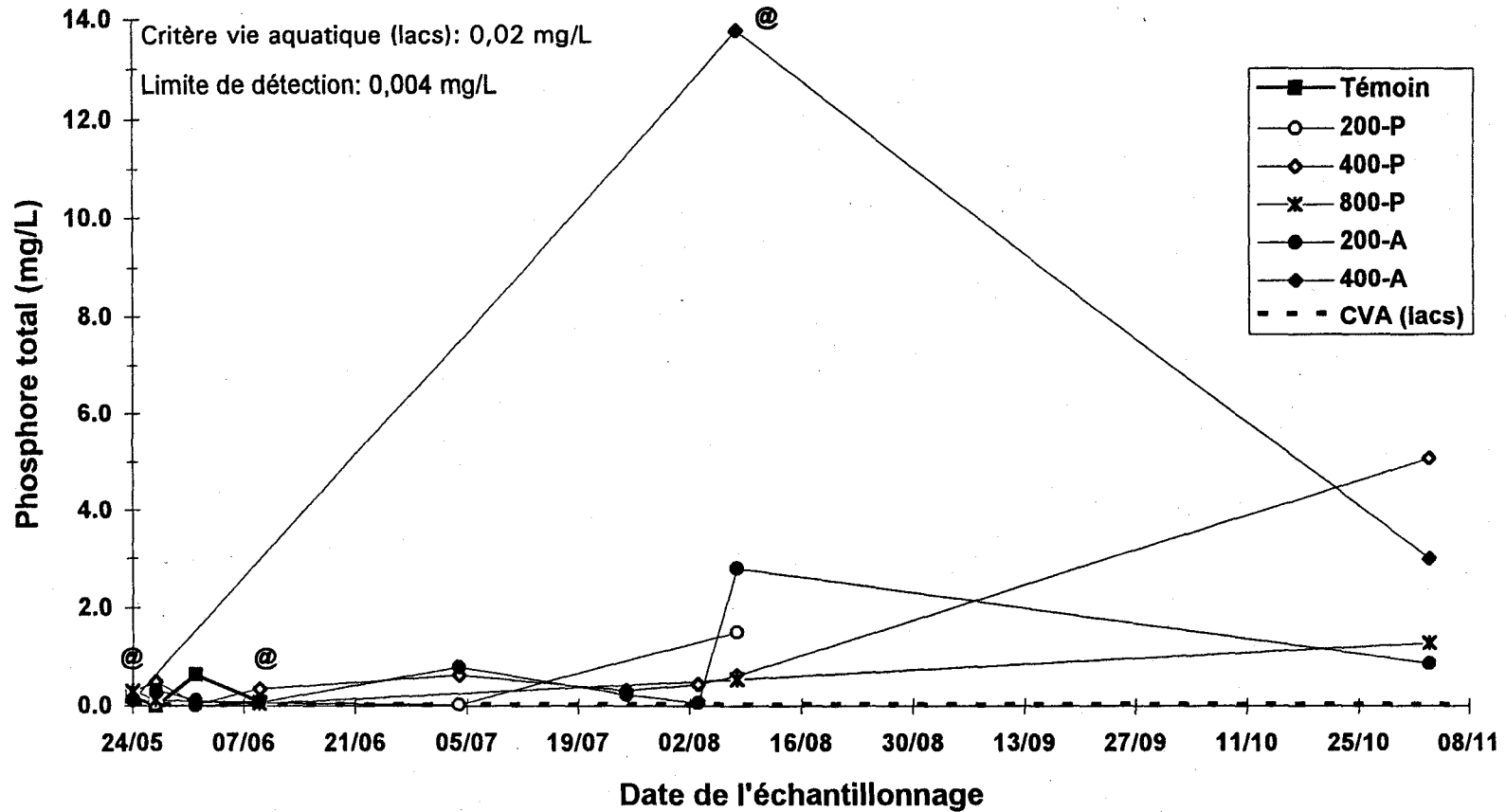


Figure 8

Évolution de la teneur en phosphore total de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1994

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

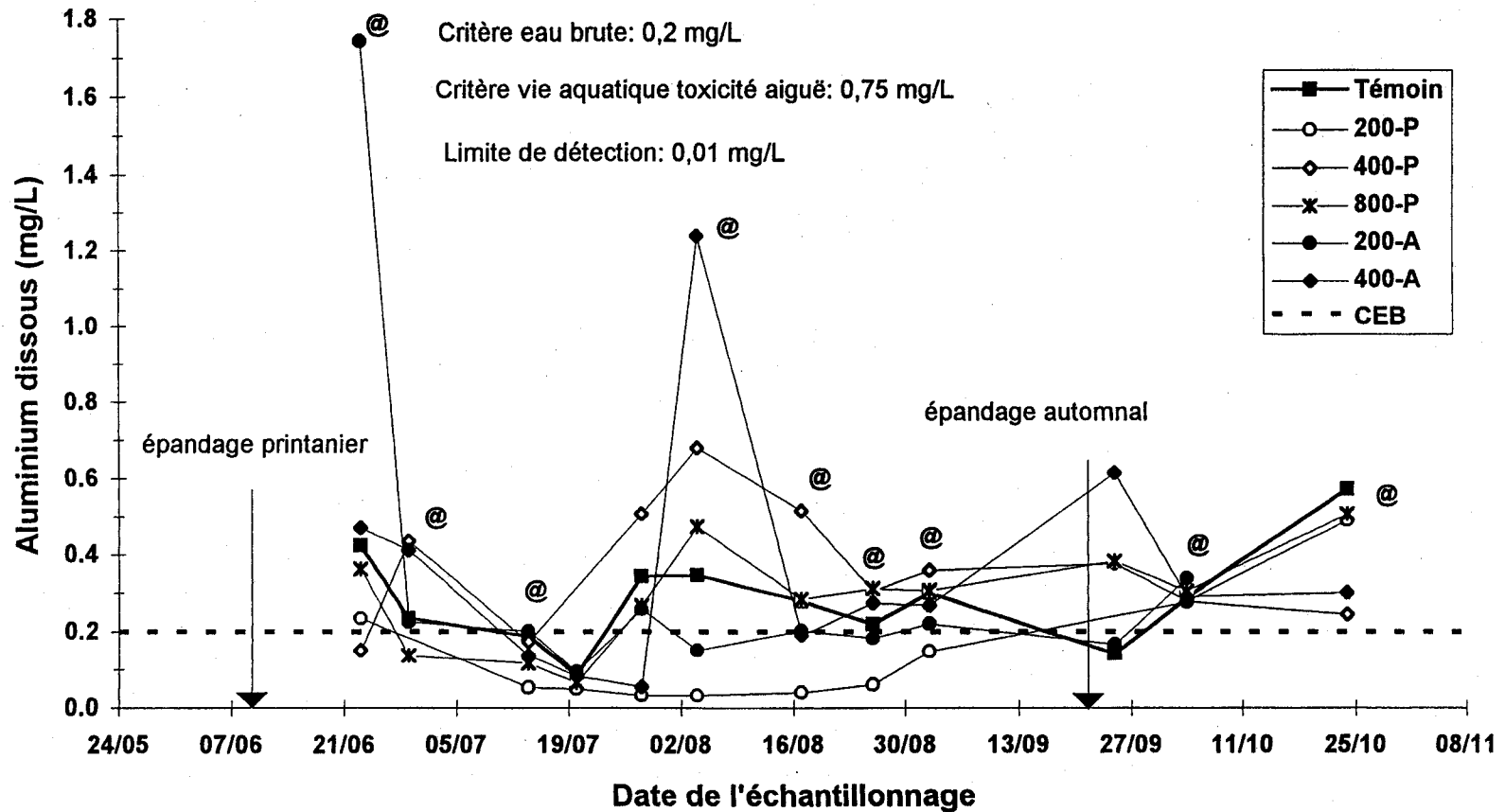


Figure 9

Évolution de la teneur en aluminium dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1993

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

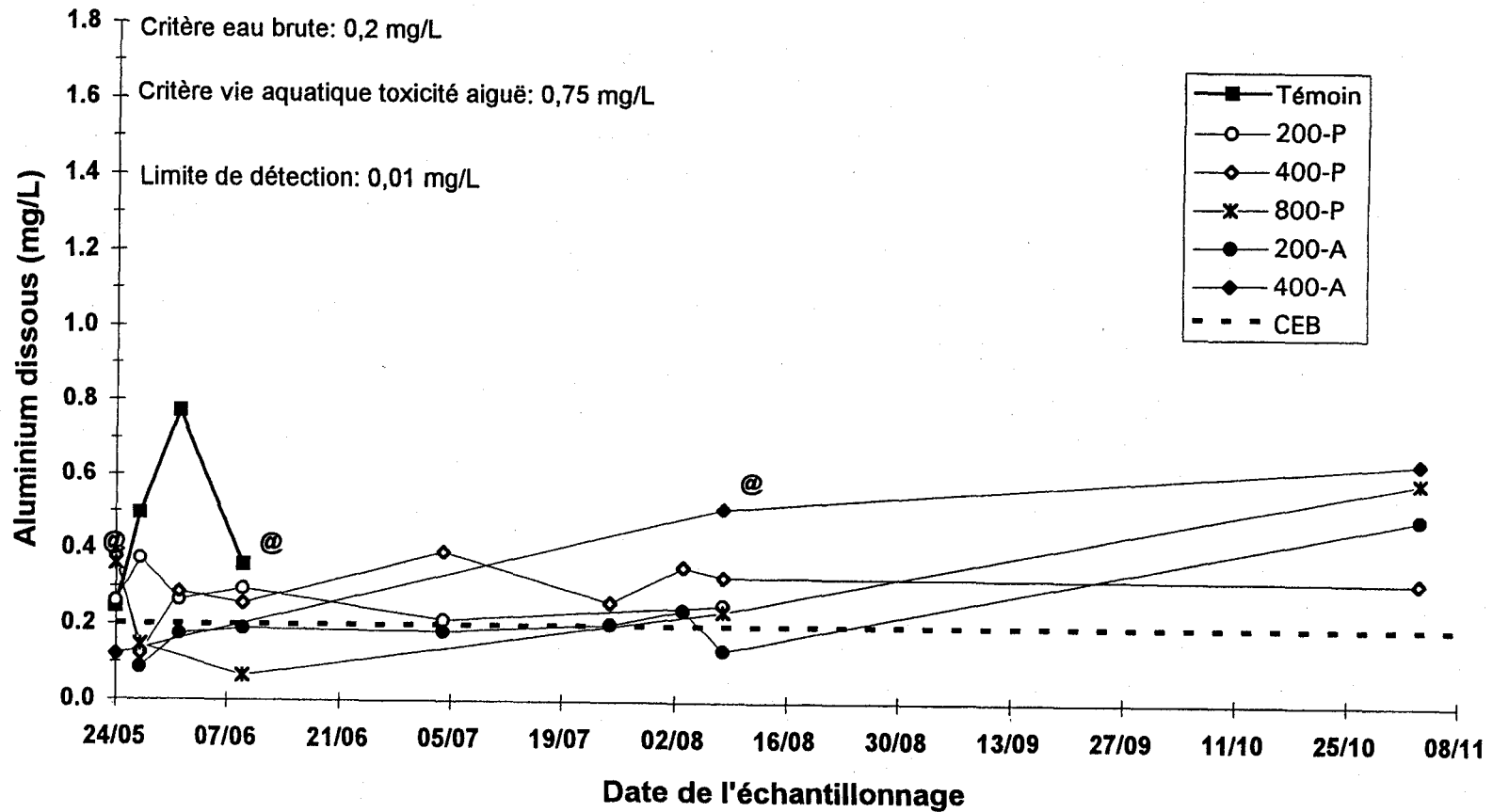


Figure 10

Évolution de la teneur en aluminium dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1994

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

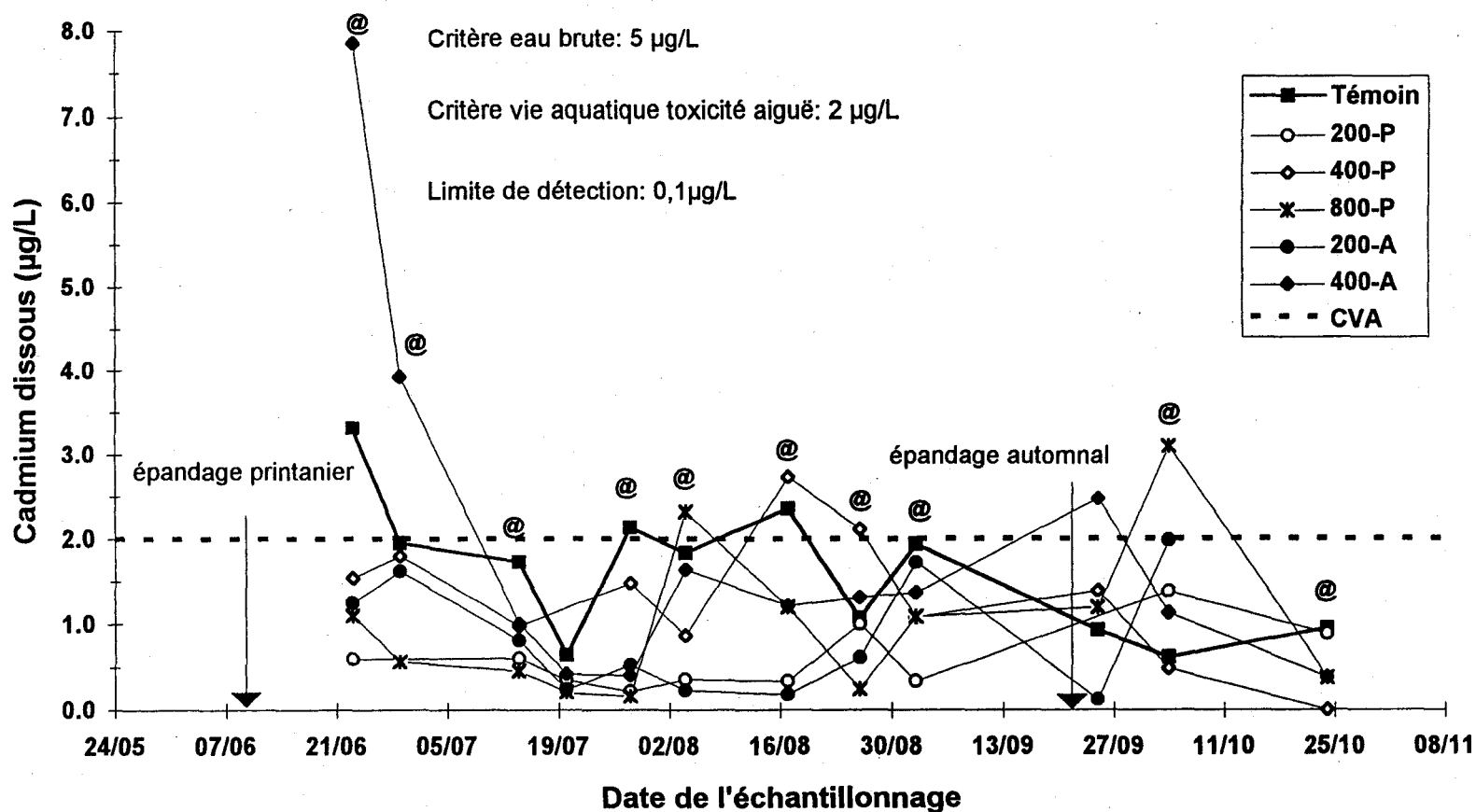


Figure 11 Évolution de la teneur en cadmium dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1993

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

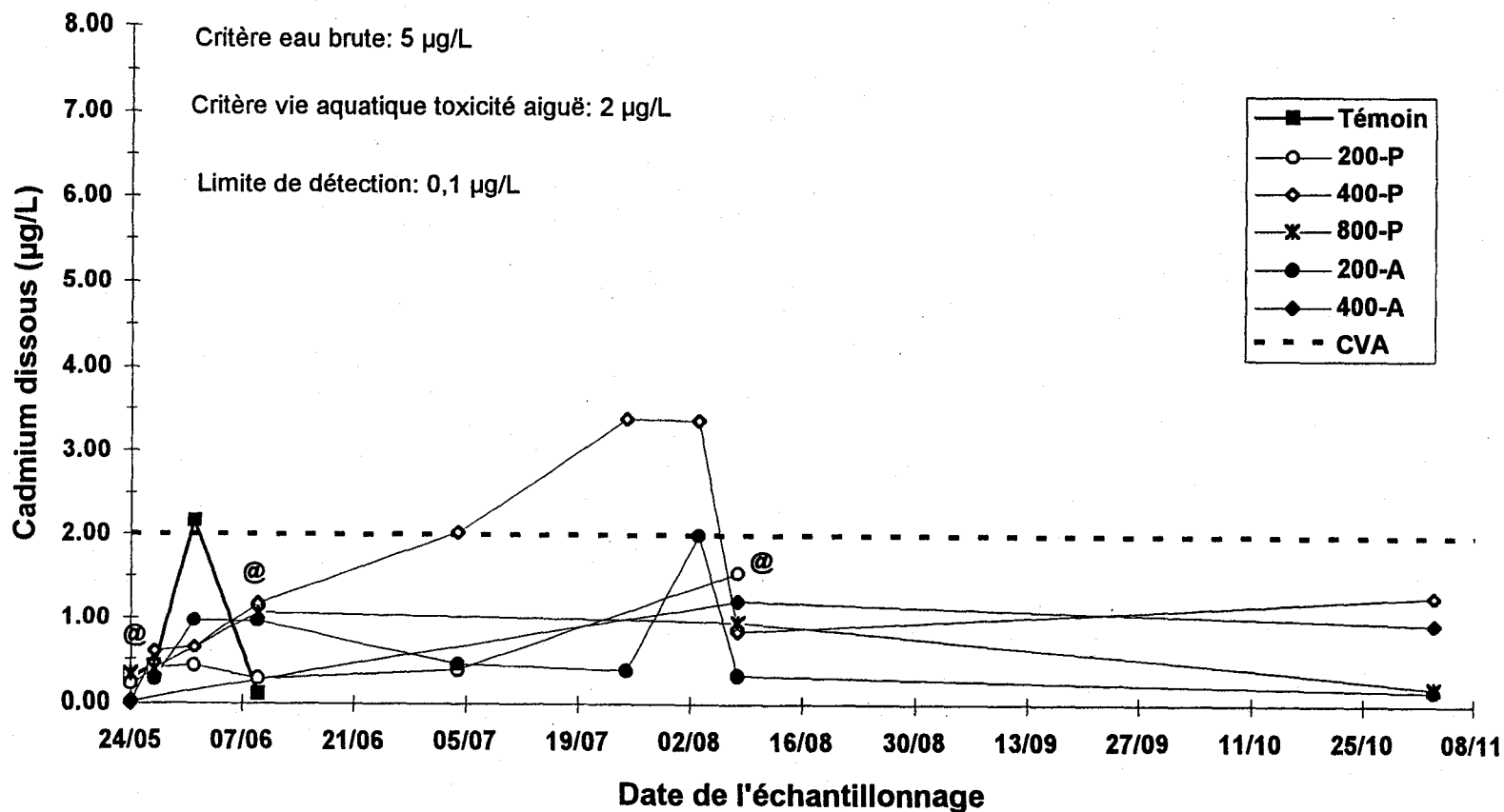


Figure 12 Évolution de la teneur en cadmium dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1994

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).



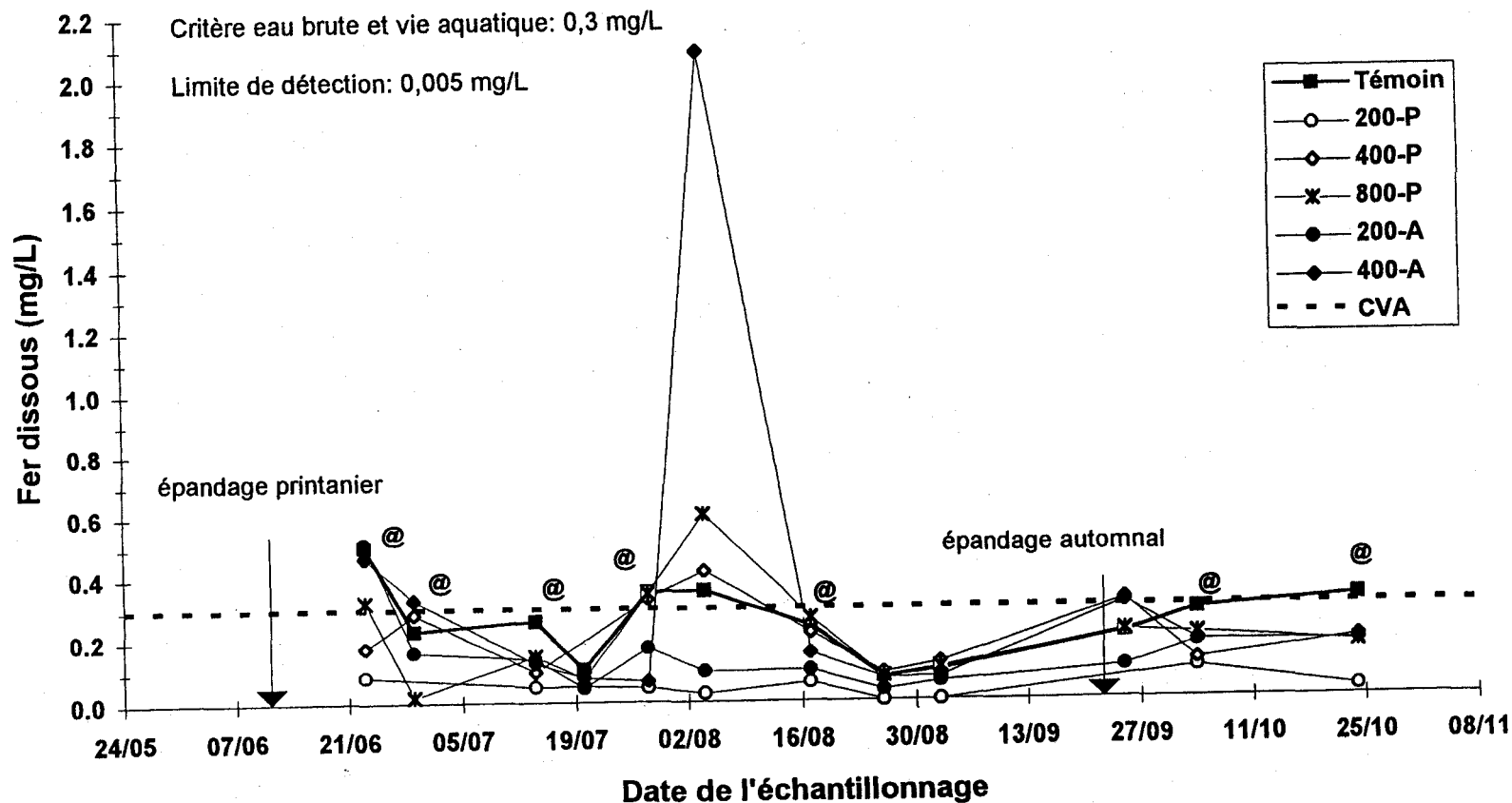


Figure 13

Évolution de la teneur en fer dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1993

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

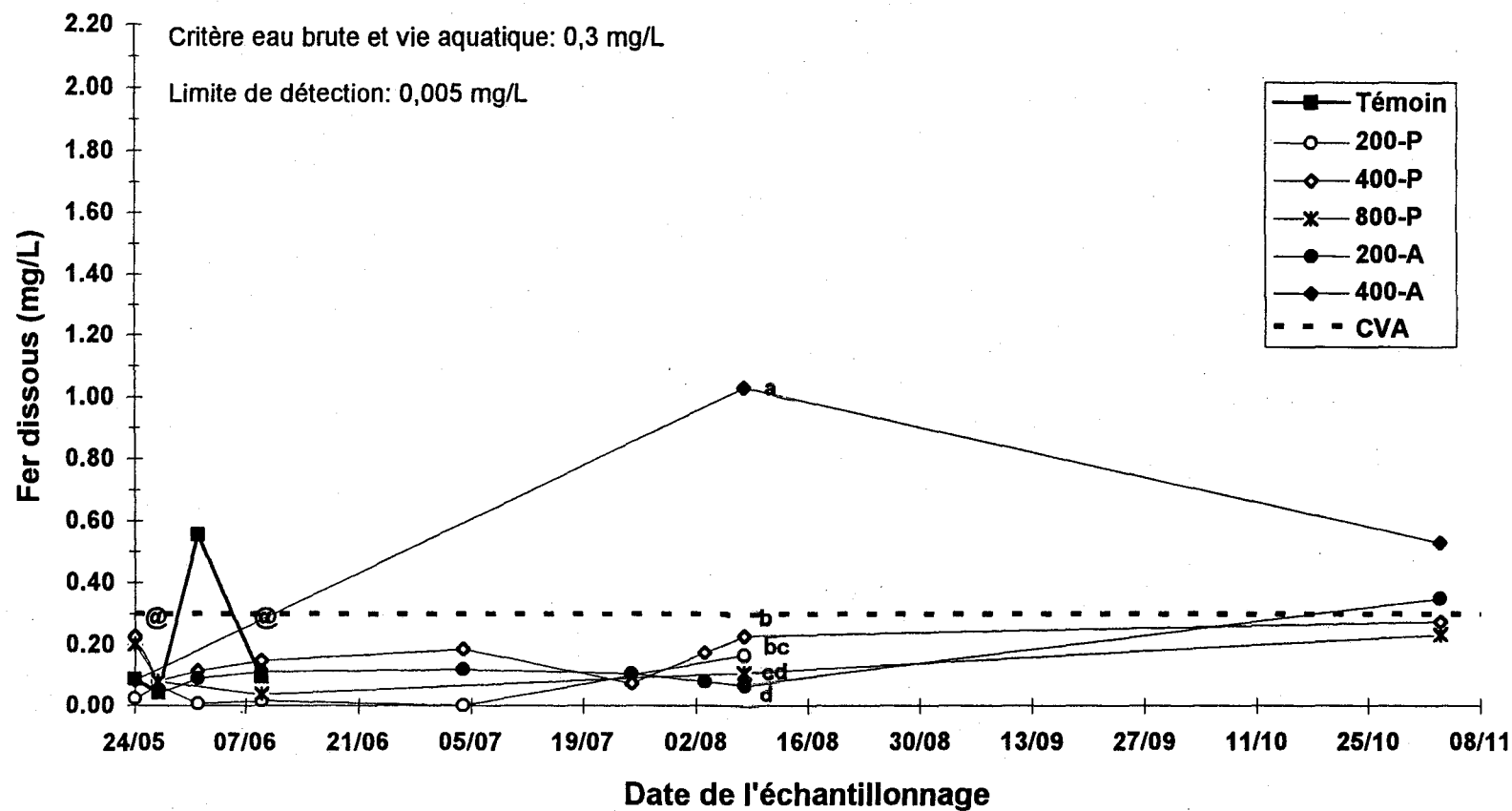


Figure 14

Évolution de la teneur en fer dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1994

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

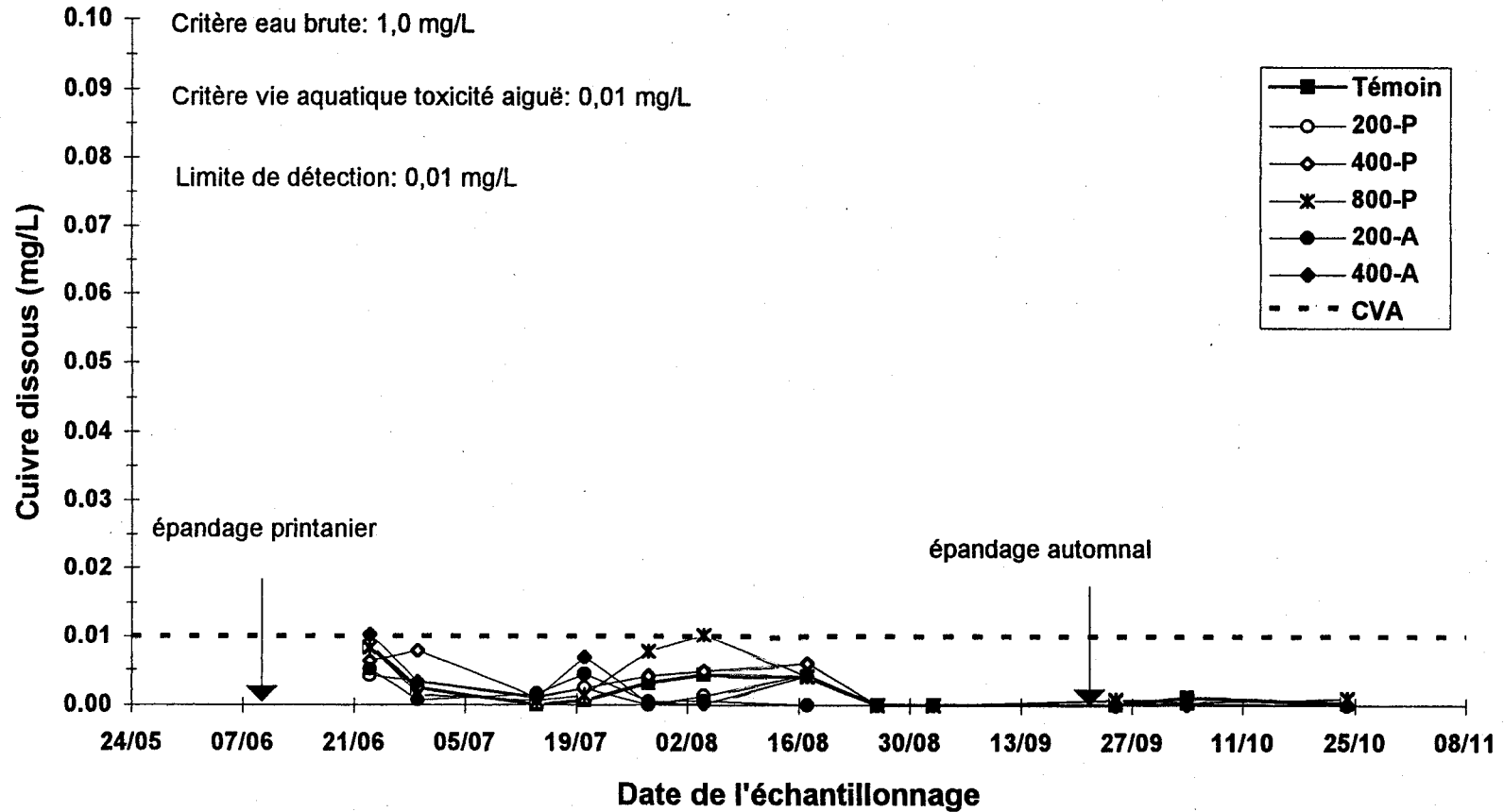


Figure 15

Évolution de la teneur en cuivre dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1993. 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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

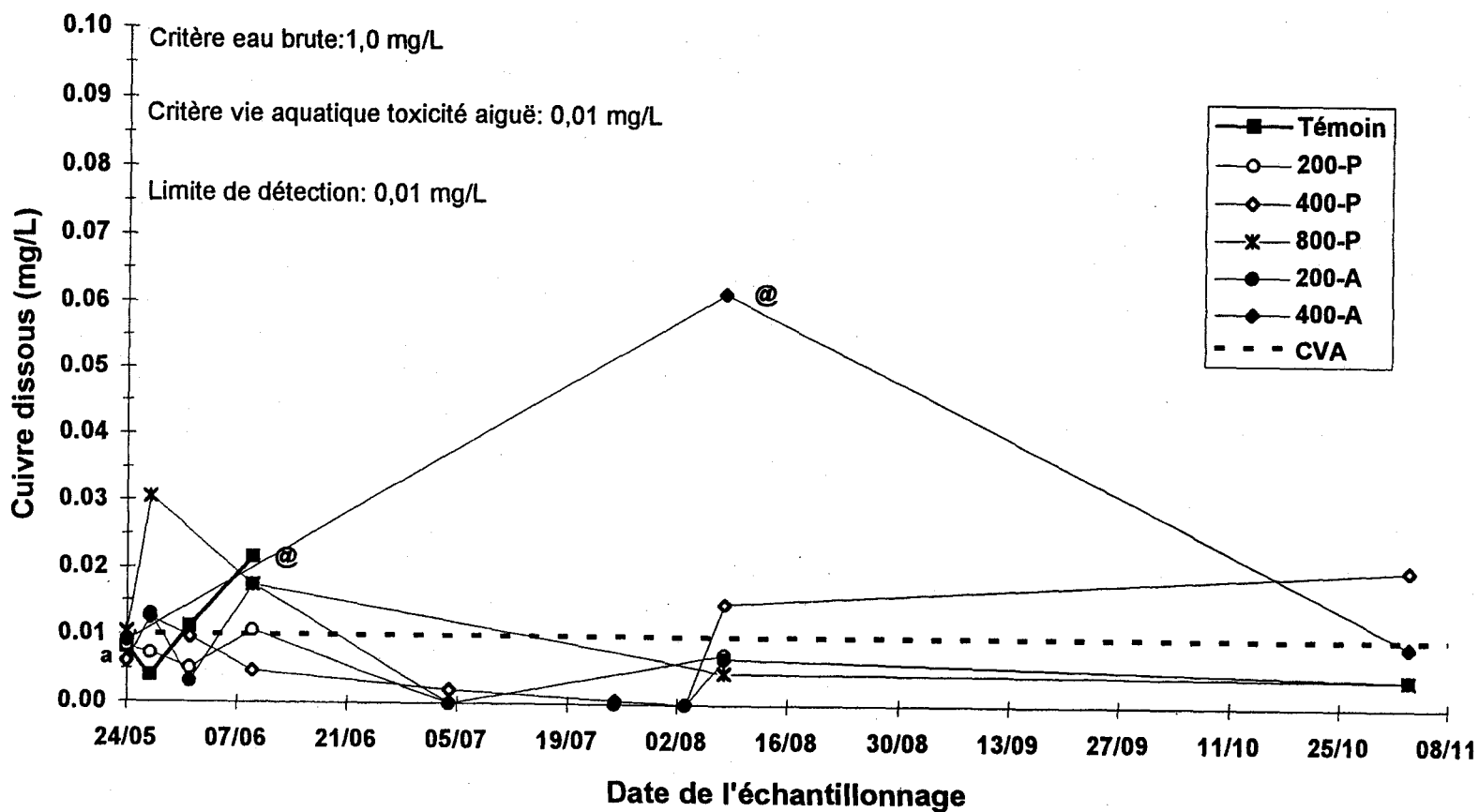


Figure 16

Évolution de la teneur en cuivre dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1994

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

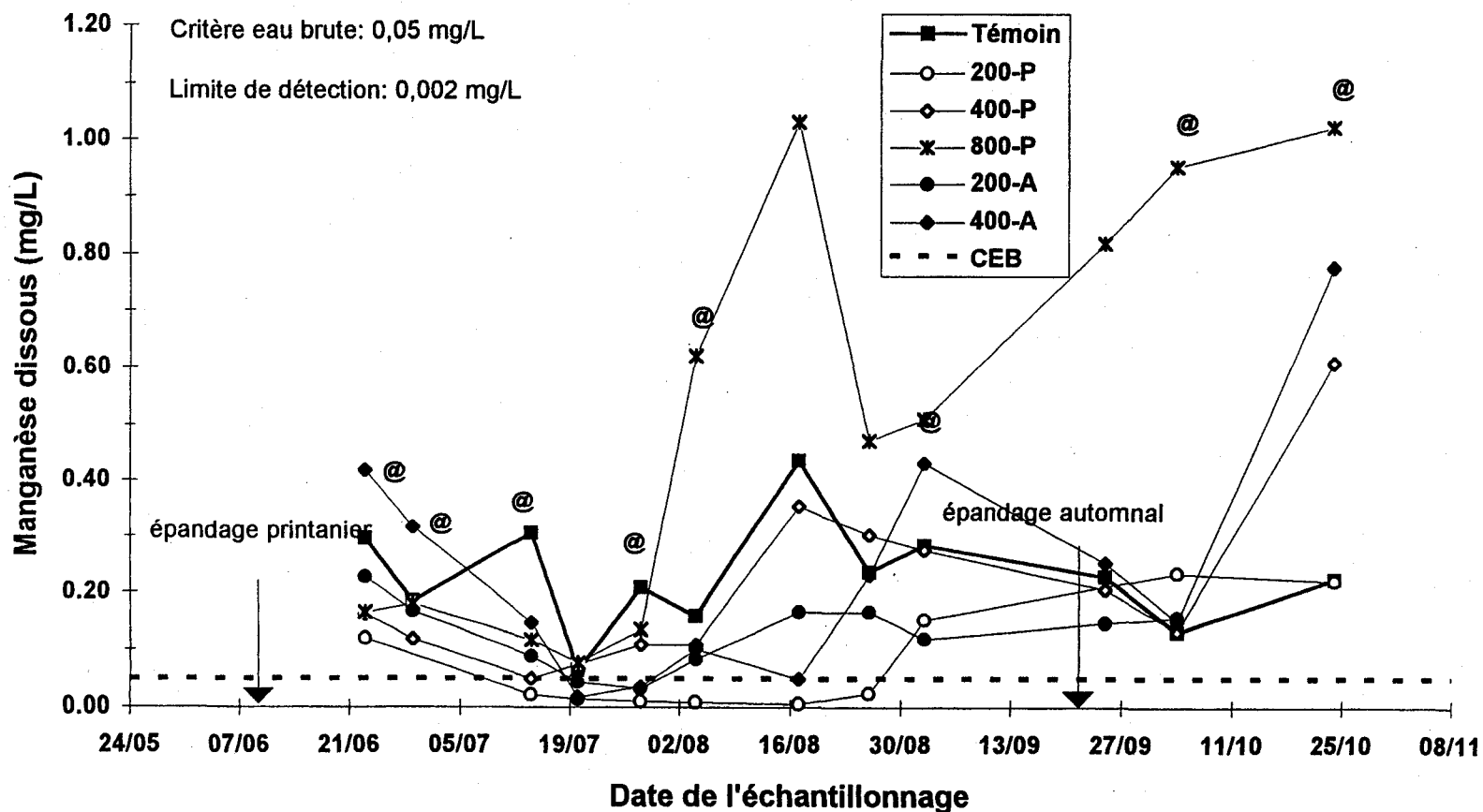


Figure 17 Évolution de la teneur en manganèse dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1993

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

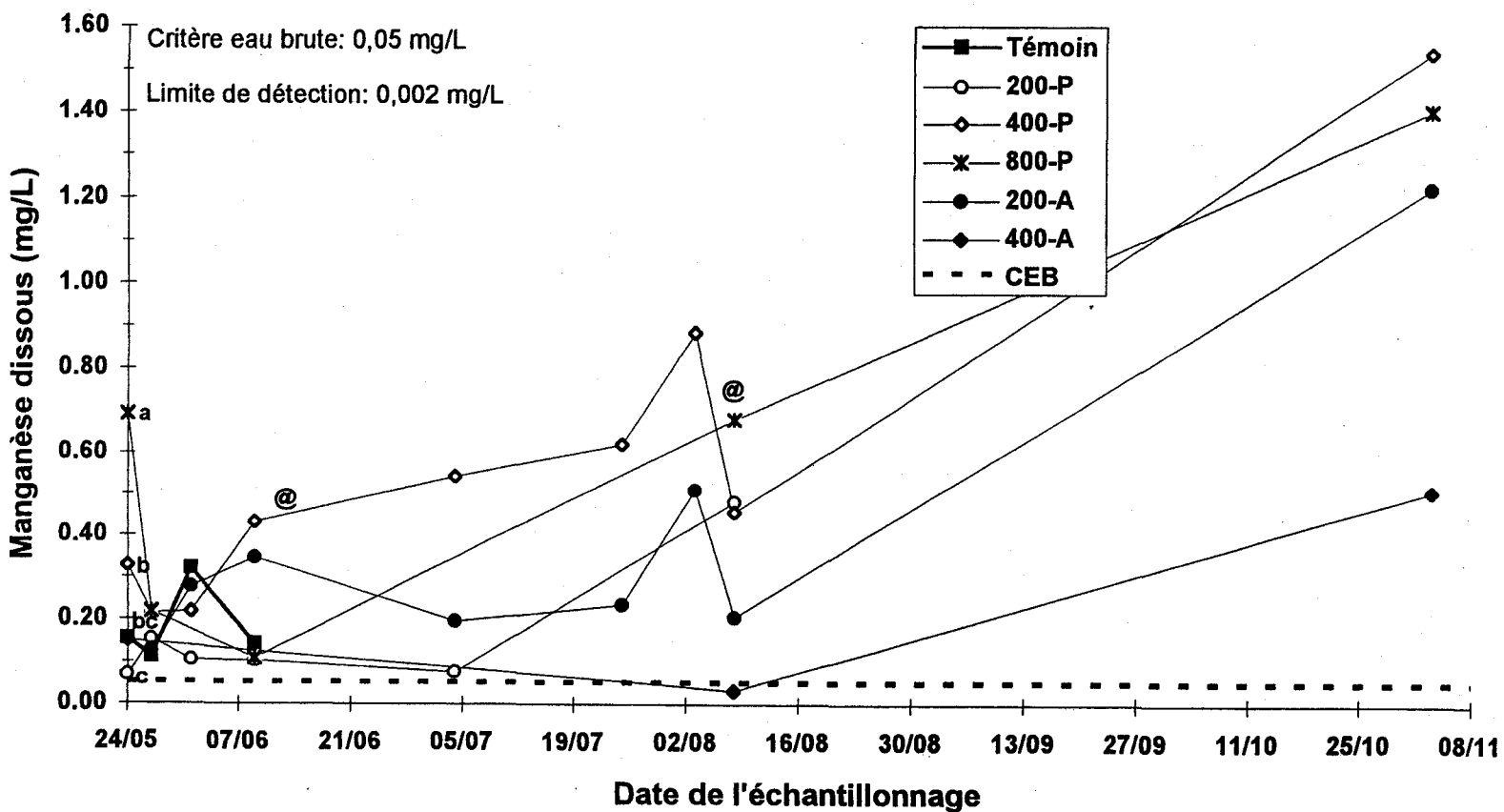


Figure 18 Évolution de la teneur en manganèse dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1994

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

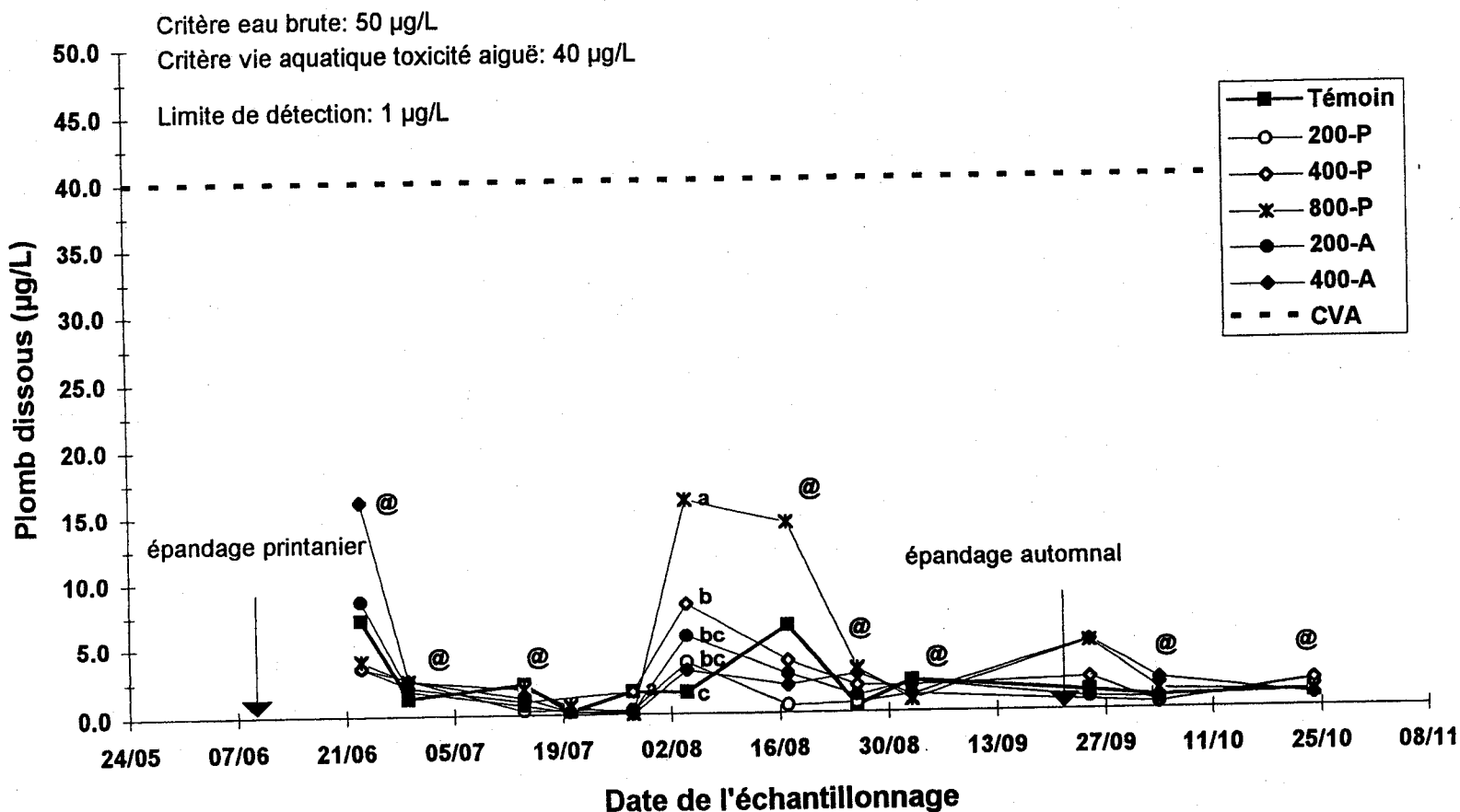


Figure 19 Évolution de la teneur en plomb dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1993. Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible. La lettre qui suit le chiffre précise s'il s'agit d'une application au printemps ('P') ou à l'automne ('A'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

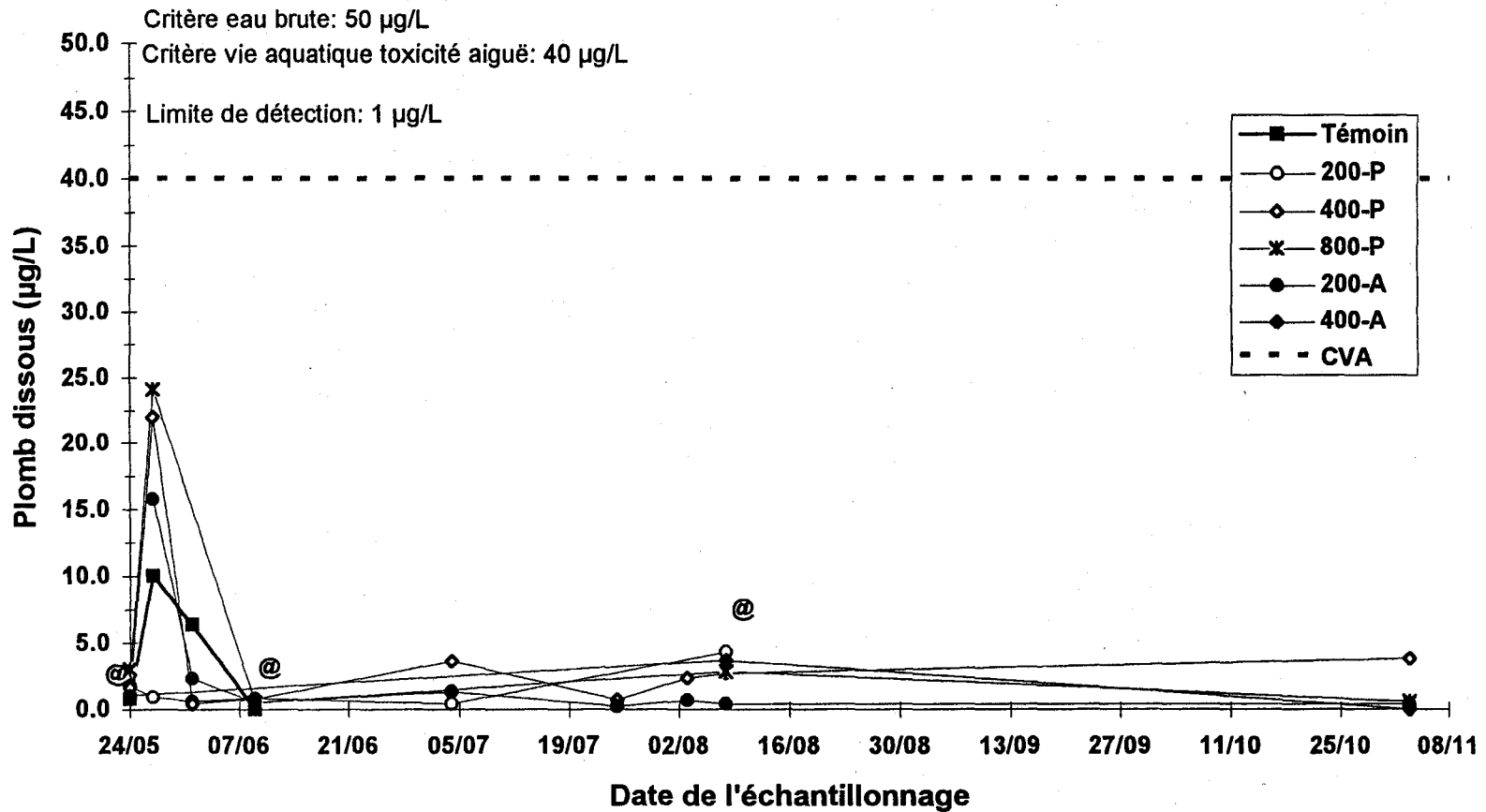


Figure 20

Évolution de la teneur en plomb dissous de l'eau de ruissellement de l'érablière au cours de la saison 1994

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).



0,05 mg/L (cf. section 1.2.4.2). Par ailleurs, même si elles se situent assez près du critère de qualité de l'eau brute (5 µg/L), les teneurs naturelles en cadmium ne l'excèdent pas. Finalement, les concentrations en Cu et en Pb des courbes témoins se situent bien en-deçà des critères, s'établissant à respectivement à 1,0 mg/L et 50 µg/L. L'utilisation des critères concernant l'eau brute vise strictement à mieux évaluer la qualité de l'eau de ruissellement en milieu forestier. L'eau de surface ne subit aucune filtration naturelle et il apparaît normal que celle-ci puisse comporter des teneurs en métaux qui excèdent quelque peu les indices recommandés pour la qualité de l'eau brute.

En comparant les concentrations obtenues avec les critères de qualité pour la vie aquatique pour éliminer la toxicité aiguë (Al: 0,75 mg/L; Cd: 0,002 pour une dureté de 60 mg/L; Cu: 0,01 mg/L pour une dureté de 60 mg/L; Fe et Mn: aucun critère retenu; Pb: 0,04 pour une dureté de 60 mg/L, cf. tableau 28), on remarque que les concentrations de Cd dans l'eau de ruissellement sont à des niveaux critiques à l'état naturel. En effet, les concentrations de Cd dans l'eau de ruissellement des parcelles témoins dépassent, à 3 reprises, 2 µg/L. Le pH très acide de la litière (environ 3,4) à travers laquelle l'eau de ruissellement circule pourrait expliquer les concentrations importantes de métaux dans ces eaux.

Les résultats recueillis au niveau de l'aluminium (figures 9 et 10), du cadmium (figures 11 et 12) et du fer (figures 13 et 14) comportent beaucoup de similitudes. De façon générale, on constate en effet que les applications printanières et automnales de boues ont eu peu d'impact sur la présence de ces trois métaux dans l'eau de ruissellement. La plupart des valeurs mesurées pour les trois métaux au cours de la saison 1993 se sont maintenues près des concentrations naturelles (courbe témoin). Aucune différence significative entre les traitements n'a d'ailleurs été observée en 1993 et on ne dénote pas de tendances claires et marquées. Quelques écarts plus importants sont cependant présents au niveau de certaines données, notamment vers le début des mois de juillet et d'août 1993. Les traitements en cause (200-A et 400-A) n'avaient toutefois pas encore reçu de boues durant cette période, ce qui suggère que ces valeurs plus élevées sont probablement reliées à une contamination. À ce titre, la présence de sol, de matière organique, d'insectes ou de débris végétaux dans les collecteurs représentent des sources possibles de contamination.

Les résultats obtenus à la suite de l'analyse de l'aluminium, du cadmium et du fer pendant la saison 1994 sont par ailleurs très variables et on note de nombreuses données manquantes. Les difficultés à recueillir suffisamment d'eau expliquent en grande partie la présence d'un nombre élevé d'observations manquantes. Globalement, les étendues des concentrations en aluminium, en cadmium et en fer de 1994 sont similaires à celles de 1993 et elle se situent dans l'ensemble près des valeurs obtenues avec les parcelles témoins. Les tests statistiques qui ont pu être réalisés ne montrent aucune différence significative entre les traitements au niveau des trois métaux en 1994. Quelques valeurs plus élevées ont été mesurées pour le cadmium (traitement 400-P) et le fer (traitement 400-A) en juillet et en août 1994. Aucune tendance marquée n'est toutefois observée et ces données pourraient être attribuables au ruissellement ponctuel de particules de boues, de sol, de matière organique ou d'autres débris (insectes, végétaux).

Les applications printanières et automnales de boues en 1993 n'ont pas eu d'impact appréciable sur la teneur en Cu de l'eau de ruissellement. La figure 15 montre que toutes les concentrations mesurées en 1993 sont inférieures à la limite de détection (0,01 mg/L).

Les difficultés à recueillir suffisamment d'eau ont par ailleurs conduit à l'obtention de résultats variables au cours de la saison 1994. Selon la figure 16, on constate toutefois que les valeurs sont similaires à celles de 1993 et que la plupart de celles-ci se situent entre la limite de détection et 0,02 mg/L, ce qui est voisin du critère de toxicité aiguë. On note une concentration en cuivre plus élevée que l'ensemble des autres le 8 août 1994 avec le traitement 400-A. Aucune différence statistique significative n'a toutefois pu être mise en évidence et, comme pour le fer, cette valeur pourrait être liée au ruissellement ponctuel de particules de boues, de sol, de matière organique ou d'autres débris (insectes, végétaux).

Les tests statistiques ne révèlent aucun impact significatif des différents traitements sur la teneur en manganèse de l'eau de ruissellement pendant la saison 1993 (figure 17). Malgré tout, on constate tout de même que les concentrations mesurées dans les parcelles du traitement 800-P ont eu tendance à être plus élevées que celles du témoin et des autres traitements à partir du mois d'août 1993. Des valeurs se situant entre 0,5 et 1,0 mg/L ont en effet été fréquemment obtenues avec ce traitement. L'analyse des échantillons d'eau recueillis à la fin octobre 1993 tend également à démontrer que les fortes applications de boues des traitements 400-P, 400-A et 800-P semblent avoir conduit à un accroissement de la concentration en manganèse. Bien que variable et incomplet, le suivi du manganèse dans l'eau de ruissellement pendant la saison 1994 tend par ailleurs à confirmer la tendance notée en 1993 (figure 18). L'analyse statistique des données du 24 mai 1994 révèle en effet la présence de différences significatives et montre que le traitement 800-P a accru significativement la concentration en manganèse de l'eau. Aucune autre différence statistiquement significative n'a cependant été retrouvée lors des autres échantillonnages de 1994. L'évolution des concentrations en manganèse du témoin en 1994 est très fragmentaire et elle ne permet pas la réalisation de comparaisons avec les autres traitements. En assumant que les teneurs en manganèse du témoin ont évolué de façon similaire à celles de 1993, on constate que plusieurs données des traitements 200-A, 400-P et 800-P ont atteint des valeurs relativement élevées en 1994. Comme en 1993, on note également que les concentrations les plus élevées ont été obtenues à partir du mois d'août 1994.

À l'exception de celles observées au mois d'août 1993, les concentrations en plomb de l'eau de ruissellement ont très peu varié pendant la saison 1993 et elles se sont maintenues près des valeurs mesurées dans les parcelles témoins (figure 19). Lors de l'échantillonnage effectué le 4 août 1993, on observe cependant la présence de différences significatives entre les traitements. Comparativement au témoin, les teneurs en plomb des traitements 400-P et 800-P sont en effet significativement plus élevées. Le traitement 800-P montre une concentration atteignant près de 17 µg/L, ce qui est statistiquement différent de la valeur de 8,0 µg/L observée avec le traitement 400-P. La concentration en plomb du traitement 800-P est également demeurée aux environs de 15 µg/L le 17 août 1993. Cette valeur ne s'est toutefois pas avérée statistiquement différente de celle du témoin et des autres traitements. Par ailleurs, on note également des concentrations en plomb plus

élevées dans l'eau récoltée en mai 1994 (figure 20). Des valeurs de l'ordre de 10 à 25 µg/L peuvent être observées pour les traitements 200-A, 400-P et 800-P. La grande variabilité et un nombre important de données manquantes ont cependant rendu impossible la réalisation de tests statistiques pour cette date. Selon la figure 20, on constate en outre que la concentration en plomb de tous les traitements est rapidement retombée sous le seuil de 5 µg/L par la suite. Aucune des valeurs mesurées dans les parcelles des différents traitements en 1993 et 1994 n'a dépassé le critère de qualité de toxicité aiguë, soit 40 µg/L.

Dans l'ensemble, les résultats obtenus montrent que l'épandage de boues jusqu'à des doses atteignant 800 kg/ha d'azote disponible a peu d'impacts sur les concentrations en aluminium, en cadmium, en cuivre et en fer dissous. Les valeurs observées pour ces métaux sont en effet demeurées comparables à celles retrouvées naturellement dans l'eau de ruissellement du témoin. L'application de fortes doses de boues (400 et 800 kg/ha d'azote disponible) semble par ailleurs conduire à un léger accroissement de la concentration en manganèse dans l'eau de ruissellement, récoltée à 2 m de la zone d'épandage. Les données recueillies montrent également que les teneurs ont eu tendance à augmenter surtout à partir des mois d'août 1993 et 1994. Les concentrations les plus élevées ont atteint près de cinq fois les valeurs observées à l'état naturel. Ces résultats suggèrent que l'accroissement des concentrations en manganèse dans l'eau de ruissellement pourrait être attribuable à la décomposition de la litière plus importante à partir du mois d'août. Les données de la section 3.2.1.4.3 montrent en effet que la teneur en manganèse des tissus foliaires des érables est élevée. La présence de plus grandes quantités d'azote et une humidité plus élevée dans les parcelles ayant reçu des boues pourrait avoir favorisé une décomposition plus rapide de la litière. Par conséquent, la remise en circulation du manganèse peut avoir contribué à en accroître la teneur dans l'eau de ruissellement.

Les augmentations très ponctuelles des concentrations en plomb observées dans le cadre des présents essais sont difficiles à interpréter. Le fait que les teneurs les plus élevées aient été mesurées dans l'eau des parcelles ayant reçu des boues peut suggérer que les augmentations soient attribuables au ruissellement direct de particules de boues avec l'eau. Des précipitations très intenses pourraient avoir favorisé un ruissellement plus élevé lors des dates concernées (4 et 17 août 1993 et 27 mai 1994). Il est cependant difficile d'appuyer cette hypothèse avec les données de pluviométrie de la section 2.13.

Il existe peu d'études en milieu forestier qui permettent de comparer et d'appuyer les résultats obtenus dans le cadre des présentes recherches et à ce titre, ces dernières apportent des informations assez intéressantes (cf. section 1.2.4.2). Quelques travaux ont, par contre, été réalisés en milieu agricole. Ainsi, Hinesly et Jones (1976) rapportent des augmentations significatives de la teneur en Cd, Cu, Fe et Mn totaux dans l'eau de ruissellement récoltée dans des parcelles de soya et de maïs amendées avec des doses de boues se situant entre 16 et 105 t/ha m.s. À titre comparatif, le traitement 800-P des présents essais comportait l'épandage de 92,6 t/ha m.s et seul des impacts relativement faibles ont été observés au niveau du manganèse et du plomb. Les deux études demeurent toutefois difficilement comparables. Les travaux de Hinesly et Jones (1976) portaient en effet sur la teneur en métaux totaux alors que seul les métaux solubles ont été pris en considération dans le cadre des essais menés en érablière. Le milieu agricole est

par ailleurs généralement plus favorable au ruissellement que le milieu forestier. Les terres agricoles comportent une végétation moins abondante ainsi que des sols moins riches en matière organique et moins poreux, ce qui augmente le potentiel de ruissellement et d'érosion.

Les essais réalisés tendent à démontrer que la valorisation des boues, dans les conditions éprouvées en érablière, est peu favorable au transfert et à la solubilisation des métaux dans les eaux qui ruissellent en surface. À une distance de 2 m de la zone d'épandage, les impacts sur la qualité de l'eau se sont avérés dans l'ensemble relativement faibles. L'amplitude limitée du ruissellement en érablière diminue d'ailleurs grandement les risques de contamination des eaux de surface. Il est possible cependant que le ruissellement soit plus appréciable lors du dégel printanier et qu'il conduise alors à un transport et à une solubilisation plus importante des métaux apportés par les boues. L'application de boues sur des pentes plus prononcées n'a pas été étudiée mais elle pourrait aussi favoriser une migration plus élevée des éléments nutritifs avec les eaux de ruissellement. Par ailleurs, seul la fraction soluble des métaux a été considérée dans les présents essais. Il est à noter que peu de particules minérales et organiques ont cependant été retrouvées dans les échantillons lors de leur filtration (cf. section 2.5). Dans certains cas toutefois, le transport de métaux non solubles et associés à de telles particules peut être appréciable (cf. section 1.2.4.2). Par conséquent, la fraction associée aux particules minérales et organiques mérite une attention particulière et devrait être l'objet de travaux plus approfondis.

De plus, la courte durée du projet ne permet pas de conclure sur la validité de la dose d'épandage en relation avec les concentrations maximales de métaux permises dans les boues. Les effets peu marqués des applications de boues sur les concentrations des métaux dans l'eau de ruissellement peuvent être attribué à l'effet du pH des boues. Comme il a été observé dans l'horizon LH du sol (section 3.2.1.1.3), l'application de boues a eu pour effet une légère augmentation du pH dans le sol de cet horizon. Cependant, cet effet est, selon Beauchemin *et al.* (1993), de courte durée. A long terme, il risque plutôt d'y avoir une diminution du pH. Alors, la solubilisation des métaux issus des boues et accumulés dans la litière risque d'aggraver la situation déjà critiques pour certains métaux (e.g. Cd) présents avant l'épandage des boues.

À la lumière des informations recueillies dans la présente étude, la poursuite des études permettant de vérifier la validité des mesures de protection du Guide québécois de valorisation sylvicole est à préconiser. Bien que les conditions éprouvées lors des présents essais étaient peu favorables au ruissellement, certains sites de valorisation pourraient être beaucoup plus enclins à un écoulement important de l'eau de pluie en surface. L'impact du dégel printanier demeure par ailleurs mal connu. Les hypothèses ayant trait à la remise en circulation via le feuillage de quantités significatives de manganèse avec des doses de 400 et 800 kg/ha et au transfert possible des métaux par le ruissellement de particules organiques et minérales font aussi en sorte qu'il est préférable de continuer les recherches. Finalement, les autres critères concernant l'éloignement des cours d'eau et des zones sensibles n'ont pas été vérifiés dans le présent projet. Sur une grande échelle, l'épandage de boues à une dose de 200 kg/ha d'azote disponible sur un sol forestier acide apparaît hasardeux car des conditions plus favorables au ruissellement pourraient être rencontrées dans le cadre d'autres travaux de valorisation sylvicole. À cet effet, les données recueillies

en plantation d'arbres de Noël (cf. sections 3.2.2.3 et 3.2.3.2) apportent des informations supplémentaires.

### **3.2.1.3 Risques de contamination des eaux souterraines par les éléments nutritifs et les métaux**

L'installation de deux lysimètres par parcelle, à une profondeur d'environ 30 cm, a permis d'évaluer l'influence de la valorisation des boues sur la qualité chimique des eaux de percolation du sol de l'érablière pendant les saisons 1993 et 1994. Les caractéristiques du matériel utilisé, la méthode d'échantillonnage et le calendrier d'échantillonnage ont été présentés de façon détaillée à la section 2.7.

Il est important de rappeler que le suivi de la qualité de l'eau de percolation du sol vise principalement à établir le potentiel de migration verticale des éléments nutritifs et des métaux à la suite de l'application de boues en surface. Les concentrations mesurées dans l'eau du sol ne reflètent pas nécessairement celles que l'on pourrait retrouver plus bas dans la nappe souterraine. Les informations recueillies avec les lysimètres permettent cependant de savoir si les épandages de boues sont susceptibles de conduire à un lessivage important des éléments nutritifs et des métaux dans le profil de sol et éventuellement, à un enrichissement de ceux-ci dans les nappes souterraines.

Des précipitations de pluie de l'ordre de 15 à 20 mm, peu de temps avant l'échantillonnage, ont habituellement été suffisantes pour permettre la récolte d'eau de percolation. Dans l'ensemble, la majorité des lysimètres ont ainsi pu être échantillonnés lors de chacun des délais considérés. Quelques échantillonnages effectués à l'été 1993 et au cours des automnes 1993 et 1994 sont cependant incomplets, les conditions trop sèches n'ayant pas permis de réaliser une récolte dans tous les lysimètres. Par ailleurs, il n'a pas été possible de faire le suivi de la qualité chimique de l'eau de percolation tôt au printemps pendant la fonte des neiges et le dégel du sol. Afin de limiter les risques d'endommagement par le gel de l'eau, la remise en fonction des lysimètres a en effet dû être effectuée plus tard.

Globalement, les résultats obtenus se caractérisent par une variabilité assez importante. Un coefficient de variation moyen par paramètre a été calculé en considérant toutes les données de 1993 et 1994 des six lysimètres d'un même traitement. L'étendue des coefficients moyens de variation obtenus varie ainsi entre 40 et 170 %. Cette grande variabilité des données explique que l'effet des traitements a dû être assez prononcé pour que les tests statistiques puissent permettre de déceler des différences significatives. Dans certains cas également, l'amplitude des variances associées à l'erreur expérimentale et la présence de données manquantes ont fait en sorte que l'analyse statistique n'a pas été possible.

Des travaux similaires à ceux du présent projet font aussi état d'une variabilité importante pour le suivi de la qualité de l'eau de percolation avec des lysimètres (Riekerk, 1981). Plusieurs facteurs (topographie, nature et texture du sol, etc.) peuvent être responsables de la variation importante des résultats obtenus. Les concentrations de certains éléments dans l'eau de percolation se situent également parfois autour des limites de détection des

appareils de dosage. Les valeurs résultant d'analyses effectuées aux environs des limites de détection se caractérisent ainsi souvent par une variabilité importante.

Les données sur la qualité chimique de l'eau de percolation (pH, éléments nutritifs et métaux) en érablière permettent tout de même de dégager des informations intéressantes et pertinentes. À cet effet, les résultats obtenus, en plus d'être comparés au témoin, ont ainsi pu être interprétés en considérant différentes normes et données rapportées dans la section 1.2.5.

### **3.2.1.3.1 pH**

Tout comme pour l'eau de ruissellement, il n'avait pas été prévu initialement de mesurer le pH de l'eau de percolation. Aucune mesure à cet effet n'a d'ailleurs été prise au cours de la saison 1993. Considérant que ce paramètre peut comporter une influence importante vis-à-vis la solubilité des métaux, il a donc été décidé de le mesurer en 1994 dans l'eau qui a été récoltée dans les parcelles témoins et celles comportant l'application printanière d'une dose de boues de 800 kg/ha d'azote disponible (traitement 800-P).

Les données obtenues tendent à démontrer que la valorisation des boues a contribué à abaisser le pH de l'eau de percolation. Selon la figure 21, on constate en effet que toutes les valeurs mesurées dans les échantillons d'eau provenant des parcelles 800-P sont inférieures à celles du témoin. L'étendue de pH a ainsi varié entre 4,7 et 5,6 pour le témoin et entre 3,9 et 5,5 dans le cas du traitement 800-P. Compte-tenu du nombre trop restreint de traitements échantillonnés, il n'a pas été possible de valider statistiquement les observations effectuées précédemment.

La baisse du pH de l'eau de percolation du traitement 800-P ne se reflète pas dans la mesure du pH du sol de l'érablière en 1994. Aucune acidification n'a en effet été notée au niveau des horizons LH et Bf. La profondeur de ces couches de sol n'atteint pas 30 cm cependant et le pH de l'horizon C où se trouve l'embout du capteur des lysimètres n'a pas été mesuré.

Même s'ils tendent à démontrer que l'application de fortes doses de boues a mené à une acidification de l'eau de percolation, les résultats obtenus doivent être interprétés avec précaution. Le suivi du pH de l'eau a été effectué seulement en 1994 et en ne considérant que deux traitements. Les données récoltées sont fragmentaires et peu nombreuses. Plusieurs facteurs ont pu influencé le pH de l'eau du sol. La composition chimique de l'eau, notamment les concentrations en acides organiques et en bases, a pu se modifier quelque peu en présence de boues et avoir des impacts sur son acidité. Les conditions d'aération du sol à la suite des épandages et la nitrification de l'azote ammoniacal ont également pu avoir une influence.

### **3.2.1.3.2 Azote ammoniacal**

L'évolution des concentrations en azote ammoniacal de l'eau de percolation récoltée en érablière pendant les saisons 1993 et 1994 apparaît aux figures 22 et 23.

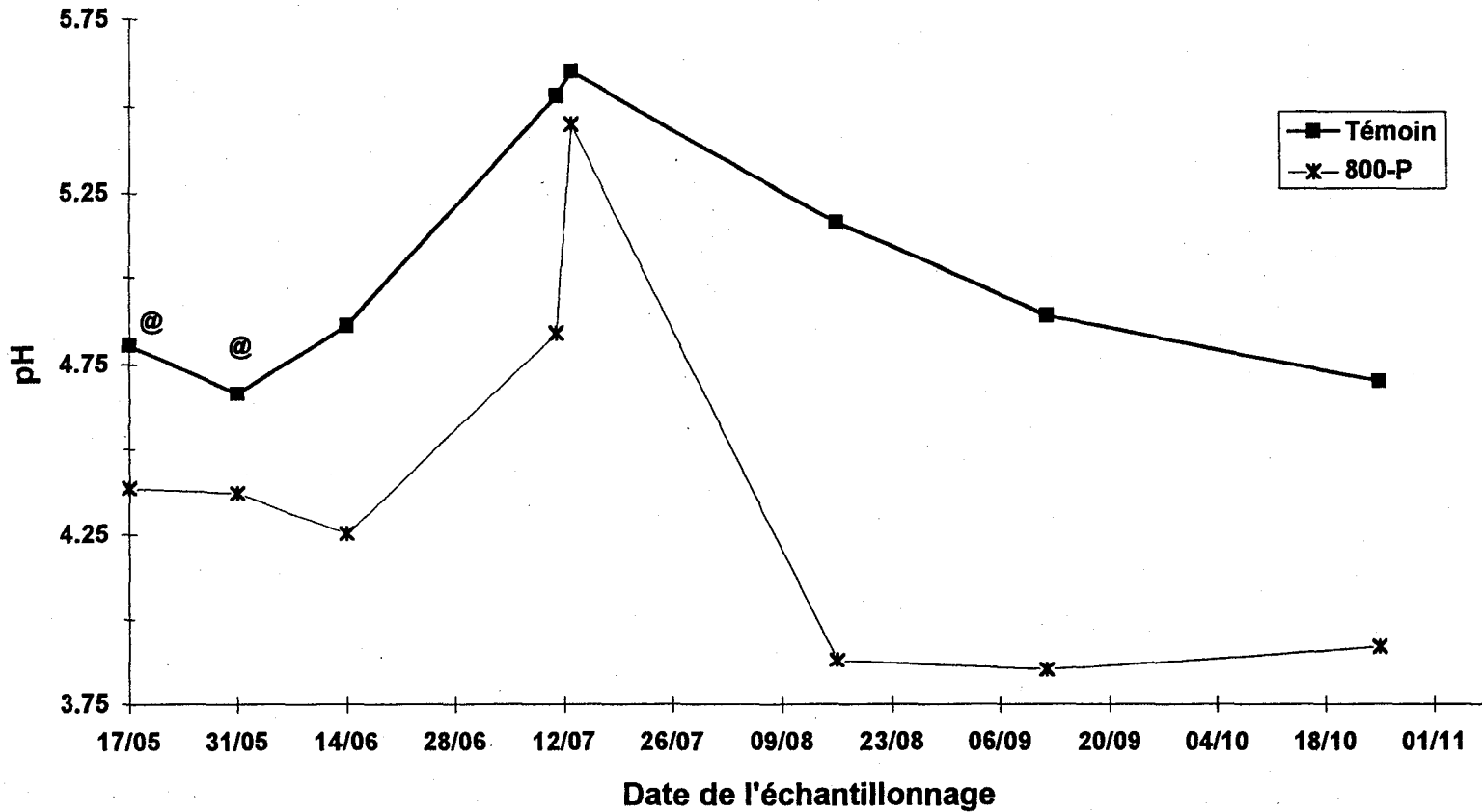


Figure 21

Évolution du pH de l'eau de percolation de l'érablière au cours de la saison 1994.

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques.

Les données recueillies montrent que les teneurs naturelles en azote ammoniacal, mesurées dans l'eau des parcelles témoins, se sont maintenues très près des limites de détection et elles ont varié entre  $<0,02$  et  $1,0$  mg/L. Au Québec, le MENVIQ (1990) recommande que les concentrations en azote ammoniacal de l'eau destinée à l'approvisionnement en eau potable ne dépasse pas  $0,5$  mg/L  $N-NH_4$ . On constate ainsi que l'eau de percolation de l'érablière comporte relativement peu d'azote ammoniacal.

L'application d'une dose de boues de  $800$  kg/ha d'azote disponible au printemps 1993 a conduit à une augmentation significative des concentrations en azote ammoniacal pendant les mois d'août à novembre 1993, ainsi qu'au mois de mai 1994 (figures 22 et 23). À partir du mois d'août 1993, des teneurs en azote ammoniacal, de l'ordre de  $20$  à  $45$  mg/L, ont en effet été mesurées dans l'eau de ce traitement. Une légère augmentation est également perceptible en 1993 dans le cas du traitement 400-P. Toutefois, les tests statistiques n'ont révélé aucune différence significative et les concentrations maximales n'ont jamais dépassé  $3$  mg/L. Enfin, les autres traitements comportant des applications printanières (200-P) et automnales (200-A et 400-A) de boues ont donné des résultats similaires à ceux du témoin.

Au cours de la saison 1994 (figure 23), on observe que la courbe du traitement 800-P comporte des concentrations en azote ammoniacal légèrement plus élevées que les autres traitements entre mai et juillet 1994 avec des valeurs se situant entre  $3$  et  $8$  mg/L. Ainsi, les effets observés avec ce traitement en 1993 semblent s'être atténués considérablement en 1994. L'épandage de boues à l'automne 1993 à un taux d'application de  $400$  kg/ha d'azote disponible a également conduit à des concentrations un peu plus élevées entre mai et juillet 1994. Dans ce cas toutefois, aucune différence significative n'a été obtenue et les teneurs maximales mesurées n'ont pas excédé  $5$  mg/L.

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/ha N disponible) 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  $10$ ; tableau 58), 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 3.2.1.1.1) montrent d'ailleurs une augmentation significative d'ammonium dans ces couches de sol. Cependant, la diminution des concentrations de  $N-NH_4$  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  $7$  et  $11$  reprises (sur  $19$  échantillonnages) pour les traitements intermédiaires et élevés respectivement, alors que pour la dose maximale permise par le guide ( $200$  kg/ha N disponible), le critère a été dépassé  $4$  fois au cours du suivi. L'application de boues à des doses n'excédant pas  $200$  kg/ha N disponible risque de n'avoir que peu d'impacts directs sur la concentration de  $N-NH_4$  dans les eaux souterraines étant donné que l'ammonium peut être retenu par le sol.



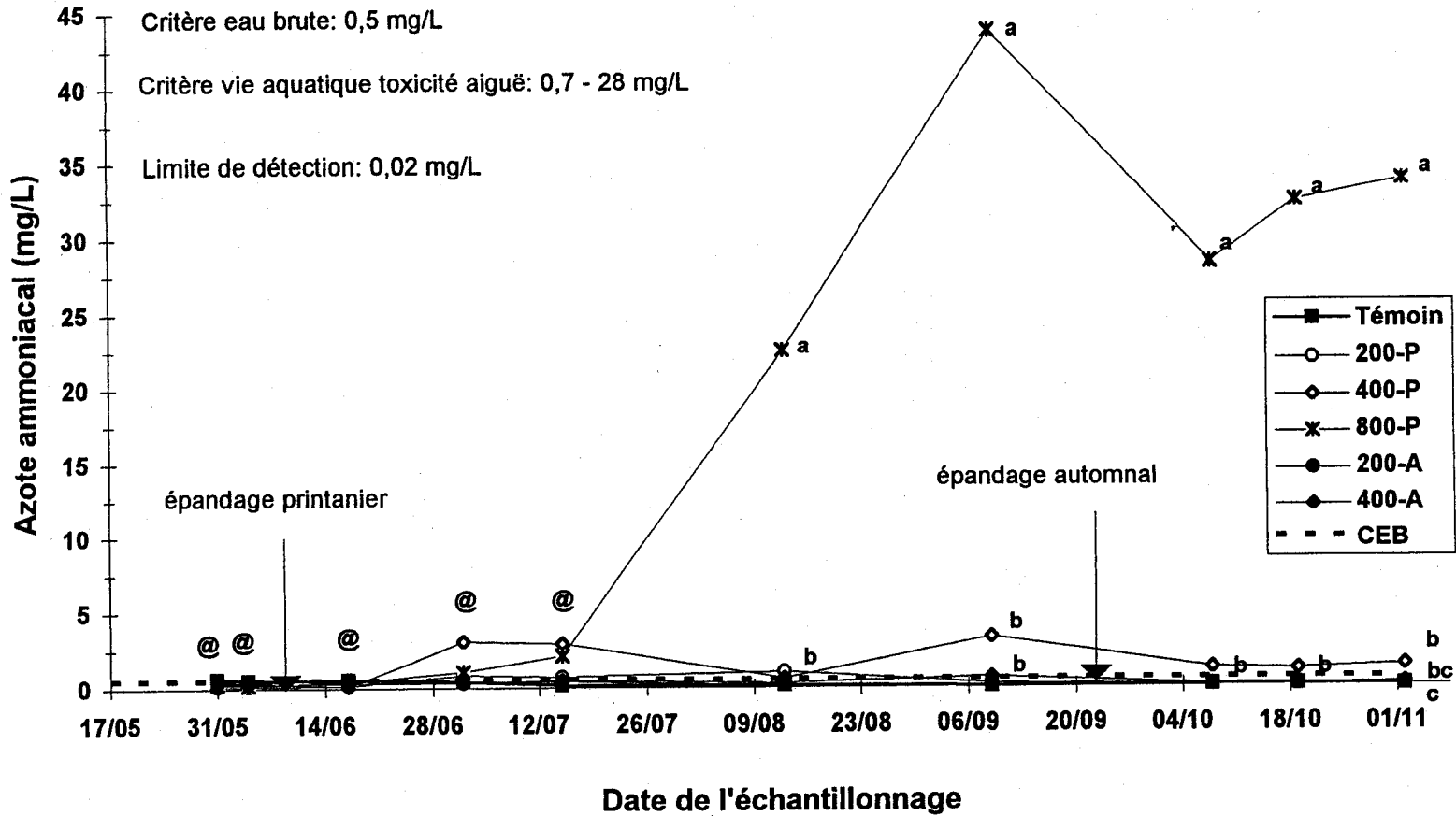


Figure 22

Évolution de la teneur en azote ammoniacal de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1993

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

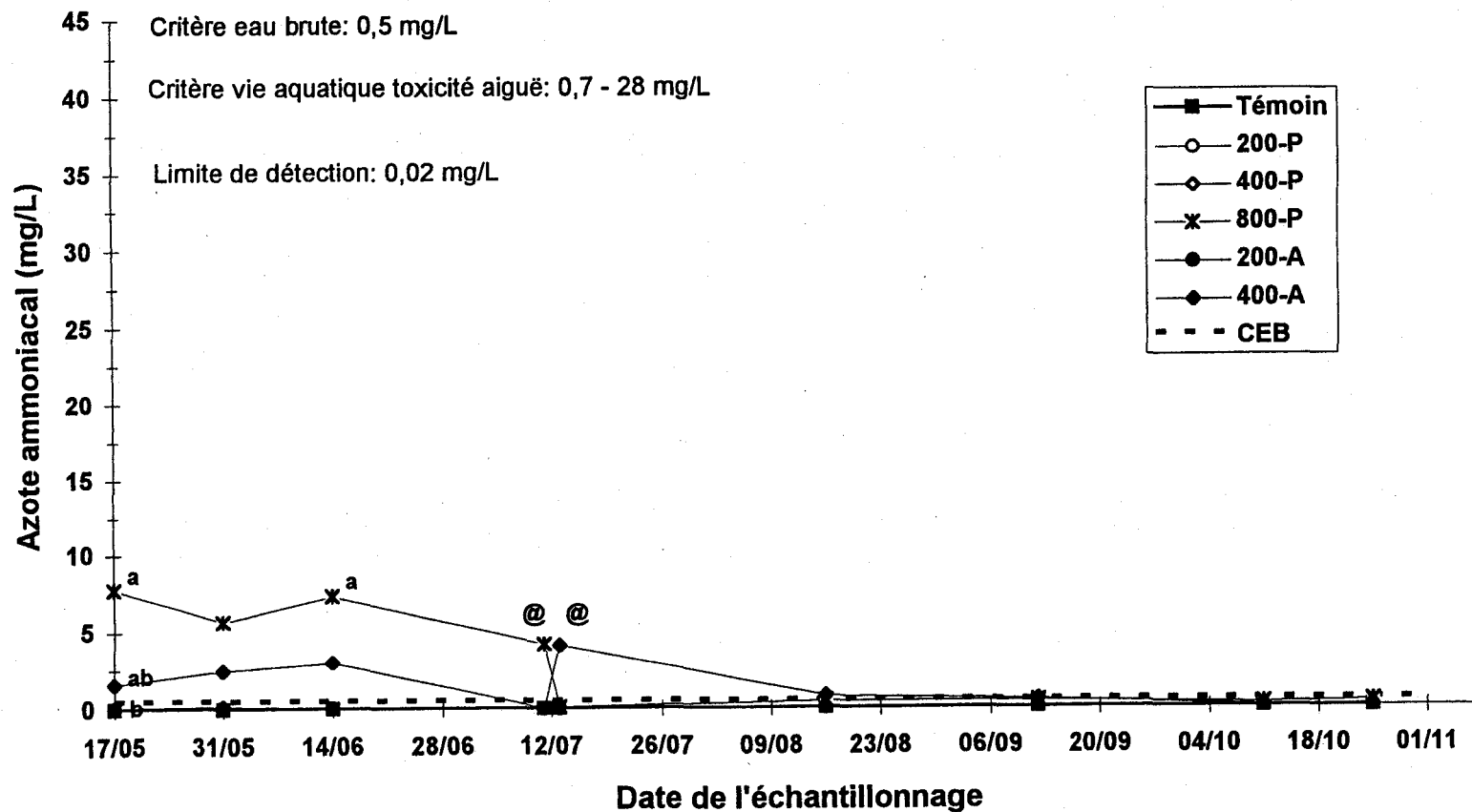


Figure 23

Évolution de la teneur en azote ammoniacal de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1994

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

Cependant, l'accumulation de  $N-NH_4$  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 3.2.1.3.3) et dans le sol (section 3.2.1.1.1) tendent à confirmer cette dernière hypothèse.

### **3.2.1.3.3 Nitrates**

L'évolution des concentrations en nitrates de l'eau de percolation récoltée en érablière pendant les saisons 1993 et 1994 apparaît aux figures 24 et 25.

Les données recueillies montrent que les teneurs naturelles en nitrates, mesurées dans l'eau des parcelles témoins, se sont maintenues très près des limites de détection et elles ont varié entre  $<0,02$  et  $0,4$  mg/L. Au Québec, le MENVIQ (1990) recommande que les concentrations en nitrates de l'eau destinée à l'approvisionnement en eau potable ne dépasse pas  $10$  mg/L  $N-NO_3$ . On constate ainsi que l'eau de percolation de l'érablière comporte relativement peu de nitrates.

L'application printanière de doses de boues correspondant à  $200$ ,  $400$  et  $800$  kg/ha d'azote disponible a par ailleurs conduit à des accroissements significatifs de la teneur en nitrates des échantillons d'eau qui ont été récoltés entre le début de septembre et novembre 1993 (figure 24). Les tests statistiques révèlent, en effet, la présence de différences significatives entre ces traitements et l'ensemble des autres (témoin, 200-A et 400-A) et les augmentations observées sont corrélées à la quantité de boues appliquée. Des étendues de concentrations en nitrates variant entre  $5$  et  $10$  mg/L pour le traitement 200-P, entre  $18$  et  $49$  mg/L pour le traitement 400-P et entre  $35$  et  $54$  mg/L pour le traitement 800-P ont ainsi été obtenues pendant les mois de septembre à novembre 1993. Les données de la figure 24 montrent également que la valorisation tardive des boues vers la fin de septembre 1993 (traitements 200-A et 400-A) n'a produit aucun effet appréciable sur les nitrates au cours de la campagne d'échantillonnage de la saison 1993.

Les impacts constatés au niveau des nitrates pour les traitements 200-P et 400-P en 1993 se sont maintenus en 1994 et des valeurs respectives se situant entre  $1$  à  $5$  mg/L et  $7$  à  $40$  mg/L ont ainsi été mesurées au cours de cette saison (figure 25). Comme en 1993, les tests statistiques montrent des différences significatives entre ces deux traitements et le témoin. Dans le cas du traitement 800-P, les effets observés en 1993 ont également subsisté et ils semblent même s'être amplifiés puisque les concentrations mesurées avec ce traitement en 1994 ont été plus élevées. Ainsi, l'étendue des concentrations en nitrates du traitement 800-P a varié entre  $19$  et  $101$  mg/L et plusieurs valeurs supérieures à  $60$  mg/L ont été observées entre août et octobre 1994. Dans l'ensemble, les résultats obtenus avec les traitements comportant l'épandage au printemps 1993 de doses de boues de  $200$ ,  $400$  et  $800$  kg/ha d'azote disponible montre qu'il existe encore en 1994 une corrélation assez étroite entre le taux d'application et le degré de contamination de l'eau du sol par les nitrates. Par ailleurs, des impacts de nature semblable à ceux des épandages printaniers ont également été observés au niveau des nitrates en 1994 avec les traitements 200-A et 400-A, comportant des applications tardives de boues vers la fin de septembre 1993. La figure 25 révèle en effet la présence de différences significatives entre les courbes de ces deux traitements et celle du témoin. Des concentrations en nitrates beaucoup plus élevées,

de l'ordre de 2 à 20 mg/L pour le traitement 200-A et de 12 à 64 mg/L pour le traitement 400-A ont ainsi été mesurées. Les résultats obtenus lors du dernier échantillonnage au mois d'octobre 1994 suggèrent que les épandages du printemps et de l'automne 1993 auront probablement encore des impacts au cours de la saison 1995.

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 (Crohn et Haith, 1994). 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/ha N disponible (dose maximale permise par le Guide) appliquée au printemps a dépassé substantiellement le critère de l'eau brute.

En 1994, les concentrations de nitrates des traitements 400 et 200 kg/ha N disponible, 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 en octobre 1994, ce qui est 2 fois supérieur au critère de l'eau brute (10 mg/L). 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. L'année suivante, 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.

Les résultats obtenus dans le cadre des présents travaux sont similaires à ceux rapportés par d'autres chercheurs (cf. section 1.2.5.1). À la suite de l'épandage d'une dose de boues de 1300 kg/ha d'azote total, Grant et Olesen (1991) ont ainsi observé des concentrations en azote ammoniacal atteignant jusqu'à 40 mg/L dans l'eau de percolation prélevée à 50 cm de profondeur. Ces auteurs ont également noté une augmentation faible et temporaire (2 ans) au niveau de l'eau de la nappe souterraine. Par ailleurs, le lessivage des nitrates est reconnu comme étant l'impact le plus important qui a pu être associé à la valorisation sylvicole des boues jusqu'à présent (cf. section 1.2.5.1). Par exemple, Aschmann *et al.* (1992) ont mesuré des concentrations en nitrates variant entre 30 et 90 mg/L à 80 cm de profondeur avec des taux d'application de boues de 200 à 800 kg/ha d'azote total (environ 100 à 400 kg/ha d'azote disponible).

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/ha N disponible dans un écosystème forestier semblable à celui de l'érablière expérimentale de Tingwick pourrait comporter une menace environnementale pour les eaux souterraines. Cependant, la mesure des concentrations de nitrates à des niveaux inférieurs auraient pu

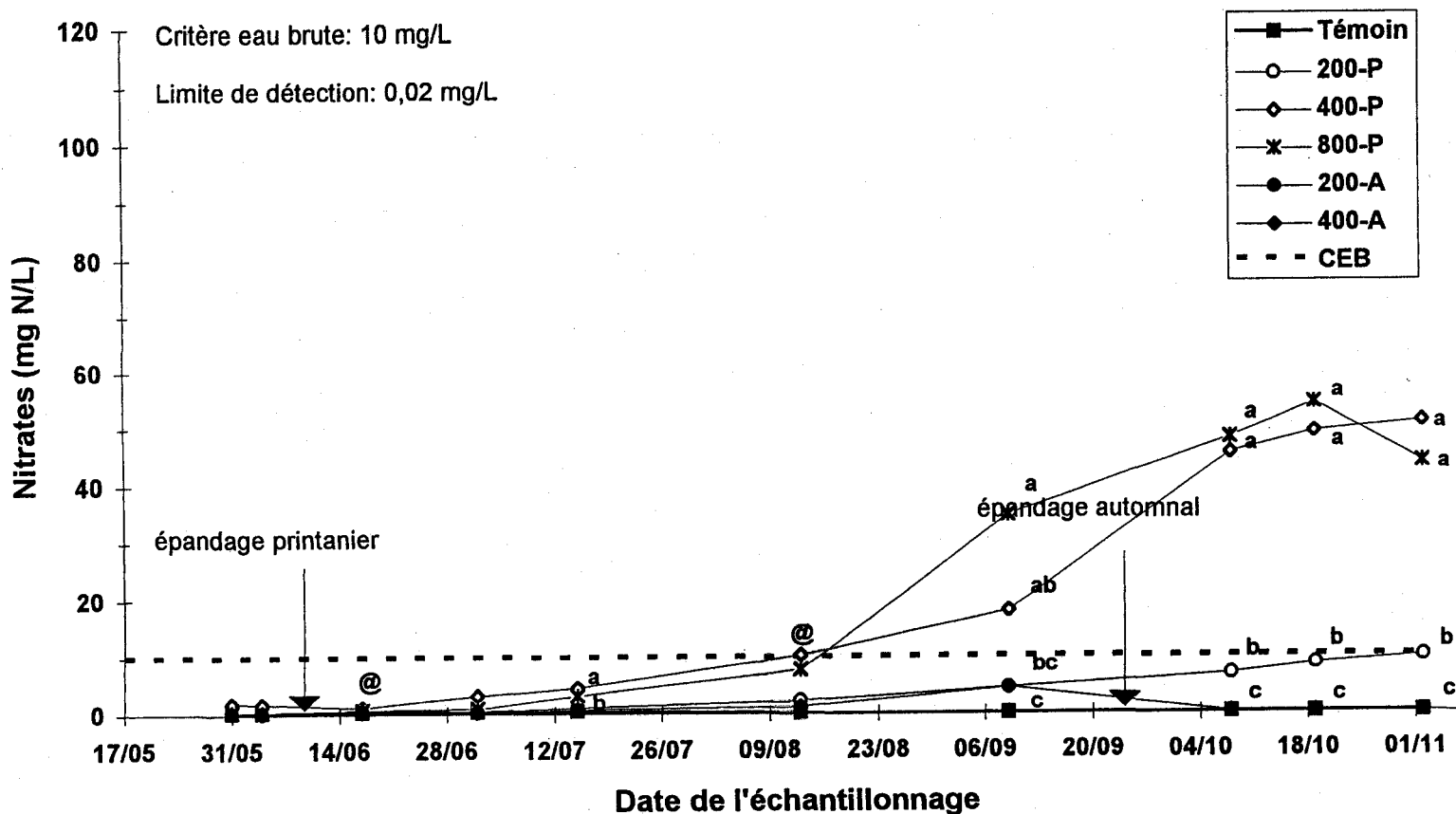


Figure 24

Évolution de la teneur en nitrates de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1993. 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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

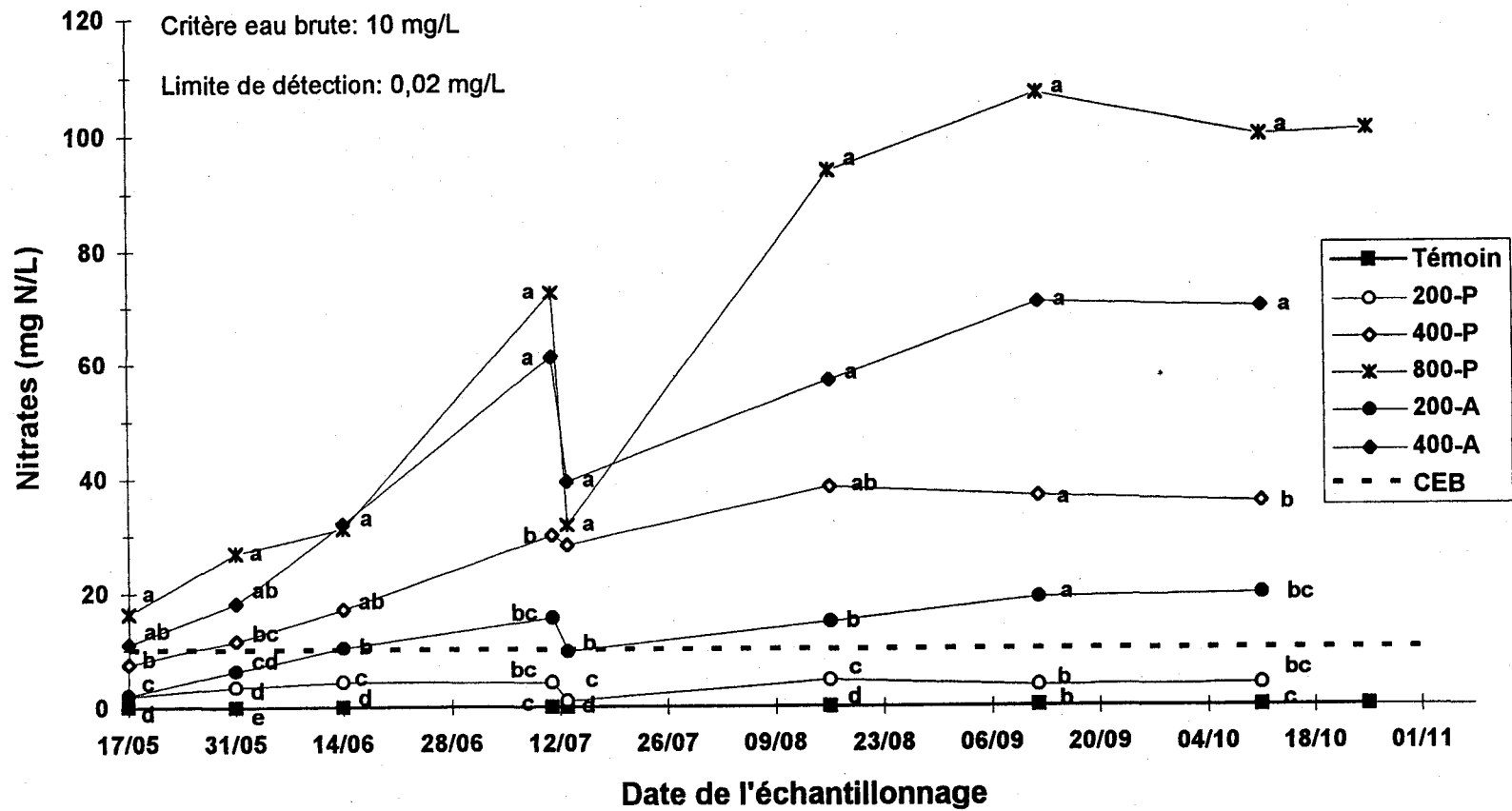


Figure 25

Évolution de la teneur en nitrates de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1994

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

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 (200 kg/ha N disponible). Un peuplement d'une région tempérée décidue comme celui de l'érablière expérimental de Tingwick prélève environ 70 kg/ha/an d'azote, 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/ha). Il n'est alors pas étonnant qu'une application de 200 kg/ha N disponible, qui dans le cas des boues de la CUQ de juin 1993 représente une quantité total d'azote de 628 kg/ha, dépasse les capacités de rétention de l'érablière. Des chercheurs (Riekerk, 1982; Aschmann *et al.*, 1992) soutiennent que des problèmes environnementaux peuvent survenir à la suite de l'application de doses de 400 kg/ha/an N total 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/ha N total 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.

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/ha N disponible; 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 et compte tenu des doses recommandées dans la littérature, la dose maximale permise dans le Guide québécois de valorisation sylvicole (200 kg/ha N disponible) semble inadéquate.

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 kg/ha N disponible 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 devienne une pratique courante. Ces informations devraient d'ailleurs être incluses dans le Guide québécois de valorisation sylvicole.

### **3.2.1.3.4 Phosphore, potassium, calcium et magnésium**

Les figures 26 à 33 présentent les résultats obtenus au niveau des concentrations de l'eau de percolation en phosphore, en potassium, en calcium et en magnésium.

Les données recueillies indiquent que les teneurs naturelles, mesurées au niveau des parcelles témoins, ont varié entre <0,02 et 0,08 mg/L pour le phosphore, entre 0,1 et 0,6 mg/L pour le potassium, entre 0,6 et 1,3 mg/L pour le calcium et entre 0,2 et 0,4 mg/L pour le magnésium. Ces éléments sont ainsi relativement peu abondants dans les eaux de percolation naturelles de l'érablière. L'étendue des concentrations en phosphore ne dépasse pas l'indice souhaitable pour les eaux courantes canadiennes, qui est de 0,10 mg/L P-PO<sub>4</sub> (Gouvernement du Canada, 1987). Par ailleurs, le potassium, le calcium et le magnésium ne comportent pas de risques appréciables au niveau de la qualité des eaux et il n'existe d'ailleurs aucun critères particuliers qui concernent ces éléments.

Les épandages de boues ont conduit à une légère augmentation du phosphore dans l'eau de percolation. Selon la figure 26, les traitements 400-P et 800-P montrent quelques différences significatives avec le témoin et/ou l'ensemble des autres traitements pendant la saison 1993. Les teneurs maximales mesurées avec l'application printanière des doses de 400 et 800 kg/ha d'azote disponible ont ainsi atteint près de 0,08 mg/L, ce qui est relativement faible puisque des valeurs semblables ont été notées avec le témoin en début de saison. Les effets se sont quelque peu amplifiés en 1994 et des concentrations en phosphore significativement plus élevées ont été observées avec les traitements 400-P, 800-P et 400-A (figure 27). Les teneurs maximales, mesurées en octobre 1994, ont atteint près de 0,16 mg/L avec le traitement 800-P, 0,04 mg/L avec le traitement 400-P et 0,16 mg/L avec l'épandage de 400 kg/ha d'azote disponible en septembre 1993 (traitement 400-A). Les concentrations moyennes de phosphore mesurées pour les traitements 200-P et 200-A ne se sont pas avérées significativement différentes de celles du témoin et sont demeurées inférieures à 0,04 mg/L, soit inférieures au critère de qualité de l'eau se jetant dans les lacs ou réservoirs (Gouvernement du Canada, 1987).

Certains impacts ont été relevés au niveau du potassium. Les parcelles amendées au printemps 1993 avec l'équivalent de 800 kg/ha d'azote disponible (traitement 800-P) montrent une augmentation significative de la teneur en potassium pour les échantillons d'eau récoltés entre les mois d'août et octobre 1993 (figure 28). Les effets sont encore perceptibles en 1994 mais on constate qu'ils ont eu tendance à régresser de façon appréciable (figure 29). Les concentrations maximales, qui avaient atteint entre 5 et 10 mg/L en 1993, sont ainsi retournées à des valeurs de l'ordre de 1 à 5 mg/L. Par ailleurs, de légers accroissements de la concentration en potassium de l'eau ont également été notés en 1993 et en 1994 pour les traitements comportant l'épandage au printemps ou à l'automne de 400 kg/ha d'azote disponible (traitements 400-P et 400-P). L'impact s'est avéré faible cependant et la majorité des données ne montrent aucune différence validée statistiquement.

Le calcium et le magnésium ont eu un comportement très similaire au cours des présents essais. De façon générale, on constate que les concentrations de ces deux éléments se sont accrues considérablement en 1993 et en 1994 après que les parcelles eurent été



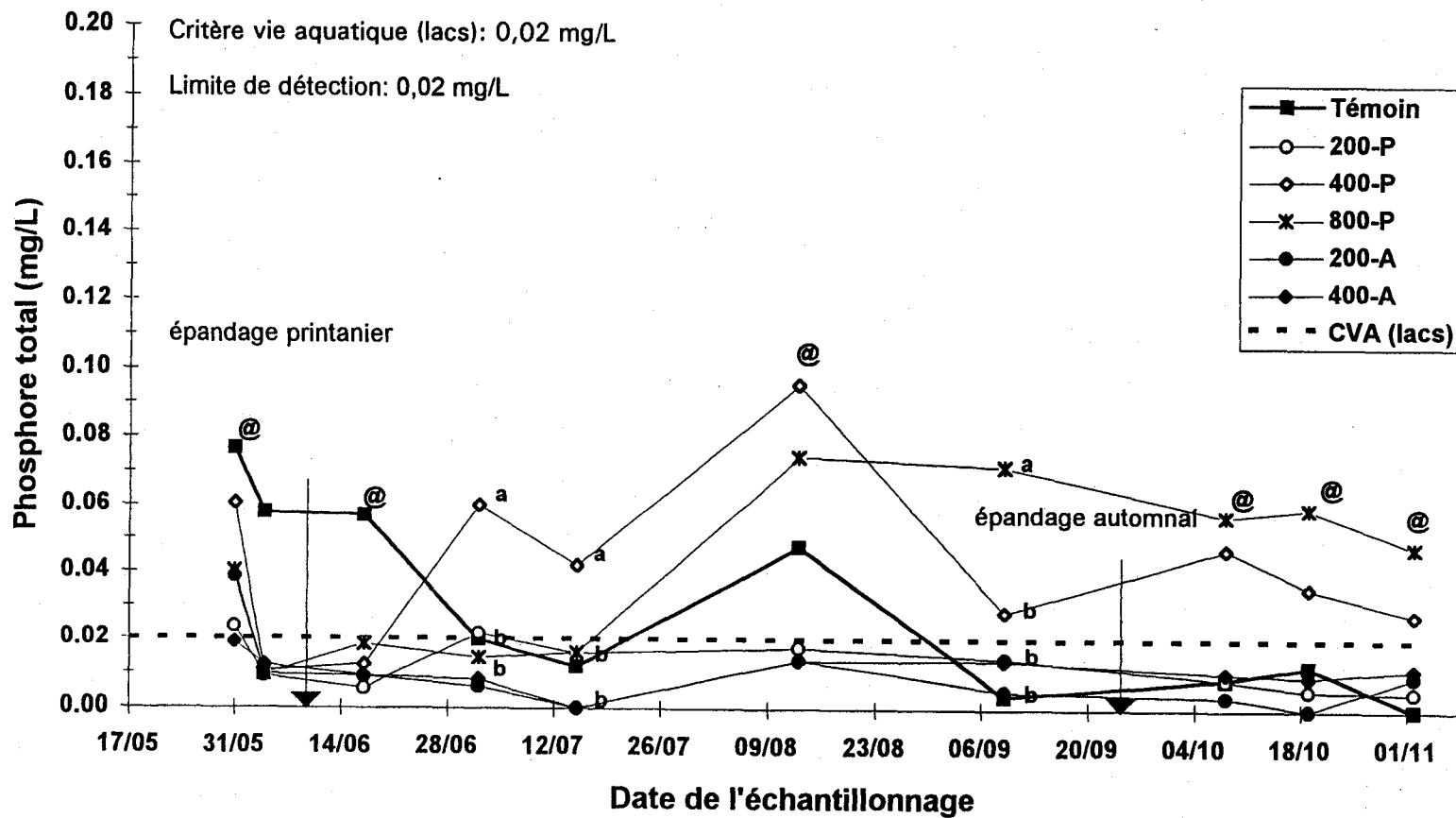


Figure 26

Évolution de la teneur en phosphore total de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1993

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

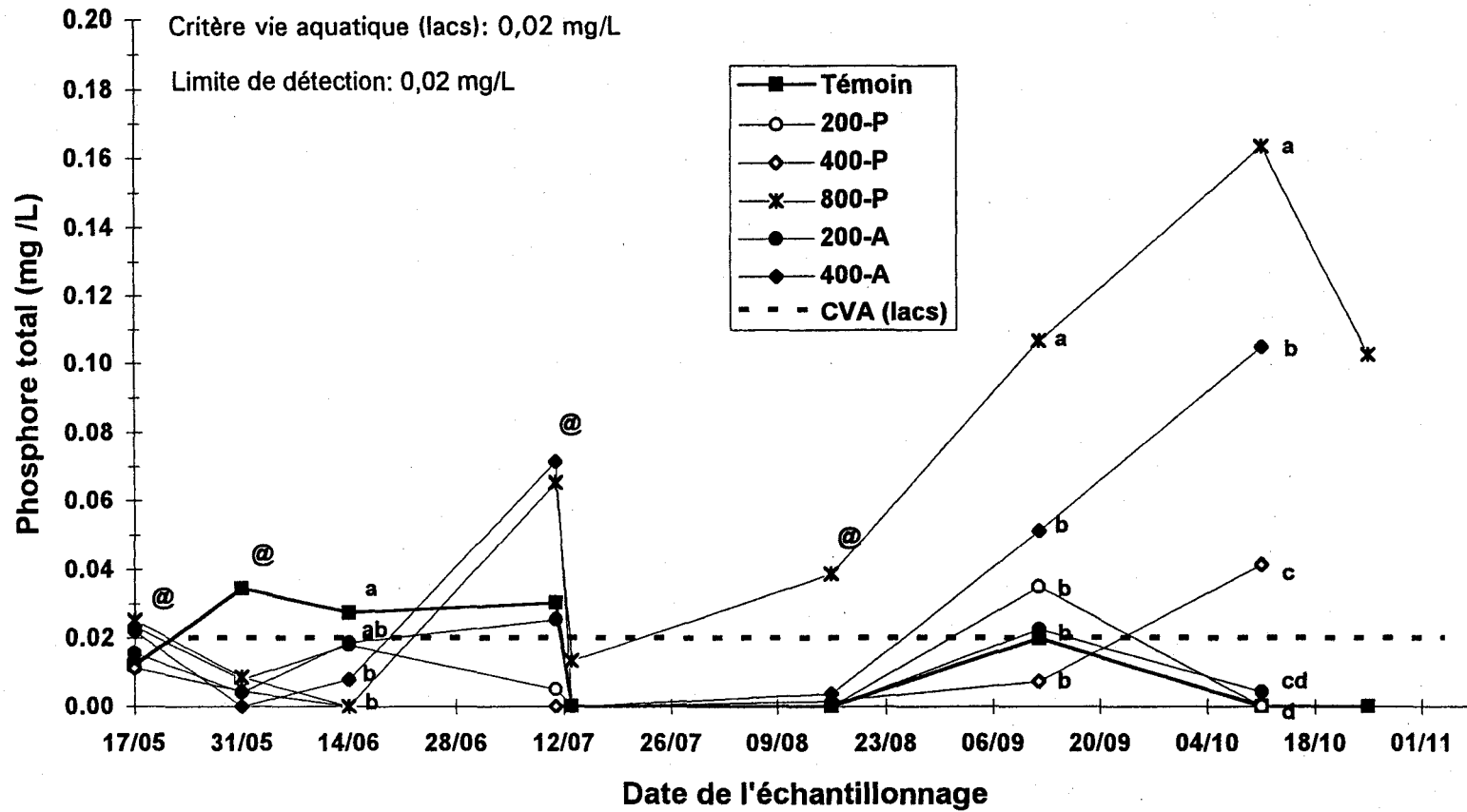


Figure 27 Évolution de la teneur en phosphore total de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1994

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

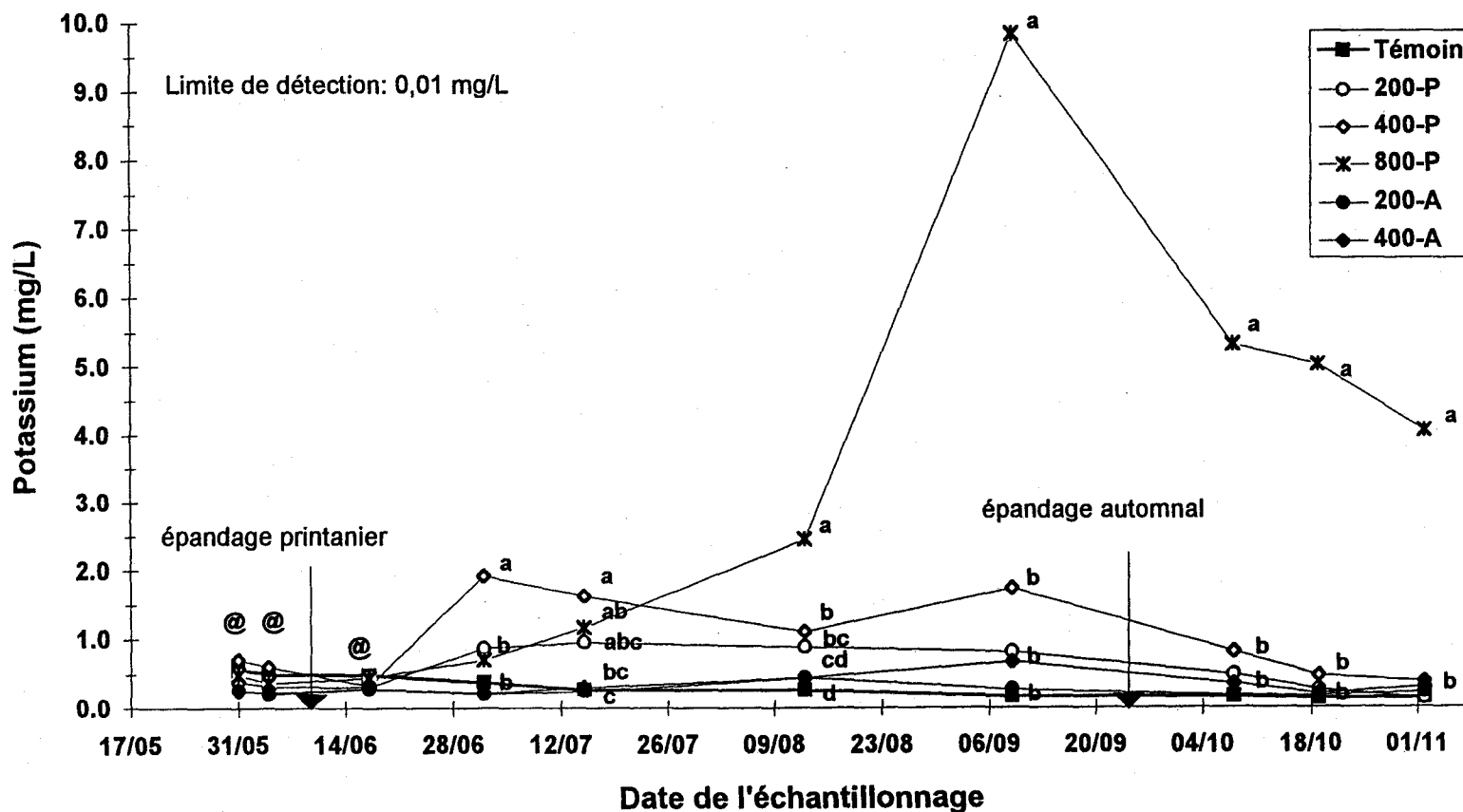


Figure 28 Évolution de la teneur en potassium de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1993. Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible. La lettre qui suit le chiffre précise s'il s'agit d'une application au printemps ('P') ou à l'automne ('A'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques.

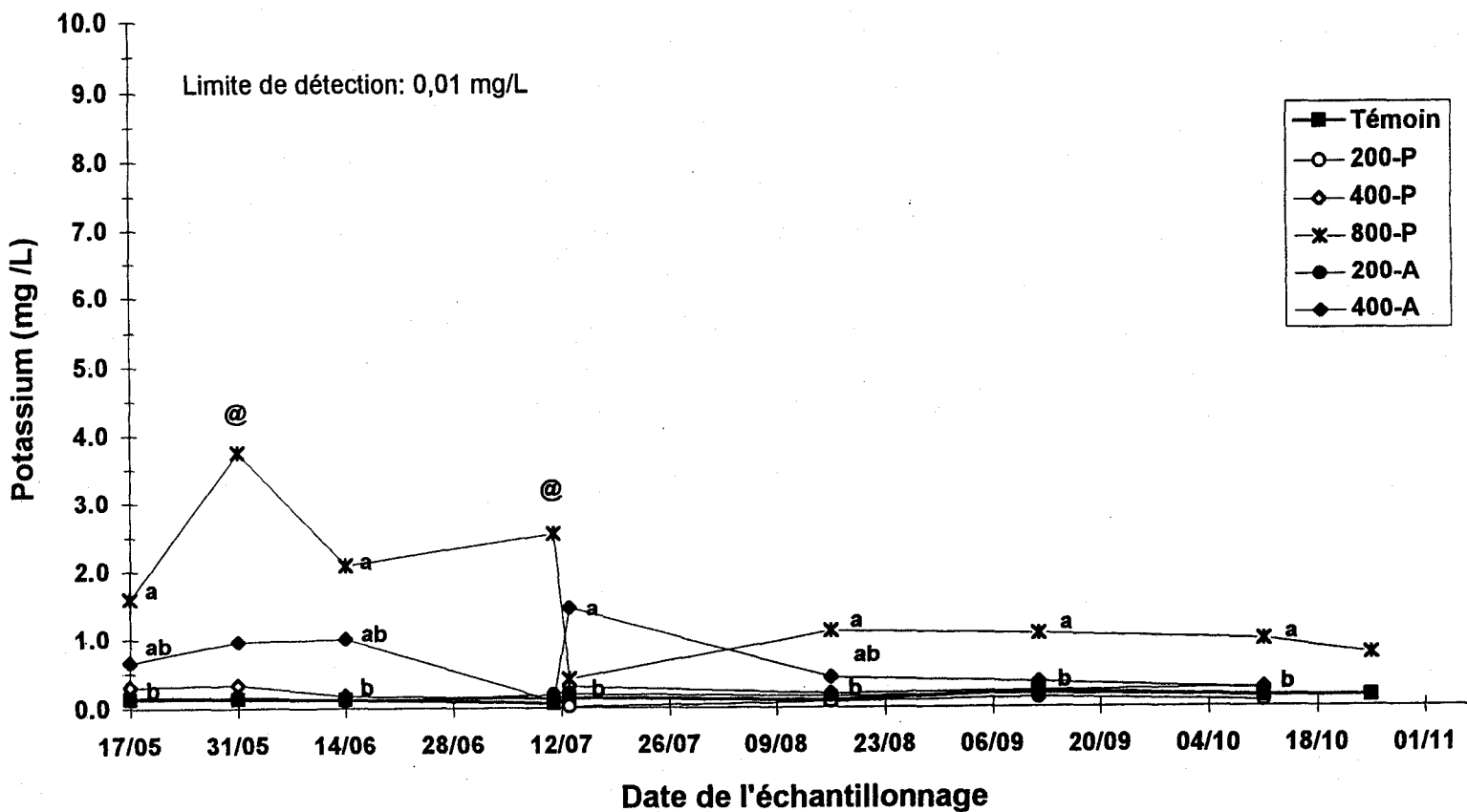


Figure 29

Évolution de la teneur en potassium de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1994

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques.

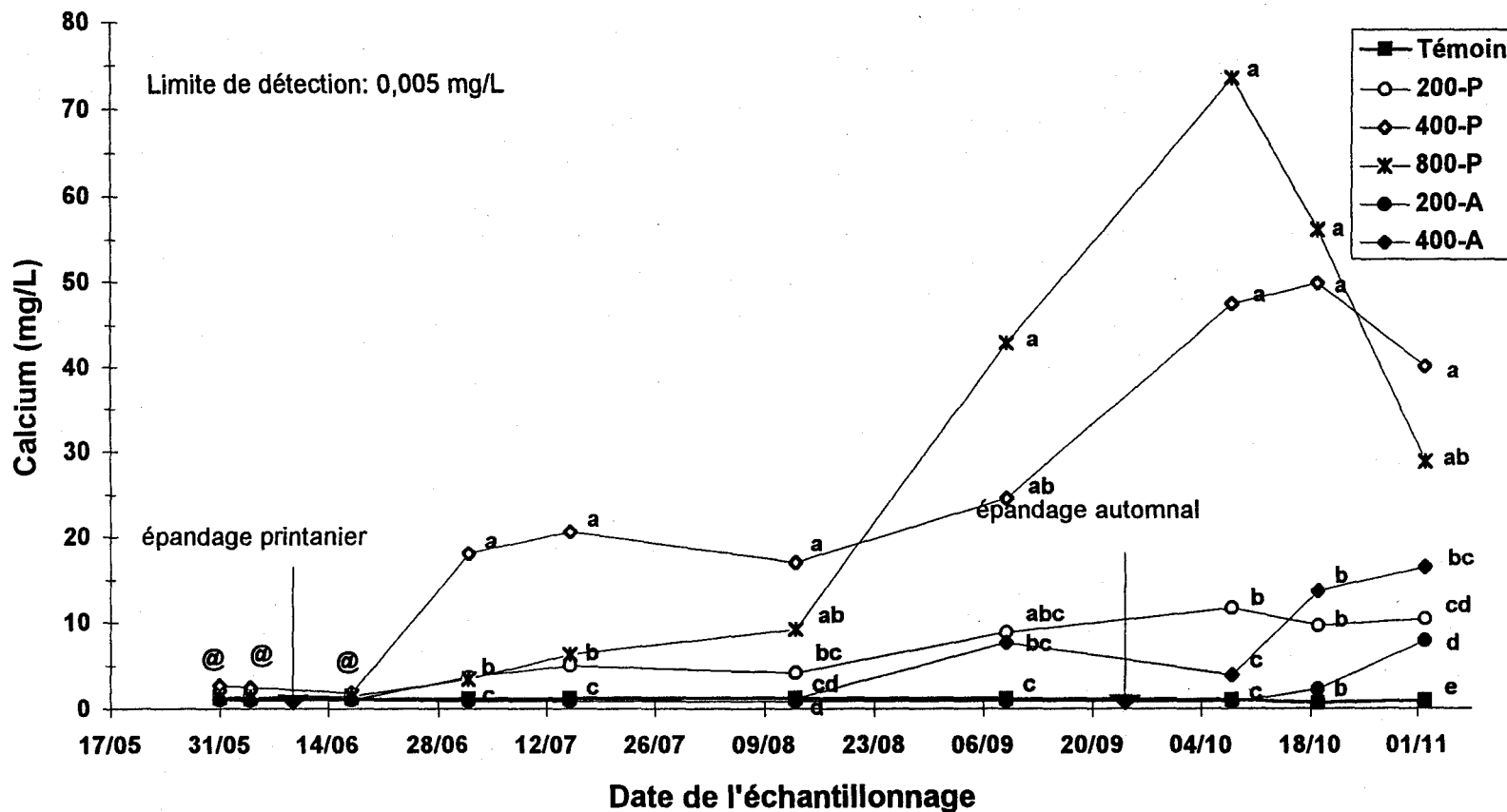


Figure 30

Évolution de la teneur en calcium de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1993

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques.

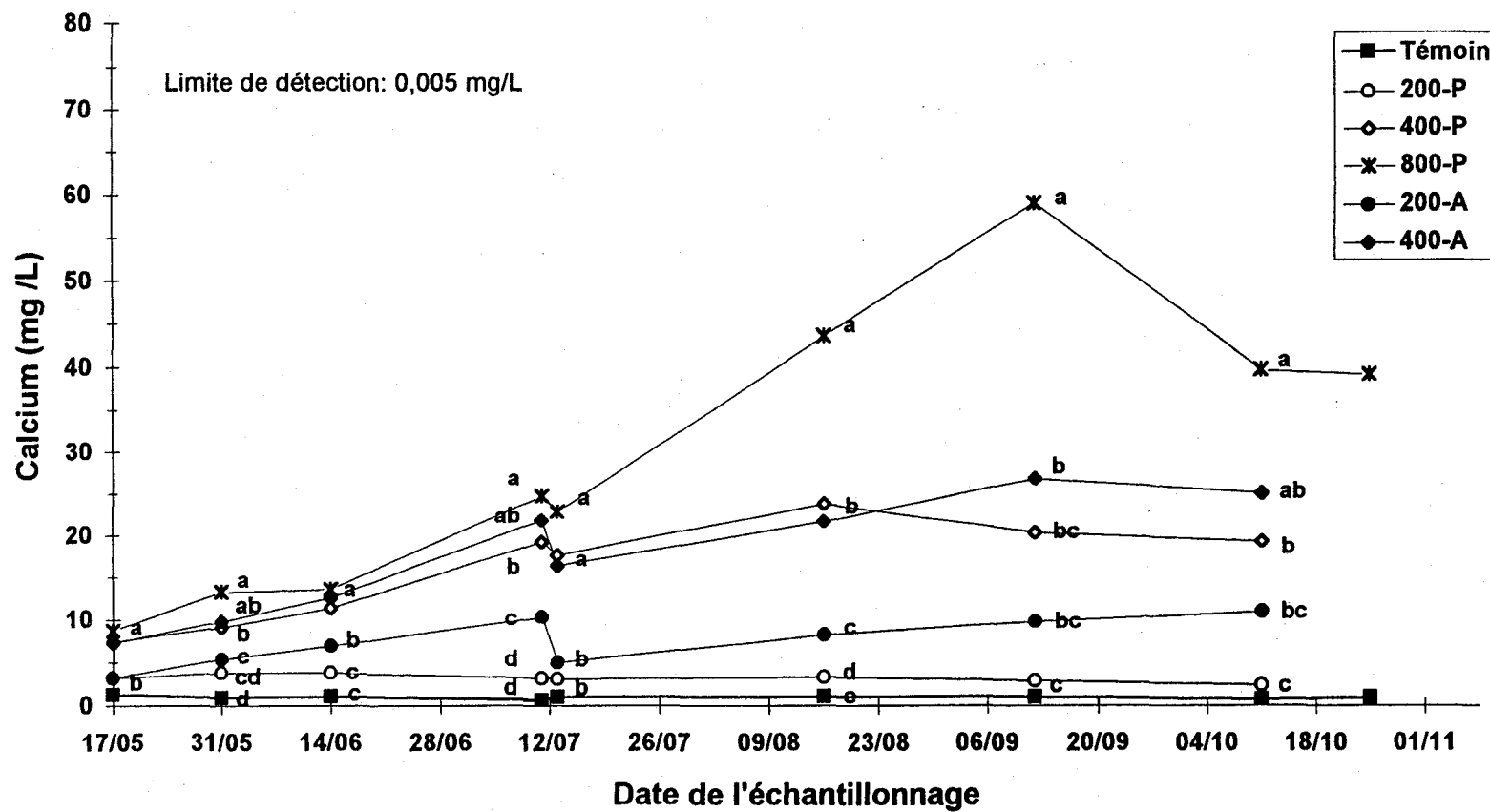


Figure 31

Évolution de la teneur en calcium de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1994

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques.

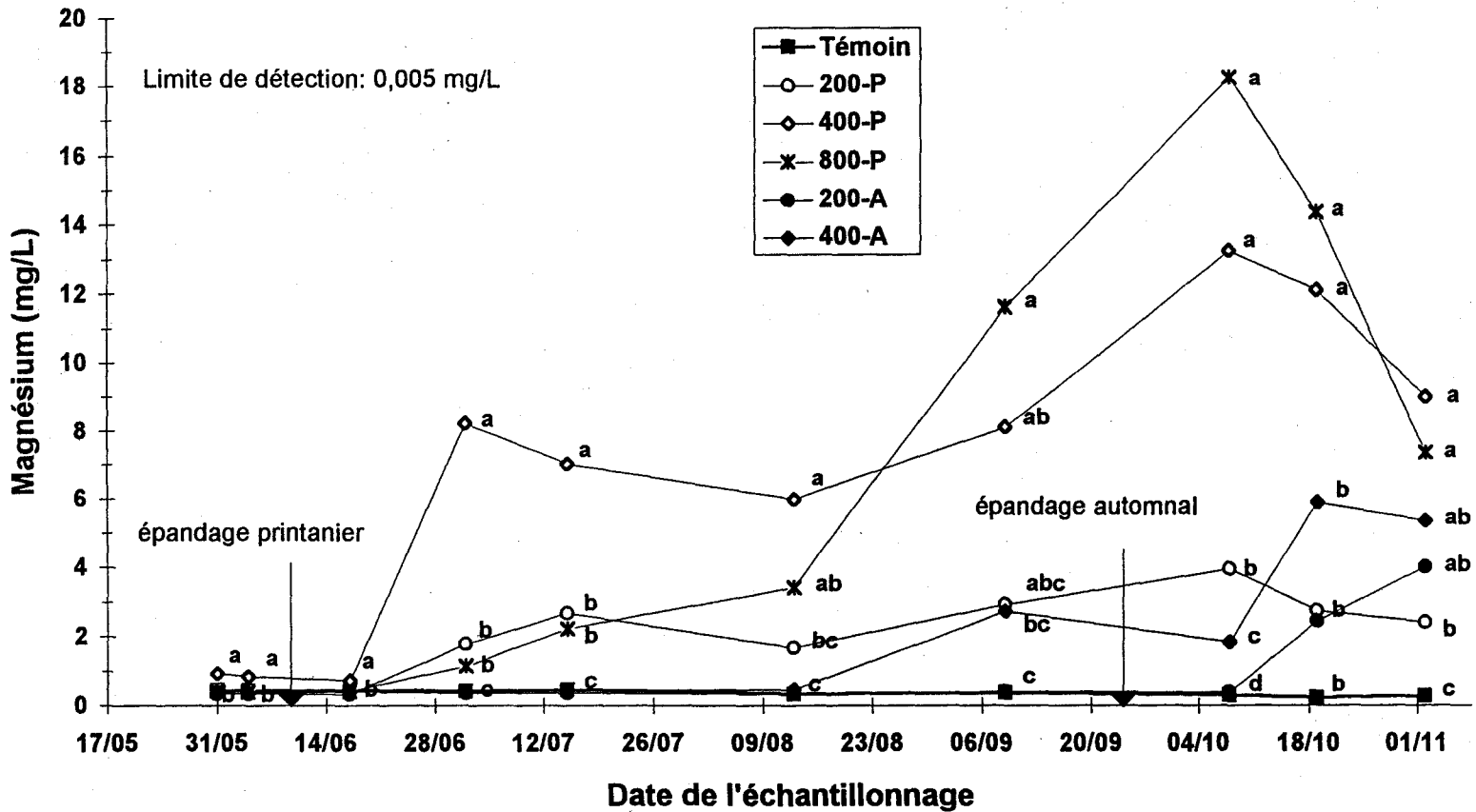


Figure 32

Évolution de la teneur en magnésium de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1993

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques.

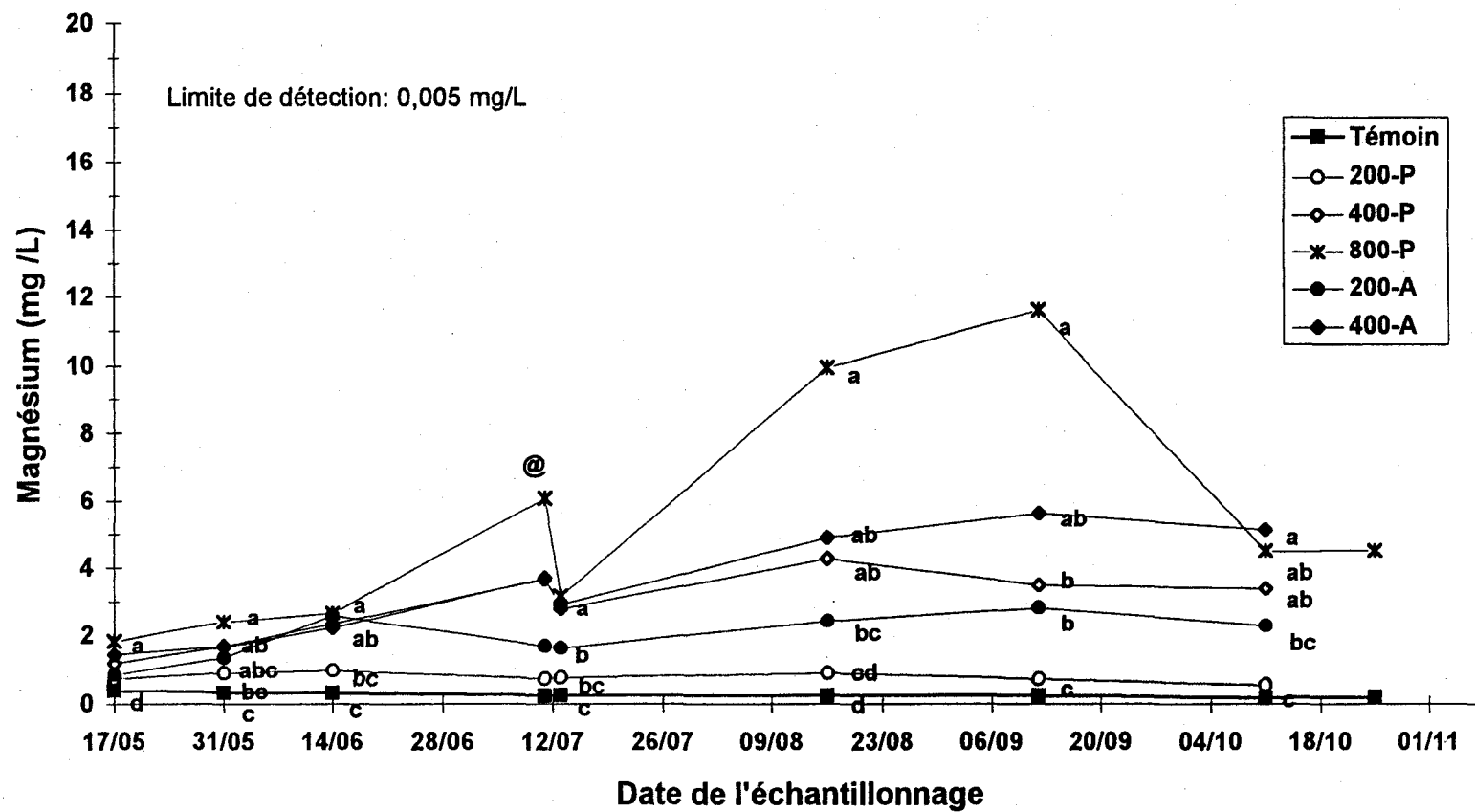


Figure 33

Évolution de la teneur en magnésium de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1994

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques.



amendées avec des doses de boues de 200, 400 et 800 kg/ha d'azote disponible. Les données recueillies jusqu'au début d'août 1993 montrent que le traitement 400-P a contribué le plus à enrichir l'eau du sol en calcium et en magnésium (figures 30 et 32). Des valeurs maximales de l'ordre de 20 mg/L Ca et 8 mg/L Mg ont ainsi été observées entre la date des épandages et le début du mois d'août 1993. À partir de la fin août 1993, les concentrations en calcium et en magnésium de l'eau des parcelles 800-P ont rattrapé celles du traitement 400-P et les teneurs ont alors atteint 50 à 70 mg/L Ca et 14 à 19 mg/L Mg. La plus grande rétention de l'eau par l'épaisse couche de boues du traitement 800-P et/ou la minéralisation plus lente de ces dernières pourraient expliquer les valeurs plus faibles observées dans ces parcelles en début de saison 1993. Les traitements 200-P, 200-A et 400-A ont également favorisé un faible enrichissement de l'eau en calcium et en magnésium pendant la saison 1993. Quelques différences significatives avec le témoin sont en effet observées (figures 30 et 32). Les valeurs maximales mesurées sont toutefois généralement beaucoup moins importantes que celles des traitements 400-P et 800-P et elles n'ont jamais dépassé 20 mg/L pour le calcium et 7 mg/L pour le magnésium. Les résultats obtenus en 1994 (figures 31 et 33) montrent par ailleurs que les effets se sont maintenus et, bien que comportant une amplitude légèrement plus faible, ils ont persisté jusqu'à la fin de la saison. De façon générale, on observe une corrélation étroite entre les concentrations mesurées et les quantités de boues épandues. Le traitement 800-P a conduit aux valeurs les plus élevées. Selon les figures 31 et 33, les concentrations maximales en calcium et en magnésium ont atteint près de 50 mg/L Ca et 10 mg/L Mg en 1994.

Les résultats obtenus au niveau de l'eau de percolation tendent à appuyer les observations qui ont été effectuées au niveau du sol. L'analyse des éléments assimilables dans le sol a en effet montré un accroissement de la disponibilité du phosphore, du potassium et du calcium à la suite de l'épandage de doses élevées de boues (cf. section 3.2.1.1.4). Aucun impact sur la disponibilité du magnésium n'a cependant été décelé. Dans l'ensemble, on constate ainsi qu'il existe une relation assez étroite entre la disponibilité des éléments nutritifs dans le sol et leur niveau de concentration dans l'eau du sol.

Les informations recueillies en érablière démontrent que la valorisation des boues favorise la migration du phosphore, du potassium, du calcium et du magnésium dans l'eau du sol. Plusieurs études similaires à la présente et rapportées dans la section 1.2.5.1 ont également mis en évidence un tel phénomène. L'augmentation des concentrations de ces éléments peut être reliée directement à la charge apportée par les boues. D'autres facteurs peuvent cependant expliquer également l'enrichissement observé. Dans le cas du phosphore, le développement de conditions anaérobies sous la couche de boues peut réduire sa fixation par les oxydes de fer dans le sol (Riekerk et Zasoski, 1979). Une moins grande rétention du phosphore pourrait ainsi conduire à une augmentation de sa solubilité dans l'eau du sol. Par ailleurs, certains auteurs (Corey *et al.*, 1986; Medalie *et al.*, 1994) ont également observé une migration verticale du potassium, du calcium et du magnésium lorsqu'il y avait un lessivage de quantités importantes de nitrates. Le lessivage des cations tels que  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{+}$ ,  $\text{K}^{+}$ , et  $\text{NH}_4^{+}$  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  $\text{H}^{+}$  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.

La présence de quantités accrues de phosphore dans l'eau du sol peut représenter certains risques environnementaux car cet élément peut favoriser l'eutrophisation des cours d'eau. Cependant, les horizons B podzoliques ont une forte capacité de fixation du phosphore (Camiré, 1992). Dans la présente étude, la dose de 200 kg/ha N disponible n'a pas comporté de risques de contamination de l'eau de percolation. Les résultats obtenus au niveau de l'érablière tendent à démontrer que des doses de boues égales ou supérieures à 400 kg/ha d'azote disponible peuvent enrichir la solution du sol en phosphore. Les concentrations maximales mesurées sont cependant relativement peu importantes. Cette étude s'ajoute à d'autres (Medalie et al., 1994; Wells et al., 1986) qui 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.

Peu d'attention est habituellement portée à la présence accrue, de potassium, de calcium et de magnésium dans l'eau de percolation. Il semble en effet que l'enrichissement de l'eau du sol par ces éléments comporte peu de risques environnementaux (cf. section 1.2.5.1). La libération de quantités appréciables de ceux-ci dans le sol et sa solution peut toutefois influencer la nutrition minérale des espèces végétales. Ce dernier aspect a été étudié dans le cadre du présent projet et les résultats obtenus sont présentés à la section 3.2.1.4.3.

### **3.2.1.3.5 Aluminium et fer**

Les teneurs en aluminium et en fer, mesurées à plusieurs reprises dans l'eau de percolation pendant les saisons 1993 et 1994, sont présentées aux figures 34 et 37.

Les concentrations naturelles de l'eau en aluminium et en fer, mesurées dans les parcelles témoins, se sont maintenues très près des limites de détection et elles ont varié respectivement entre 0,03 et 0,43 mg/L Al et entre <0,01 et 0,07 mg/L Fe. Au Québec, le MENVIQ (1990) recommande que les concentrations en aluminium et en fer de l'eau destinée à l'approvisionnement en eau potable ne dépasse 0,2 mg/L et 0,05 mg/L respectivement. On constate ainsi que l'eau de percolation de l'érablière comporte des concentrations d'aluminium et de fer supérieures à ce qui devrait être retrouvé dans les eaux souterraines.

Selon les figures 34 et 35, on constate que l'application de doses croissantes de boues a conduit à un accroissement très significatif de l'aluminium dans l'eau du sol pendant les saisons 1993 et 1994. Les impacts les plus appréciables ont été obtenus à partir du mois de septembre 1993 et ils se sont poursuivis durant toute la deuxième campagne d'échantillonnage. Plusieurs concentrations ont ainsi atteint entre 30 et 50 mg/L avec le traitement extrême 800-P. Dans le cas des traitements comportant des applications

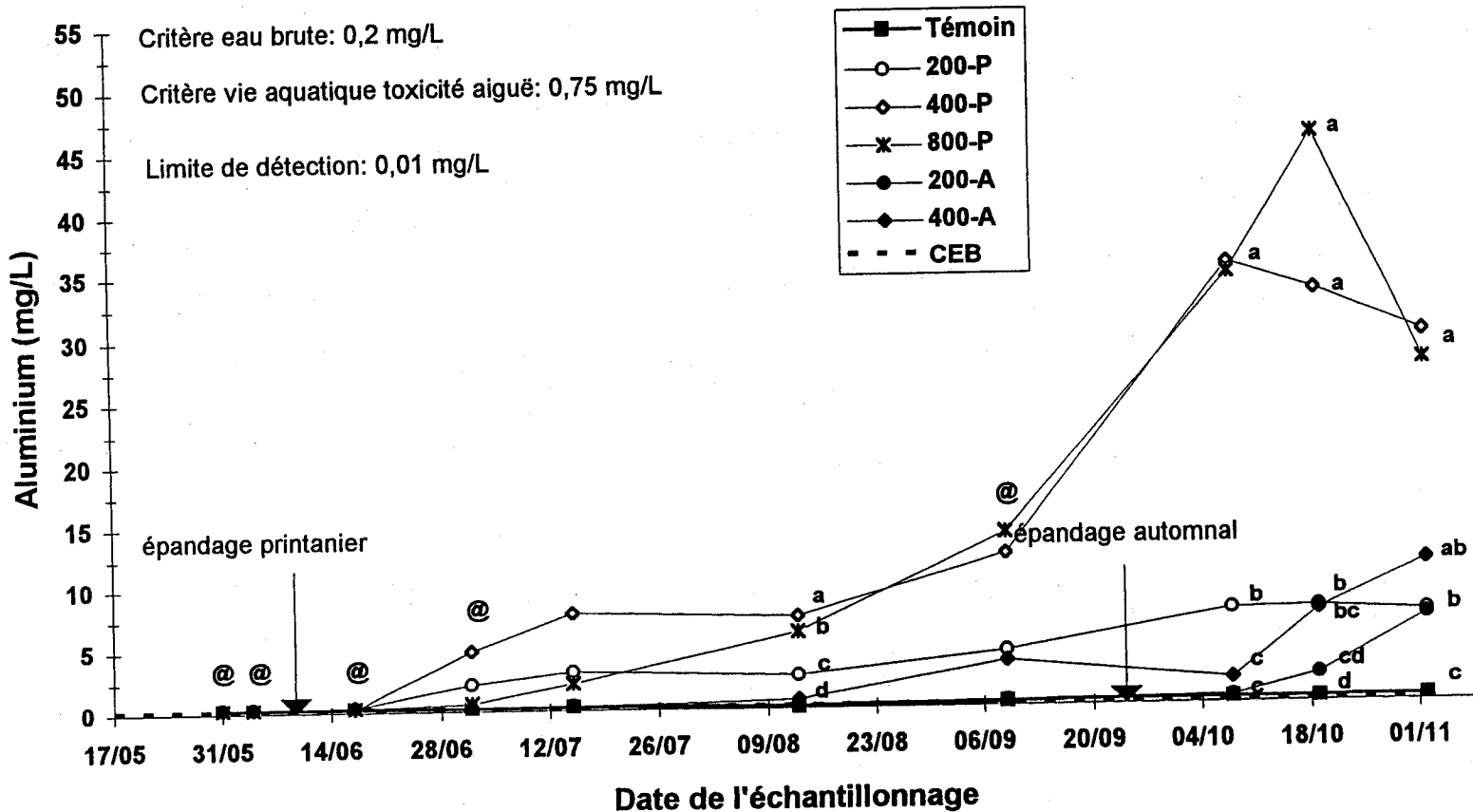


Figure 34

Évolution de la teneur en aluminium de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1993  
 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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

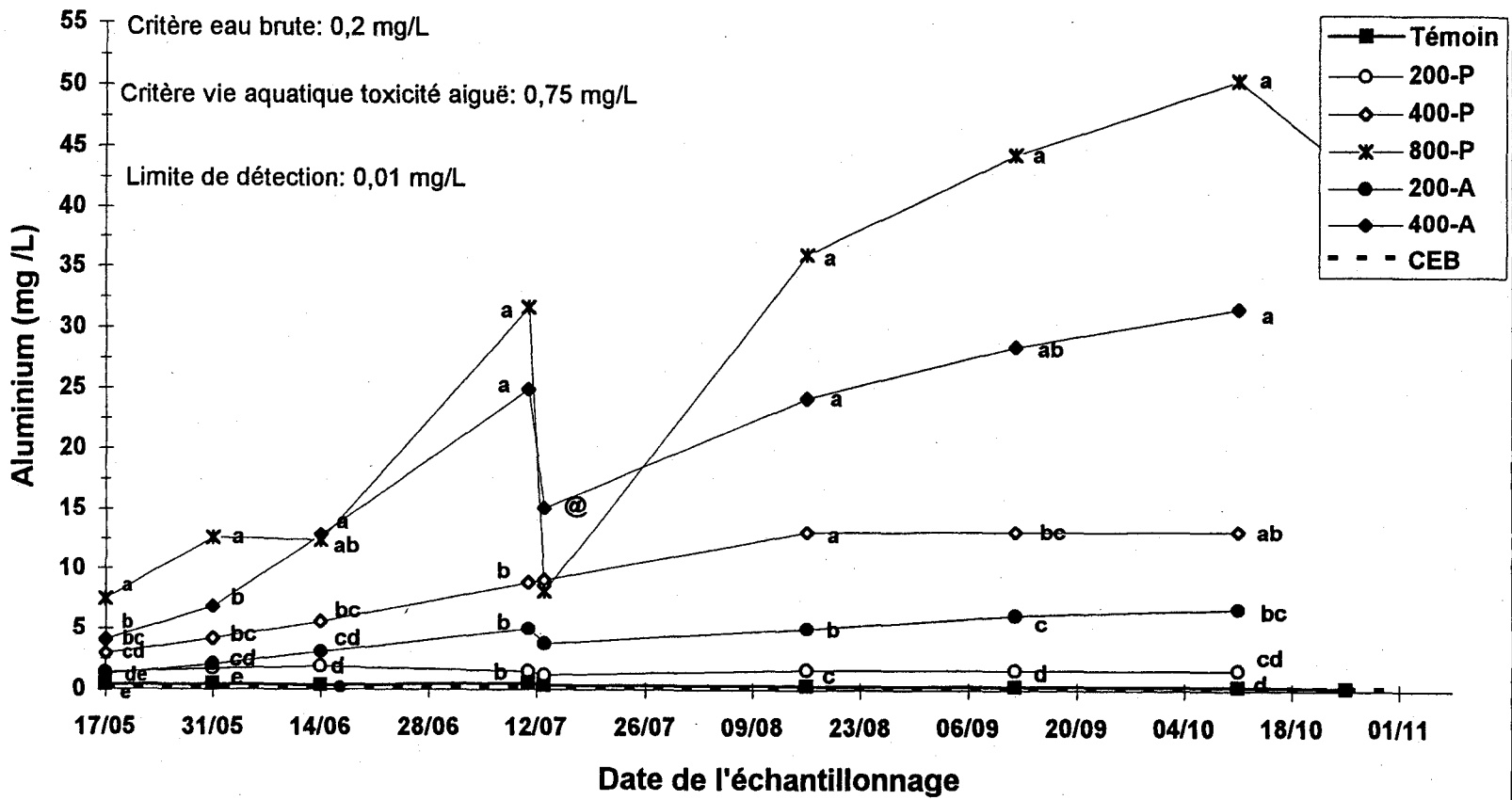


Figure 35 Évolution de la teneur en aluminium de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1994  
 Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible. La lettre qui suit le chiffre précise s'il s'agit d'une application au printemps ('P') ou à l'automne ('A'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

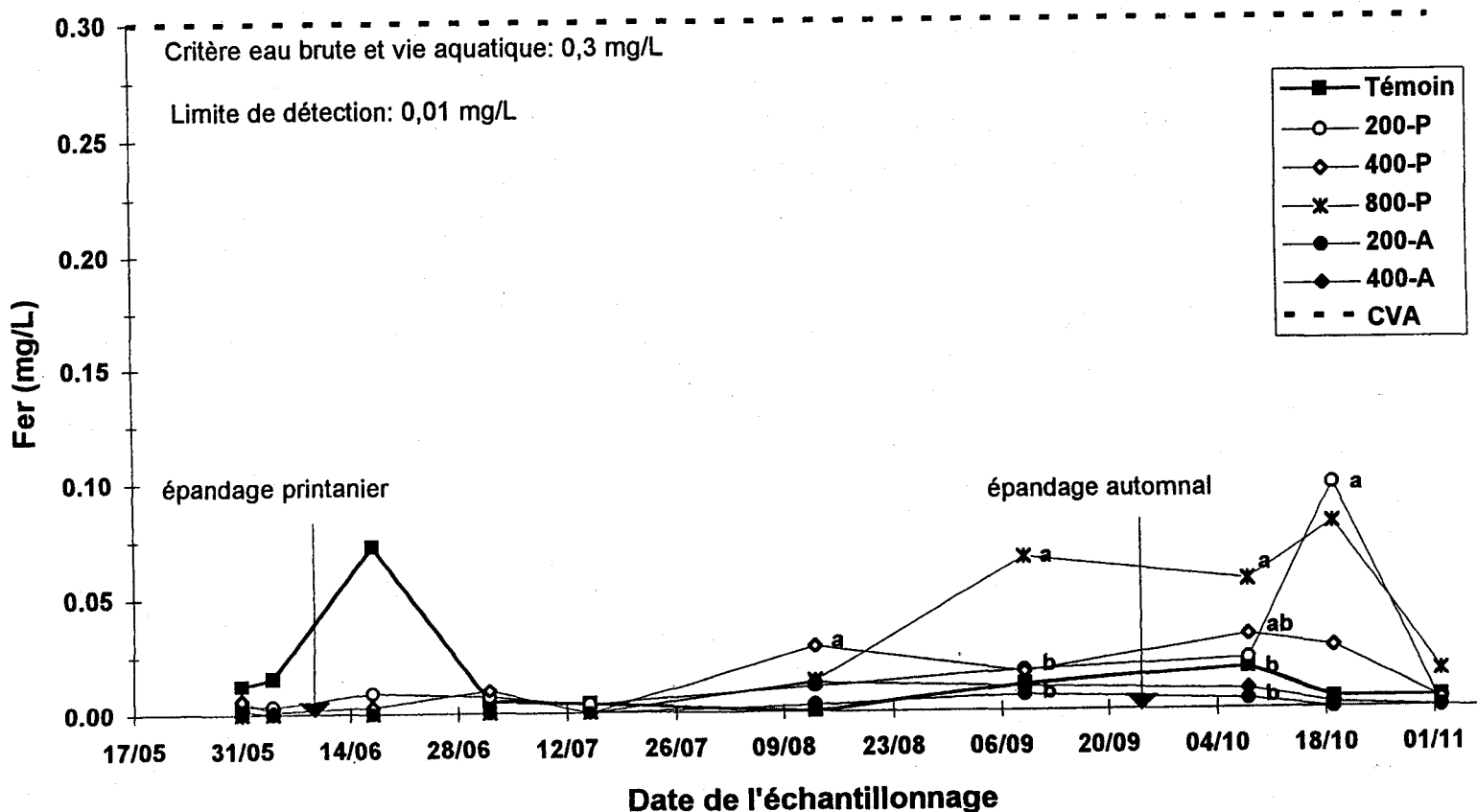


Figure 36

Évolution de la teneur en fer de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1993

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

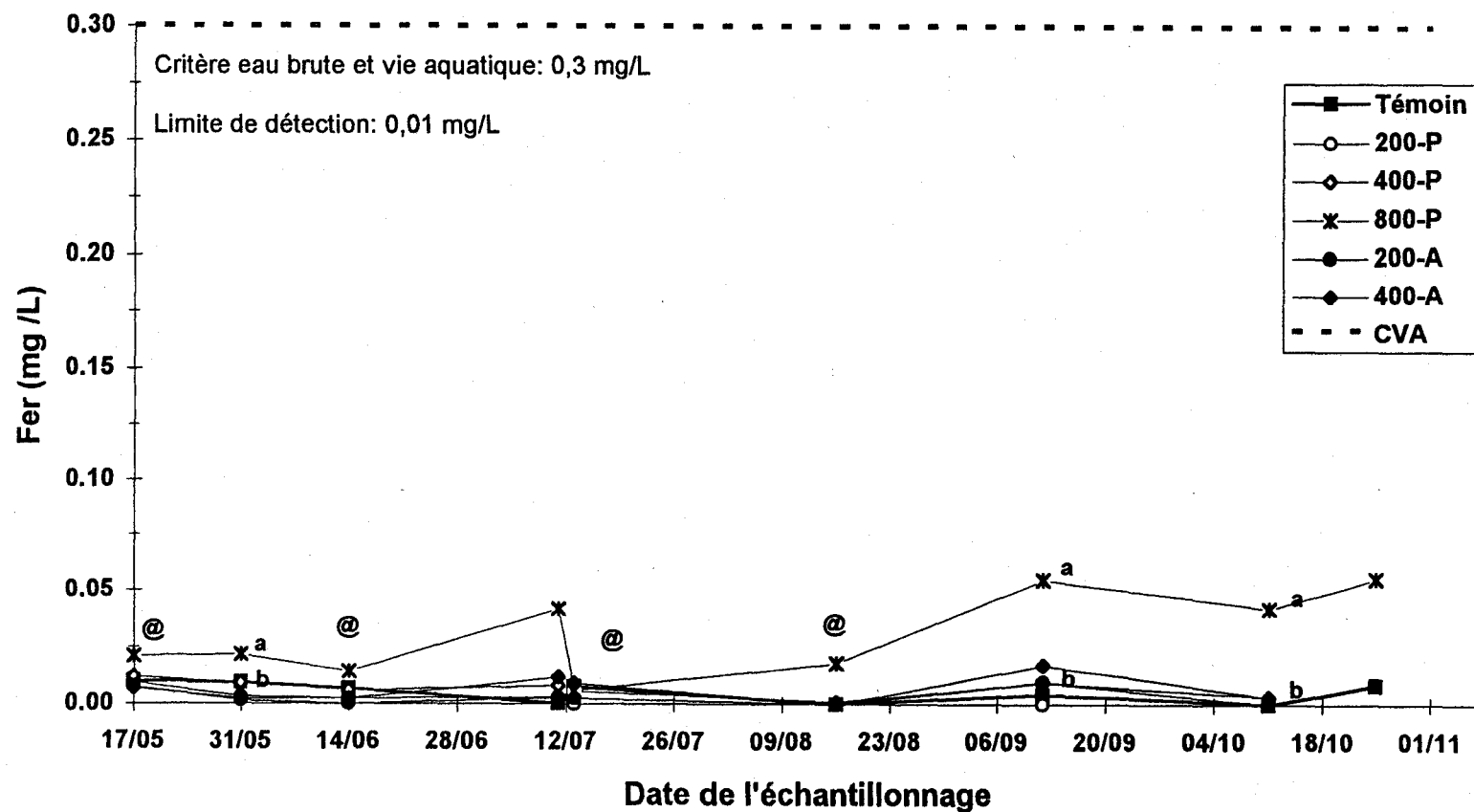


Figure 37

Évolution de la teneur en fer de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1994

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

printanières et automnales de 200 et 400 kg/ha en 1993 (traitements 200-P, 200-A, 400-P et 400-A), on constate que les effets ont différé en fonction de la date d'épandage. Ainsi, on observe que les valeurs maximales des parcelles traitées au printemps ont été atteintes à l'automne 1993 alors que celles des traitements 200-A et 400-A ont été mesurées au cours de la saison 1994. De façon générale, les concentrations en aluminium les plus élevées ont atteint entre 10 et 35 mg/L pour les parcelles soumises à des épandages de boues correspondant à 400 kg/ha d'azote disponible et entre 2 et 8 mg/L pour les traitements 200-P et 200-A. La valorisation des boues a donc fait en sorte que les teneurs en aluminium de l'eau de percolation ont pratiquement toutes dépassé le critère de qualité de l'eau brute, établi à 0,2 mg/L, de même que le critère de qualité de l'eau pour la vie aquatique en terme de toxicité aiguë, soit 0,75 mg/L.

La valorisation des boues a eu relativement peu d'influence au niveau de la migration du fer dans l'eau. Les figures 36 et 37 révèlent en effet que seules quelques valeurs observées avec le traitement 800-P en 1993 et en 1994 comportent des différences statistiques avec celles du témoin et des autres traitements. L'enrichissement observé est faible cependant puisque toutes les concentrations en fer de l'eau recueillie dans le traitement 800-P sont demeurées inférieures à 0,10 mg/L.

Il existe peu de recherches qui ont permis d'étudier le potentiel de migration de l'aluminium et du fer dans l'eau de percolation à la suite de l'application des boues (cf. section 1.2.5.2). Les travaux de Wells *et al.* (1986), réalisés dans une plantation de pin, apportent cependant certaines informations. Avec des applications de boues correspondant à 400 et 800 kg/ha d'azote total (environ 200 et 400 kg/ha d'azote disponible), ces auteurs rapportent n'avoir observé aucune augmentation des concentrations en aluminium et en fer dans les eaux récoltées à des profondeurs de 0,5 et 1,0 m. Les résultats obtenus dans le cadre de présentes recherches montrent également aucun enrichissement appréciable de l'eau de percolation en fer. Dans le cas de l'aluminium toutefois, les informations recueillies vont à l'encontre de celles de Wells *et al.* (1986) et indiquent assez clairement que les boues favorisent une augmentation importante de l'aluminium dans l'eau de percolation à 30 cm de profondeur.

L'analyse du sol n'a pas permis de mettre en évidence un accroissement de la disponibilité de l'aluminium (cf. section 3.2.1.1.4). Ainsi, il ne semble pas exister de relation entre l'aluminium disponible du sol, extrait selon la méthode Mehlich III, et les concentrations retrouvées dans l'eau de percolation.

La migration de fortes quantités d'aluminium dans l'eau de percolation peut être attribuable à la charge découlant directement de l'application des boues. Ces dernières sont en effet très riches en aluminium (cf. section 3.1). Toutefois, d'autres hypothèses pourraient expliquer le phénomène. Le déplacement de l'aluminium échangeable (un cation) par l'ammonium pourrait être en cause. La modification des conditions d'oxydo-réduction à la suite de l'application d'une couche de boues en surface ainsi que le pH du sol pourrait par ailleurs être également impliqués. Dans ce dernier cas, la solubilité de l'aluminium augmente rapidement à un pH inférieur à 4,5. La valorisation de boues sur des sols fortement acides risque ainsi d'accroître le lessivage de l'aluminium.

La migration d'aluminium dans l'eau de percolation est préoccupante. Une solubilisation accrue de cet élément pourrait en effet comporter des risques, non seulement pour la végétation, mais aussi pour les écosystèmes aquatiques adjacents aux zones traitées. Dans les cours d'eau et les lacs, des concentrations d'Al supérieures 0,75 mg/L peuvent contribuer à une mortalité chez les organismes aquatiques (MENVIQ, 1990). De trop grandes concentrations en aluminium, notamment de 4 à 6 mg/L chez certaines espèces végétales, peuvent induire des effets toxiques. L'érable à sucre est considéré comme une espèce modérément sensible à l'aluminium (Cronan *et al.*, 1989). L'influence de la valorisation des boues sur la composition chimique des tissus foliaires de quelques végétaux a été étudiée dans le cadre du présent projet. Les résultats obtenus (cf. section 3.2.1.4.2) permettent ainsi de préciser un peu plus le niveau de risque associé à la présence d'aluminium dans l'eau du sol.

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 dépôts acides et un sol avec un faible pouvoir d'adsorption des sulfates; dans des sites forestiers où les calcium, magnésium ou 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 organique 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. Un accroissement de l'acidité (H<sup>+</sup> 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. Une quantité maximale d'Al dans les boues devrait être établie. 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 d'interdire l'épandage de boues sur des sols fortement acides dont les concentrations d'aluminium en solution avant les épandages ont atteint des concentrations critiques.

### **3.2.1.3.6 Cadmium, cuivre, manganèse, plomb et zinc**

Les figures 38 à 45 présentent l'évolution des concentrations en cadmium, en cuivre, en manganèse et en zinc des échantillons d'eau récoltés en 1993 et en 1994. Le plomb a été analysé seulement dans l'eau provenant des parcelles témoins et amendées avec une dose de boues de 800 kg/ha d'azote disponible (traitement 800-P). Les résultats obtenus apparaissent au tableau 73A.

Les concentrations en métaux de l'eau recueillie dans les parcelles témoins sont demeurées très faibles pendant les deux saisons d'échantillonnage. Elles se sont maintenues inférieures aux limites de détection dans le cas du cadmium ( $<3 \mu\text{g/L}$ ), du cuivre ( $0,01 \text{ mg/L}$ ) et du plomb ( $<1 \mu\text{g/L}$ ). Les teneurs naturelles de l'eau en manganèse et en zinc ont par ailleurs varié entre  $0,02$  et  $0,18 \text{ mg/L}$  et entre  $<0,005$  et  $0,04 \text{ mg/L}$  respectivement. Lorsque l'on compare les étendues de concentration des métaux dans l'eau des parcelles témoins avec les indices de qualité de l'eau brute en vigueur au Québec (MENVIQ, 1990), on constate que seul le manganèse dépasse légèrement le critère. Tous les autres métaux comportent des teneurs naturelles se situant sous les limites. Les concentrations naturelles respectent, en général, aussi les critères de toxicité aiguë pour la vie aquatique (cf. tableau 28).

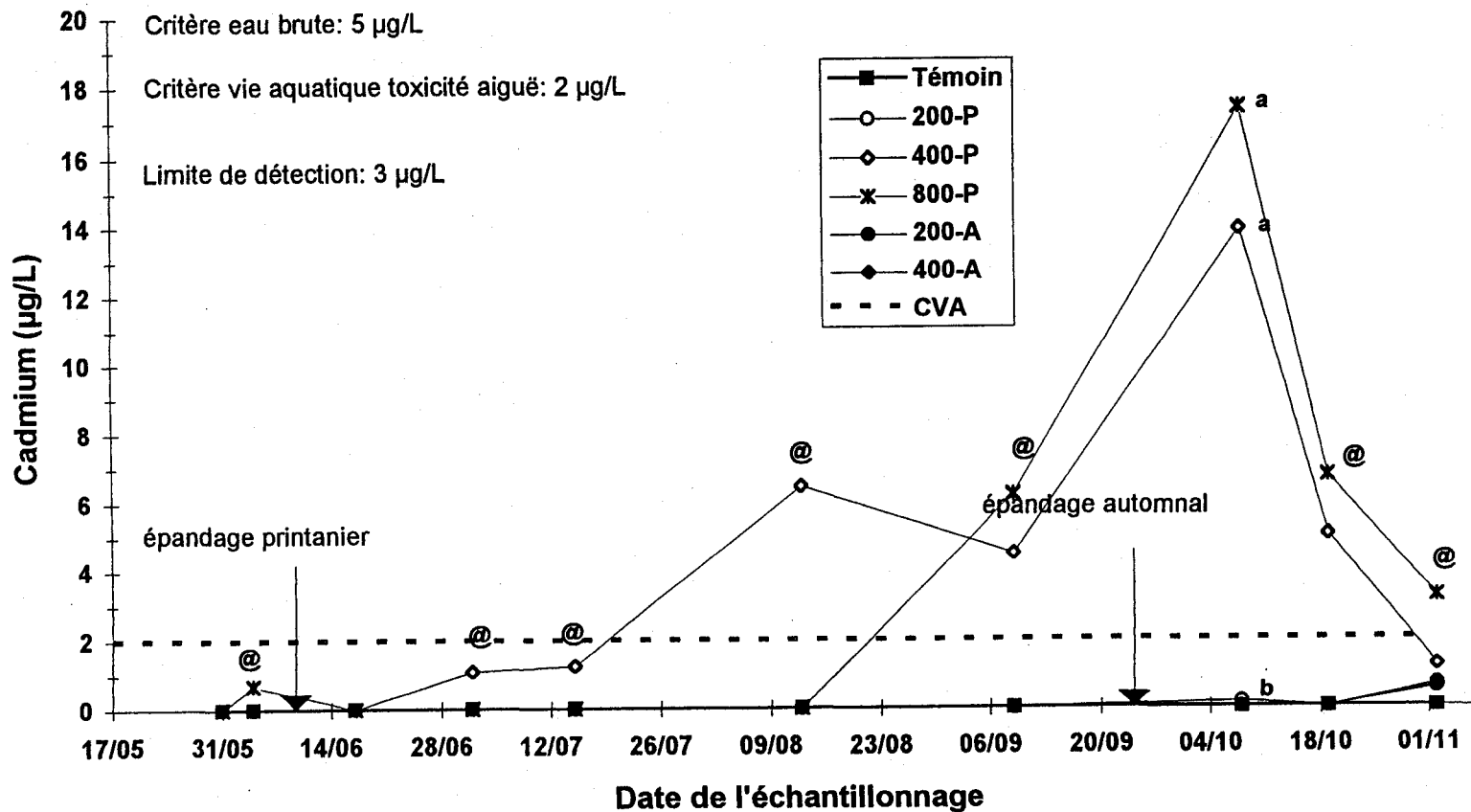
L'analyse du cadmium dans les échantillons recueillis en 1993 montre que les épandages de boues au printemps, à des taux d'applications correspondants à  $400$  et  $800 \text{ kg/ha}$  d'azote disponible (traitements 400-P et 800-P), ont favorisé un accroissement de sa concentration dans l'eau du sol (figure 38). Les tests statistiques révèlent en effet des écarts significatifs entre ces deux traitements et le témoin lors de l'échantillonnage du 8 octobre 1993. Les valeurs maximales ont alors atteint  $13 \mu\text{g/L}$  pour le traitement 400-P et  $18 \mu\text{g/L}$  pour les parcelles ayant reçu une dose équivalente à  $800 \text{ kg/ha}$  d'azote disponible, ce qui dépasse, de près de 3 fois, l'indice recommandé pour l'eau brute ( $5 \mu\text{g/L}$ ). Malgré que les analyses statistiques n'aient pas permis de déceler d'autres différences statistiques en 1993, on constate que les courbes des traitements 400-P et 800-P se sont maintenues plus élevées à partir des mois de juillet et d'août respectivement. Le décalage entre les traitements, rapporté également au niveau du calcium et du magnésium, pourrait être attribuable à la plus grande rétention de l'eau par l'épaisse couche de boues du traitement 800-P et/ou à la minéralisation plus lente de ces dernières. Aucun impact particulier n'a été observé au niveau des traitements 200-P, 200-A et 400-A en 1993. Selon la figure 38, on constate par ailleurs que l'amplitude des courbes 400-P et 800-P a diminué graduellement vers la fin de la saison 1993 et la reprise du suivi en 1994 (figure 39) montre que les effets observés en 1993 se sont atténués pendant la deuxième saison. Ainsi, les concentrations en cadmium de l'eau n'ont jamais dépassé  $7 \mu\text{g/L}$  en 1994. De façon générale, on remarque cependant que les valeurs les plus élevées ont été obtenues avec l'application de boues à des taux de  $400 \text{ kg/ha}$  d'azote disponible et plus (traitements 400-

P, 800-P et 400-A). En outre, on note une concentration significativement plus élevée (6 µg/L) que l'ensemble des autres traitements lors de l'échantillonnage du 11 octobre 1994. Par conséquent, les données recueillies en 1994 suggèrent que les épandages de boues à des doses supérieures ou égales à 400 kg/ha d'azote disponible au printemps et à l'automne 1993 ont continué à favoriser une faible migration du cadmium dans l'eau de percolation.

Les concentrations maximales en cadmium observées dans l'eau de percolation à 30 cm de profondeur dans l'érablière sont plus élevées que celles qui ont été relevées dans le cadre d'autres travaux similaires (cf. section 1.2.5.2). Sidle et Kardos (1977) notamment, ont mesuré des valeurs maximales atteignant près de 5 µg/L dans des échantillons d'eau récoltés à 15 cm de profondeur dans un sol d'une forêt mixte amendé avec une dose de boues de 3000 kg/ha d'azote total (environ 1500 kg/ha d'azote disponible). Lors des présents essais, des teneurs en cadmium respectives de 13 et 18 µg/L ont été observées vers la fin de la première saison de croissance avec des taux d'application respectifs de 400 et 800 kg/ha d'azote disponible. Les boues de l'étude de Sidle et Kardos (1977) comportaient une teneur en Cd plus élevée (8,4-12,8 mg/kg) que les boues séchées de la CUQ épandues en érablière (6,9-7,6 mg/kg). Des différences au niveau du pH du sol pourraient expliquer le plus fort lessivage du cadmium en érablière. D'après la section 3.2.1.1.3, les pH des horizons LH et Bf de l'érablière ont fluctué entre 3,3 et 4,5 et entre 4,2 et 4,5 respectivement. En comparaison, les pH rapportés par Sidle et Kardos (1977) s'établissaient à 5,0 pour la couche 0-7,5 cm et à 4,7 pour la couche 0-15 cm. Ainsi, on constate que le sol de l'érablière est légèrement plus acide en surface, ce qui a pu favoriser une plus grande solubilisation du cadmium. D'autres facteurs (pH des précipitations, chimie du sol, aération, taux de minéralisation de la matière organique) pourraient toutefois être impliqués également.

L'importance du lessivage observé pour le cadmium dans l'érablière avec des doses de boues supérieures ou égales à 400 kg/ha d'azote disponible suggère la prudence. En effet, la concentration de Cd dans les boues de la CUQ est 2 fois inférieure à la teneur limite maximale permise par le Guide québécois de valorisation sylvicole. 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/ha N disponible. Des doses de 400 kg/ha N disponible 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. Des recherches plus approfondies sont requises afin de bien évaluer les risques associés à ce phénomène. Le retour rapide des concentrations à des valeurs se situant près de 5 µg/L au cours de la deuxième saison laisse cependant croire que les impacts sont de courte durée et qu'ils n'ont probablement pas de conséquences importantes au niveau des nappes souterraines. L'accroissement de la disponibilité du cadmium pour les plantes, même pendant seulement une année ou deux, est toutefois à considérer. À moyen et à long terme, des épandages répétés de boues pourraient en effet conduire à la mise en circulation d'une quantité appréciable de cadmium au niveau de la chaîne alimentaire. Le suivi de la composition chimique des



**Figure 38** Évolution de la teneur en cadmium de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1993. 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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

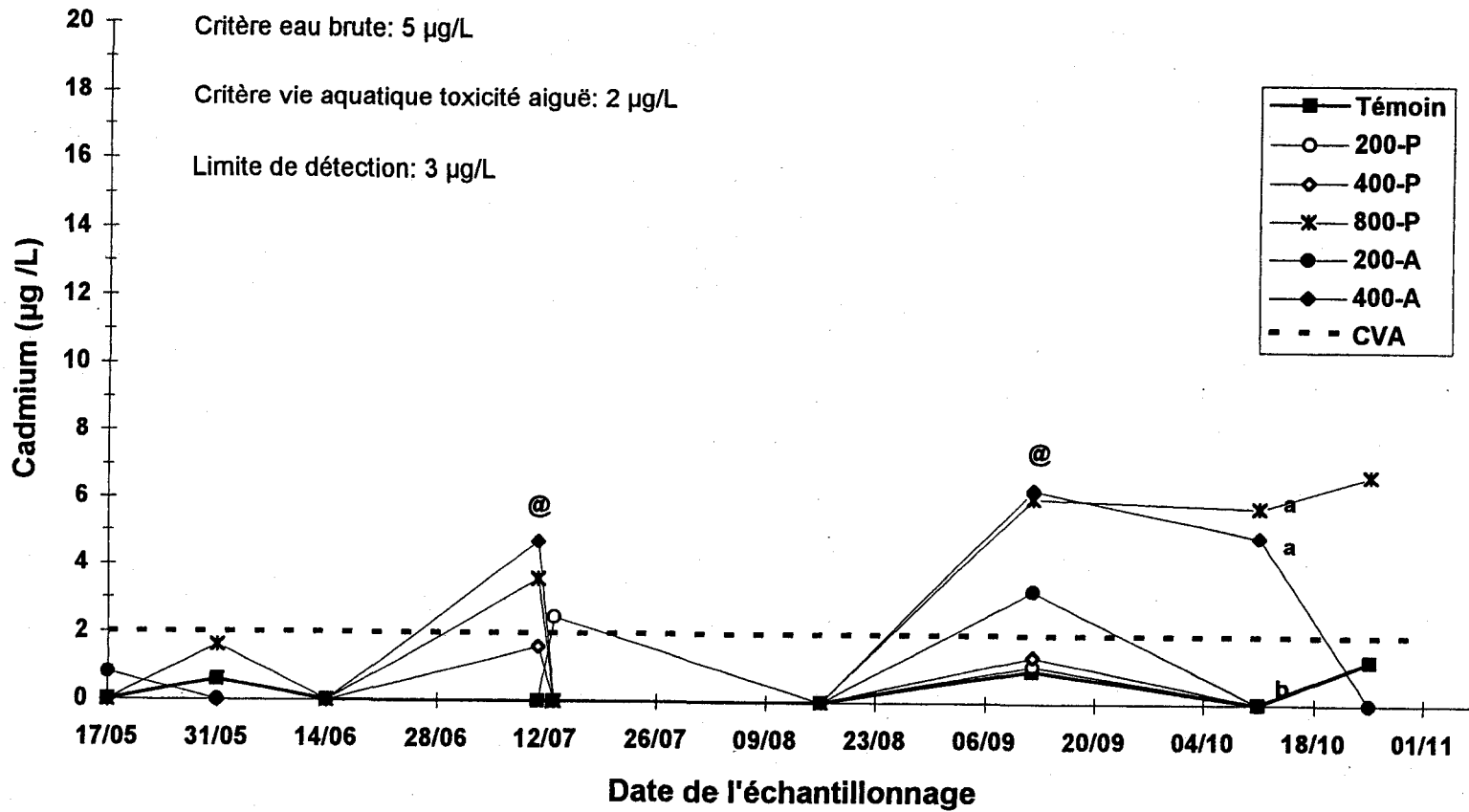


Figure 39

Évolution de la teneur en cadmium de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1994

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

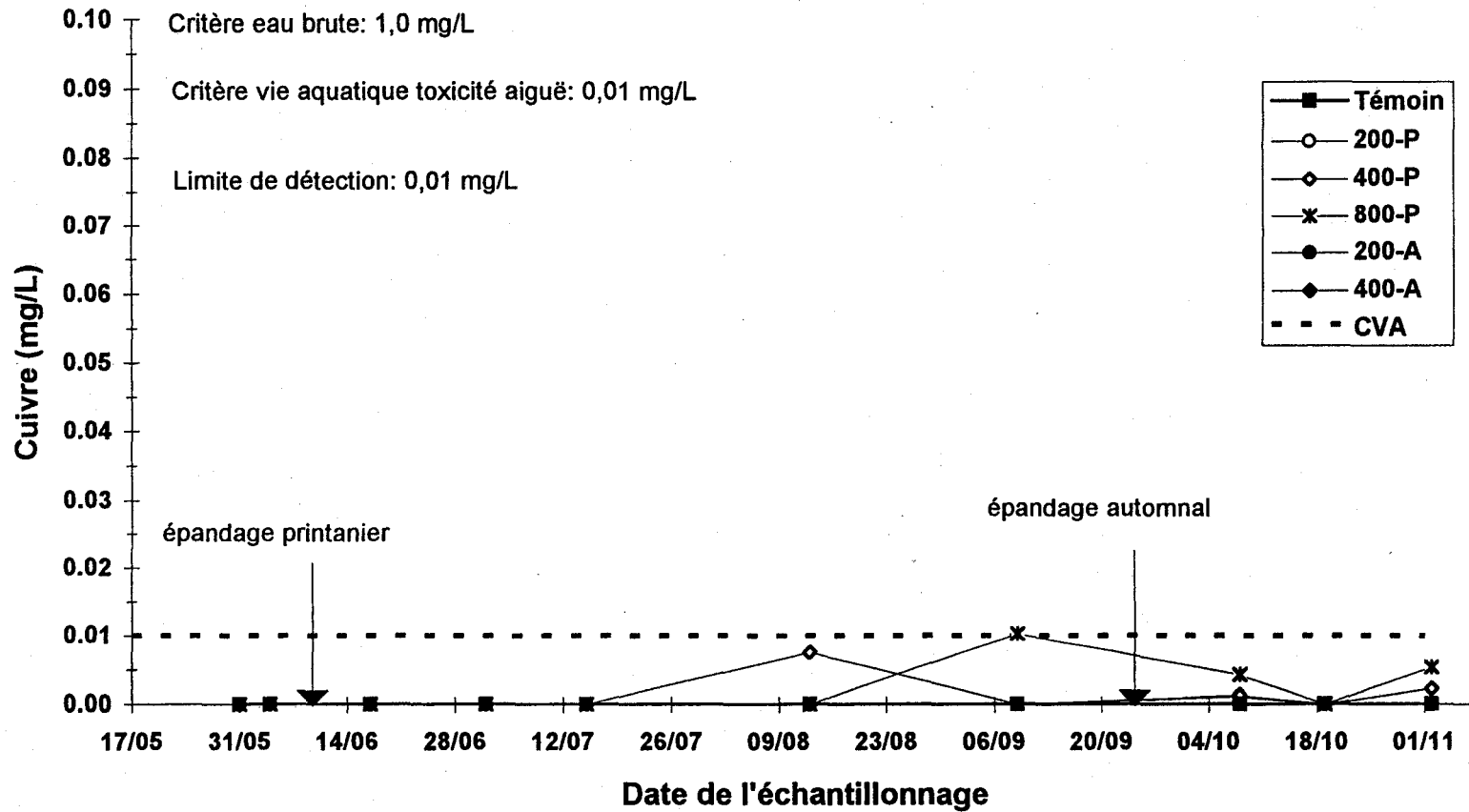


Figure 40

Évolution de la teneur en cuivre de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1993

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

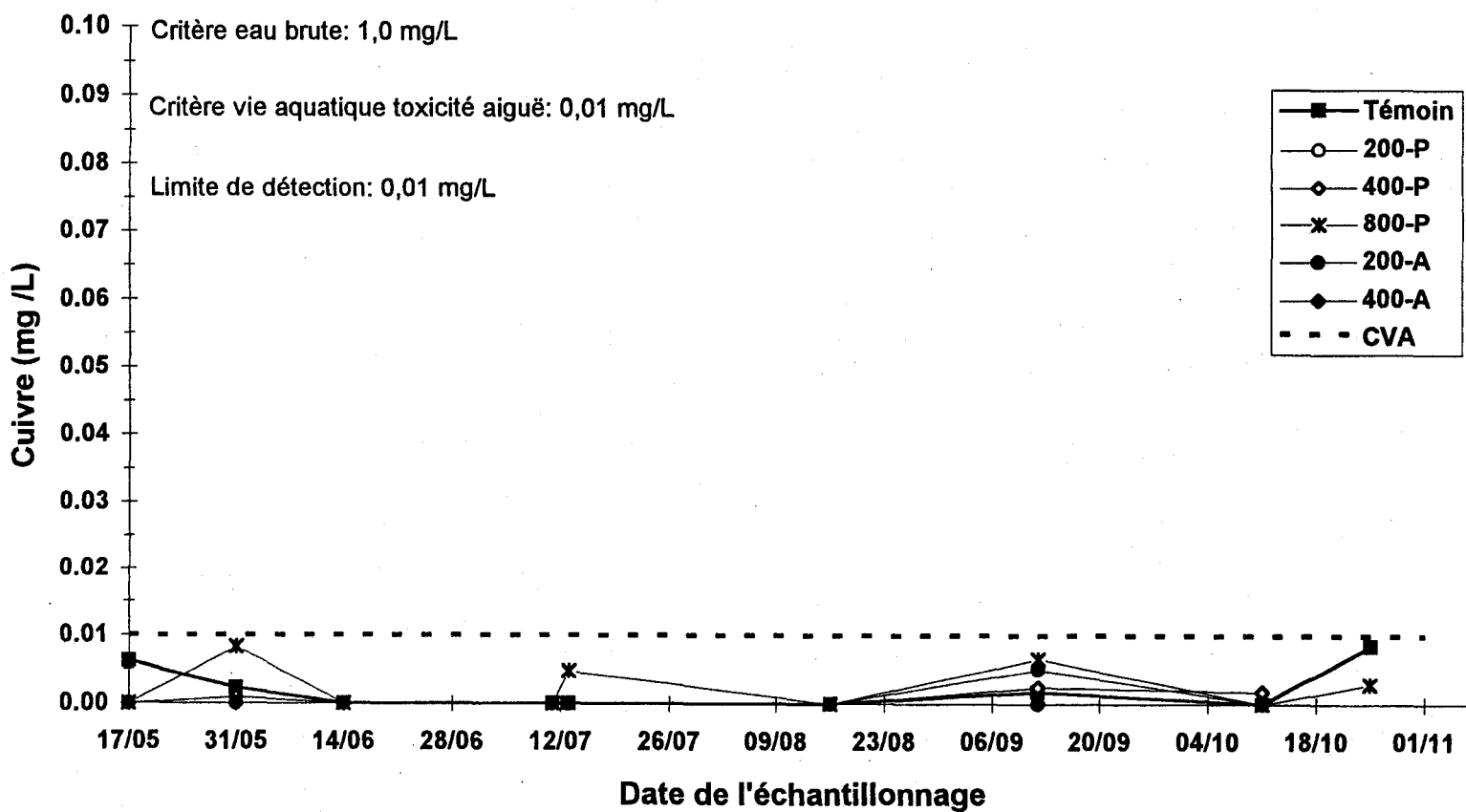


Figure 41

## Évolution de la teneur en cuivre de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1994

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

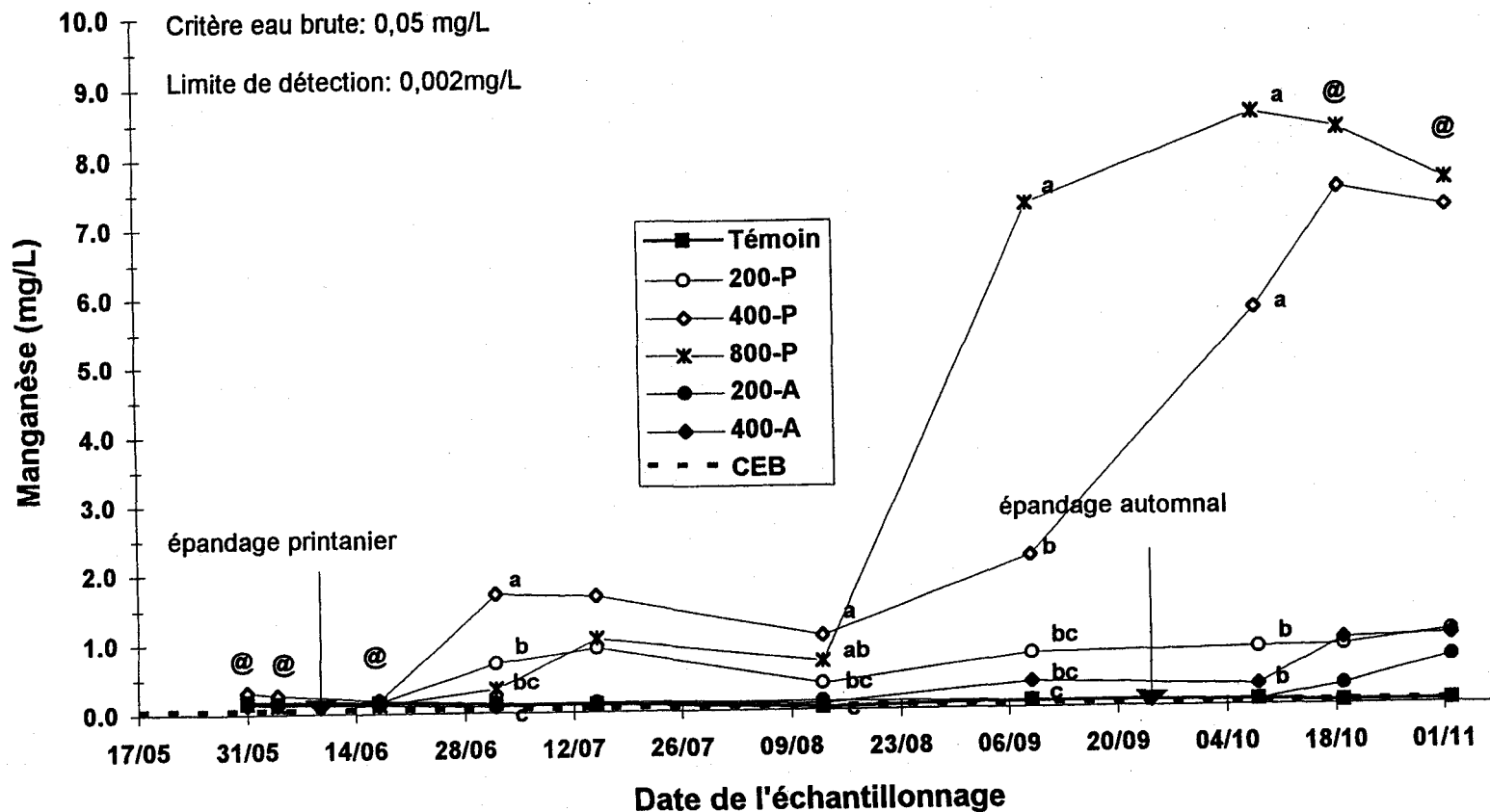


Figure 42

Évolution de la teneur en manganèse de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1993

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

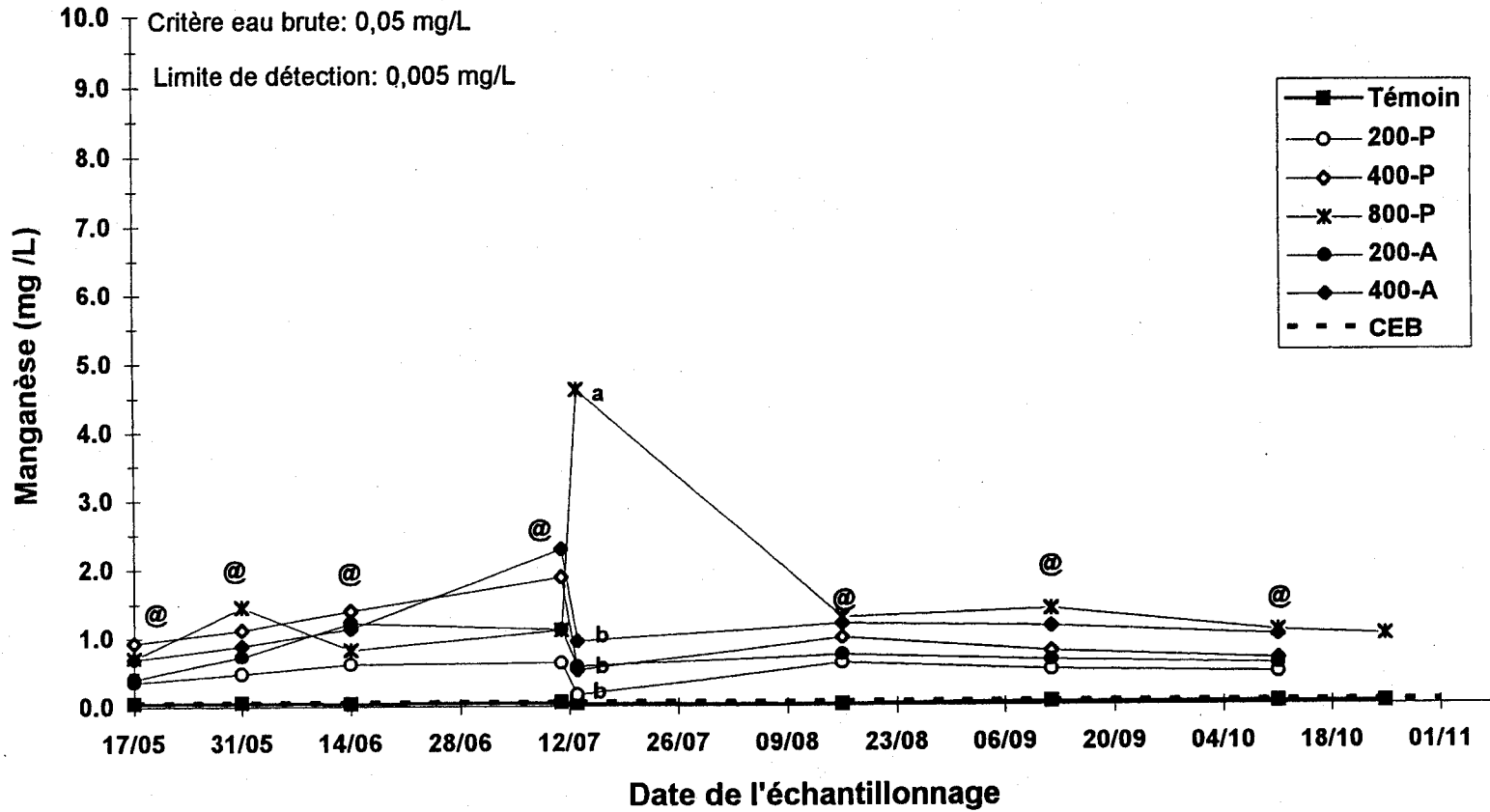


Figure 43 Évolution de la teneur en manganèse de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1994

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).



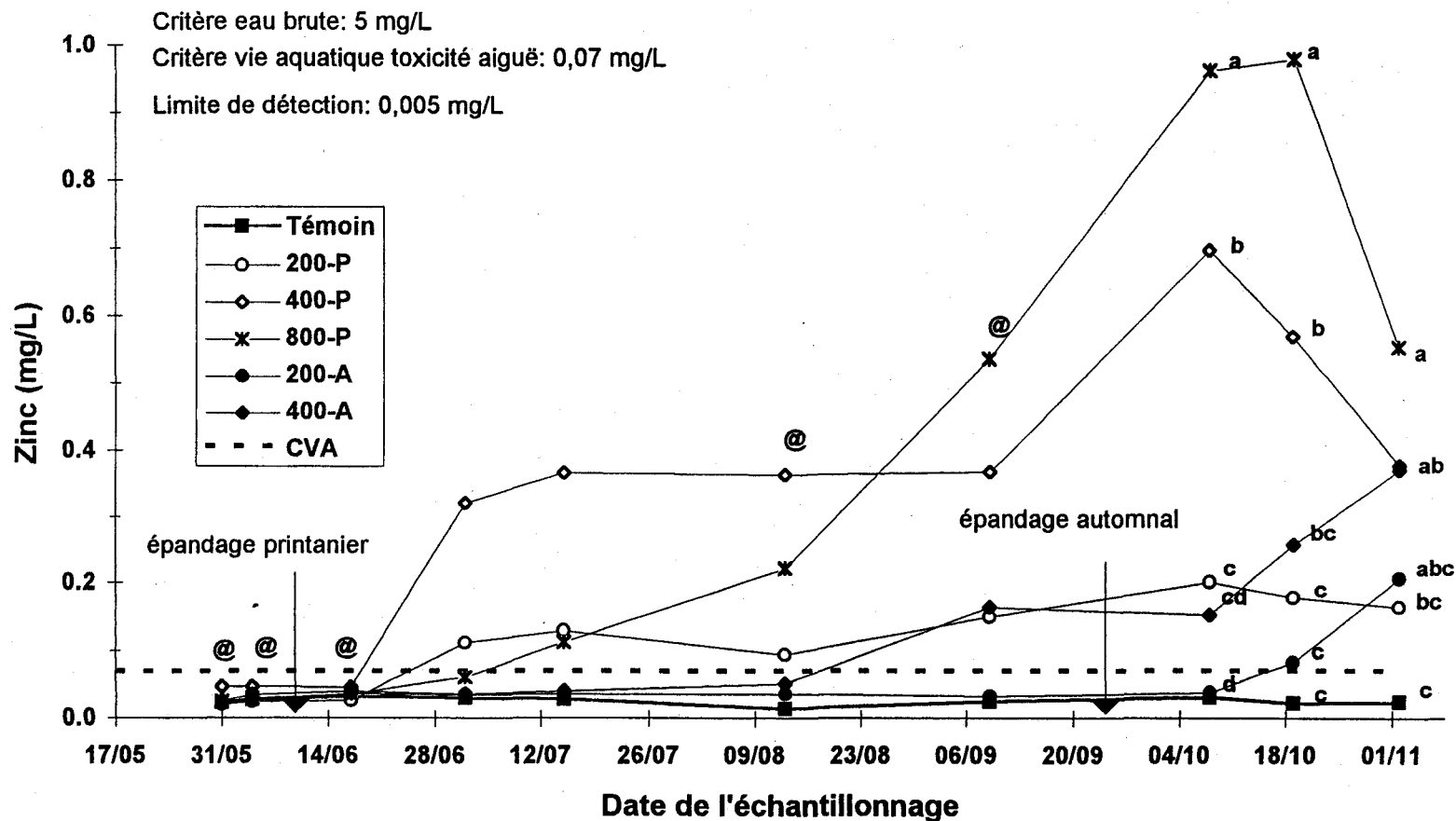


Figure 44

Évolution de la teneur en zinc de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1993

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

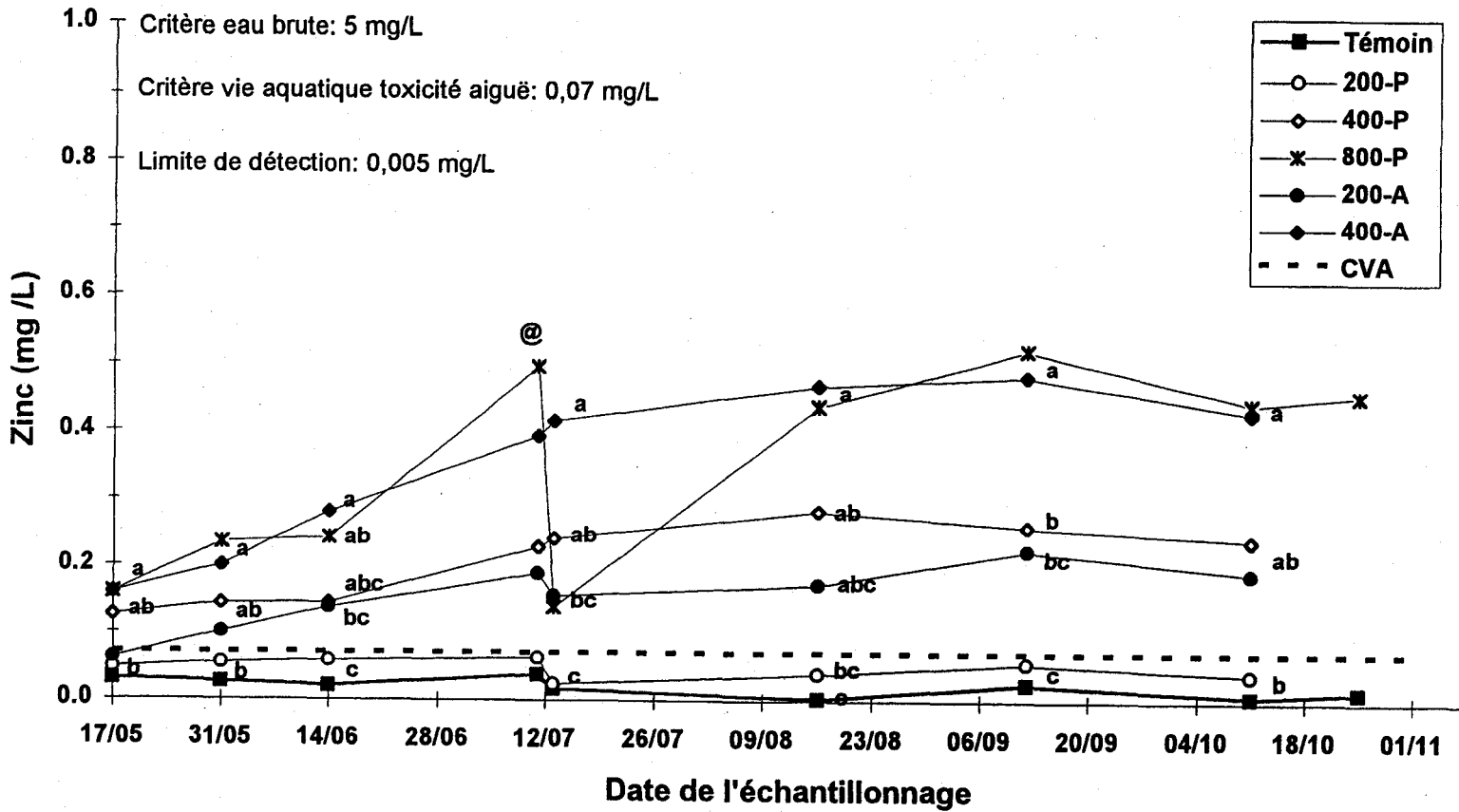


Figure 45

Évolution de la teneur en zinc de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours de la saison 1994

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'). Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

Tableau 73A Évolution de la teneur en plomb de l'eau de percolation récoltée en érablière au cours des saisons 1993 et 1994<sup>1</sup>.

Date	Traitement <sup>2</sup>	Concentration en Pb (µg/L)
17 juin 1993	Témoin	< 1
	800-P	< 1
2 juillet 1993	Témoin	< 1
	800-P	< 1
15 juillet 1993	Témoin	< 1
	800-P	< 1
13 août 1993	Témoin	< 1
	800-P	< 1
9 septembre 1993	Témoin	< 1
	800-P	< 1
8 octobre 1993	Témoin	< 1
	800-P	< 1
19 octobre 1993	Témoin	< 1
	800-P	< 1
2 novembre 1993	Témoin	< 1
	800-P	< 1
17 mai 1994	Témoin	< 1
	800-P	< 1
31 mai 1994	Témoin	< 1
	800-P	< 1
14 juin 1994	Témoin	< 1
	800-P	< 1
11 et 13 juillet 1994	Témoin	< 1
	800-P	< 1
16 août 1994	Témoin	< 1
	800-P	< 1
11 octobre 1994	Témoin	< 1
	800-P	< 1
25 octobre 1994	Témoin	< 1
	800-P	< 1

1. Le critère de qualité de l'eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable est égal à 50 µg/L (MENVIQ, 1990).
2. 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').

végétaux dans l'érablière (cf. section 3.2.1.4.2) peut aider à mieux établir ce type de risque.

Toutes les concentrations en cuivre mesurées dans les échantillons d'eau récoltés en 1993 et en 1994 sont demeurées inférieures à la limite de détection, soit 0,01 mg/L (figures 40 et 41). Ces résultats indiquent par conséquent que la valorisation des boues jusqu'à une doses de 800 kg/ha d'azote disponible n'a pas favorisé un enrichissement en cuivre de l'eau de percolation prélevée à 30 cm de profondeur. Les données recueillies au niveau du cuivre fournissent des informations similaires à d'autres études (cf. sections 1.2.3.3 et 1.2.5.2), qui démontrent que le potentiel de lessivage du cuivre est faible car ce métal demeure fortement adsorbé au niveau du sol. 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.

Au niveau du manganèse, l'application de doses croissantes de boues a conduit à une augmentation assez appréciable des concentrations dans l'eau de percolation pendant la saison 1993 (figure 42). Lors de plusieurs délais, l'analyse statistique des données a permis de mettre en évidence des valeurs significativement plus élevées au niveau des traitements 400-P et 800-P. Les concentrations maximales, mesurées le 19 octobre 1993, ont ainsi atteint 7,5 mg/L pour le traitement 400-P et 9,6 mg/L pour le traitement 800-P. L'accroissement des teneurs en manganèse des parcelles amendées avec une dose de 400 kg/ha d'azote disponible est apparu plus tôt que le traitement 800-P, soit en juillet 1993. Comme il a aussi été observé avec le cadmium, le calcium et le magnésium, les résultats obtenus pour le manganèse suggèrent que le décalage entre les deux traitements pourrait être relié à des facteurs tels que la plus grande rétention de l'eau par l'épaisse couche de boues du traitement 800-P et/ou à la minéralisation plus lente de ces dernières. Les applications printanière et automnale de doses de boues équivalentes à 200 et 400 kg/ha d'azote disponible (traitements 200-P, 200-A et 400-A) semblent également avoir eu une certaine tendance à enrichir l'eau en manganèse en 1993. Toutefois, les concentrations n'ont jamais dépassé 1 mg/L et aucune différence significative entre ces traitements et le témoin n'a été décelée. Selon la figure 43, les impacts observés en 1993, pour les traitements 400-P et 800-P, se sont par ailleurs atténués considérablement en 1994. L'analyse statistique des données de 1994 n'a montré aucune différence significative entre les traitements. On note cependant que des doses croissantes de boues ont eu tendance à favoriser une légère augmentation du manganèse. Les concentrations mesurées dans les parcelles témoins, au cours de la saison 1994, sont demeuré sous le critère de qualité de l'eau brute (0,05 mg/L), alors que les concentrations observées dans les parcelles traitées ont toutes dépassé 0,05 mg/L. (Aucun critère de qualité pour la vie aquatique n'a été retenu par le MENVIQ (1990)).

Contrairement à ce qui a été observé dans le cadre des essais réalisés en érablière, Harris et Urie (1986) rapportent ne pas avoir observé de lessivage au niveau du manganèse avec l'application de doses de boues atteignant 46 t/ha m.s. Dans l'ensemble, il existe cependant peu d'études portant sur le potentiel de migration du manganèse dans l'eau du sol à la suite d'un épandage de boues et à ce titre, les travaux réalisés en érablière sont intéressants. Les boues épandues en érablière ne sont pas particulièrement riches en

manganèse (cf. section 3.1). Même si la solubilisation du manganèse apporté par les boues a pu contribuer à enrichir l'eau en cet élément, il est possible que d'autres facteurs soient également impliqués. Le développement de conditions anoxiques sous la couche de boues, surtout à la suite de fortes applications, pourraient notamment avoir favorisé un plus grand lessivage du manganèse. Selon Environnement Canada (1985), l'anaérobiose du sol peut en effet conduire à la réduction des oxydes de manganèse et à une plus grande solubilisation du manganèse. Le pH très acide (pH = 4,3) du sol de l'érablière peut également avoir entraîné une solubilisation du Mn, puisqu'effectivement, la solubilisation des métaux (Fe, Mn, Zn, Cu, Co) augmente sous un pH de 5 (Brady, 1984). Ces hypothèses restent à vérifier et des travaux plus approfondis sont requis afin de mieux étudier le phénomène de solubilisation du manganèse à la suite de la valorisation des boues.

Les résultats obtenus en érablière montrent que l'application de boues en milieu forestier est susceptible de conduire à un enrichissement appréciable en manganèse de l'eau du sol. Malgré qu'aucune différence significative n'ait été observée entre le témoin et les traitements simulant la dose maximale permise (200 kg/ha N disponible), le dépassement du critère de qualité de l'eau brute pour ces derniers indique un potentiel de contamination des eaux souterraines par le Mn. Cependant, la mesure des concentrations de Mn à des niveaux inférieures auraient permis de déterminer l'ampleur du phénomène de lessivage de cet élément.

Par ailleurs, la mise en solution de plus grandes quantités de manganèse dans la solution du sol pendant une ou deux saisons est susceptible d'influencer la nutrition minérale des végétaux. Les résultats obtenus au niveau du sol (cf. section 3.2.1.1.4) et de la composition chimique des tissus foliaires d'érable (cf. section 3.2.1.4.3.1) tendent d'ailleurs à démontrer une plus grande disponibilité en manganèse pour les végétaux à la suite de la valorisation des boues. L'accumulation de trop fortes quantités de manganèse par les végétaux pourrait comporter des risques de phytotoxicité chez certaines espèces.

Les limites de la présente étude, quant à la profondeur de l'échantillonnage et à la durée du suivi, ne permettent pas d'affirmer que la dose maximale permise par le Guide (200 kg/ha d'azote disponible) n'entraînera pas une mise en solution de trop grandes quantités de manganèse ce qui pourrait conduire à la détérioration de la qualité du sol et à la pollution des eaux souterraines. La poursuite des recherches en ce sens est indispensable.

La concentration en zinc de l'eau de percolation a également eu tendance à augmenter en présence de boues (figures 44 et 45). De façon générale, les concentrations moyennes de zinc dans l'eau de percolation augmentent avec la dose d'épandage. Aussi, à partir du mois d'octobre 1993, l'effet des traitements se prononce 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 respectivement, alors que le témoin se situe à environ 0,03 mg/L 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 respectivement. Au cours de la saison 1994, les concentrations rencontrées pour la dose de 800 kg/ha N disponible

appliquée au printemps 1993 et les doses de 400 appliquées soit au printemps ou à l'automne 1993 se démarquent du témoin.

Les concentrations de Zn obtenues dans les parcelles traitées restent toutefois inférieures au critère de qualité de l'eau brute (5 mg/L), 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/ha N disponible avec une concentration de 630 mg/kg (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. Sidle et Kardos (1977) rapportent également un faible lessivage du zinc à des profondeurs de 15 et 120 cm. En sol acide, la fraction soluble du Zn est hautement mobile et facilement lessivé (Beauchemin *et al.*, 1993). De plus, les boues de la CUQ contiennent seulement 25% de la teneur limite maximale de Zn permise par le Guide. 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/ha N disponible. D'autre part, la translocation accrue de zinc au niveau de l'érablé à sucre est apparu pour les traitements 400-P et 800-P (cf. section 3.2.1.4.3).

De plus, le critère de qualité pour la vie aquatique (0,07mg/L pour une dureté de 60 mg/L; voir tableau 28) a été dépassé même pour les traitements simulant la dose maximale permise (200-P et 200-A). L'application de boues, contenant 630 mg/kg (m.s.) de Zn, à une dose de 200 kg/ha N disponible, pourrait entraîner une solubilisation du Zn à des taux nocifs pour la vie aquatique, lorsque épandues sur un sol acide comme celui de l'érablière expérimentale de Tingwick. En effet, la solubilité du Zn s'accroît pour des pH inférieurs à 5 (Brady, 1984). Cependant la mesure des concentrations atteignant les cours d'eau aurait aidé à apprécier l'ampleur du phénomène et aurait permis de valider plus précisément la norme d'épandage recommandée dans le Guide.

Les analyses de plomb effectuées, bien que relativement restreintes, tendent à démontrer que le plus fort taux d'application (800-P) n'a eu aucun impact en 1993 et en 1994 sur la présence de ce métal dans l'eau du sol. D'après les données du tableau 73A, on note en effet que les concentrations observées se sont maintenues sous la limite de détection (1,0 µg/L) et qu'elles sont demeurées bien en-deçà des critères de qualité recommandés pour l'eau brute (50 µg/L) et pour la vie aquatique (40 µg/L pour une dureté de 60 mg/L). Ces résultats sont semblables à ceux d'autres travaux (cf. sections 1.2.3.3 et 1.2.5.2) qui démontrent que le plomb comporte un faible potentiel de lessivage car ce métal demeure fortement adsorbé au niveau du sol.

Dans l'ensemble, le suivi des métaux dans l'eau de percolation tend à démontrer que l'application de boues sur un sol forestier acide entraîne une augmentation des concentrations de Cd, de Mn et de Zn dans la solution du sol. Les informations recueillies indiquent en effet que des taux d'application de 200 kg/ha et plus peuvent favoriser un lessivage faible à modéré de ces métaux. A cet effet, une diminution de la dose maximale permise et/ou une diminution des limites souhaitables des métaux dans les boues et/ou une interdiction d'épandre sur des sols dont le pH est inférieure à 5 et/ou l'ajout d'une charge maximale des métaux à apporter aux sols devraient être envisagés dans le but de prévenir la pollution des eaux superficielles et souterraines et de conserver la qualité du sol. Toutefois, les travaux qui ont été réalisés en érablière sont limités. À la lumière de ceux-ci, il apparaît important de poursuivre des recherches permettant d'approfondir les connaissances sur le comportement et le devenir des métaux en milieu forestier sous différentes conditions de valorisation, et ce, à moyen et à long terme.

### 3.2.1.4 Croissance et nutrition minérale de l'érable à sucre, des fougères et des champignons

#### 3.2.1.4.1 Circonférence du tronc de l'érable à sucre

Les résultats concernant l'accroissement de la circonférence du tronc des érables (à la hauteur de poitrine, i.e. à 1,3 m du sol) en 1993 et en 1994 sont présentés au tableau 74.

Tableau 74 Accroissement moyen de la circonférence des érables au cours des saisons 1993 et 1994<sup>1</sup>

Traitement <sup>1</sup>	Accroissement de la circonférence des arbres de classe A* juin 1993 - mai 1994 (mm) <sup>2</sup>		Accroissement de la circonférence des arbres de classe B* juin 1993 - mai 1994 (mm) <sup>2</sup>	
	Juin 1993 à mai 1994	Juin 1993 à novembre 1994	Juin 1993 à mai 1994	Juin 1993 à novembre 1994
Témoin	5,5a	13,7a	3,1a	7,7a
200 kg/ha N disponible, juin 1993	8,8a	21,3a	6,3a	15,5a
400 kg/ha N disponible, juin 1993	10,4a	18,8a	4,3a	12,4a
800 kg/ha N disponible, juin 1993	4,9a	16,1a	4,7a	12,0a
200 kg/ha N disponible, sept. 1993	5,4a	16,2a	1,9a	6,6a
400 kg/ha N disponible, sept. 1993	7,2a	17,6a	4,6a	9,3a

\* Classe A: circonférence initiale > 60 cm. Classe B: circonférence initiale ≤ 60 cm.

Les mesures, effectuées sur les arbres de classes A (circonférence initiale supérieure à 60 cm) et B (circonférence initiale inférieure à 60 cm), indiquent que la valorisation des boues a eu un impact positif, mais non significatif, sur la croissance du tronc des érables au cours des deux saisons qui ont suivi les épandages. L'analyse statistique des données recueillies ne montre en effet aucune différence significative entre les traitements. Les valeurs obtenues sont, dans l'ensemble, assez variables (coefficients de variation de 50 à 60 %). Après deux saisons de croissance, l'accroissement de la circonférence le plus élevé a été obtenu pour le traitement de 200 kg N disponible ha<sup>-1</sup> appliqué au printemps.

Considérant l'âge et la taille des érables à l'étude, il avait été prévu lors de l'élaboration du protocole expérimental que la durée limitée du projet ferait en sorte qu'il serait difficile de mesurer un accroissement appréciable de la circonférence de leur tronc (cf. Couillard *et al.*, 1993a). À cet effet, la revue de littérature (cf. section 1.2.2.1) indique que le temps de réponse des arbres à la valorisation des boues est plus long s'ils sont plus âgés ou lorsqu'il s'agit de feuillus à bois dur. Selon Urie *et al.* (1984), le taux de croissance des arbres soumis à des applications de boues en milieu plus nordique sont également plus faibles que dans les régions comportant de longues saisons végétatives.

Les résultats obtenus en érablière montrent que la valorisation des boues a eu un impact positif, mais non significatif, sur la production de matière ligneuse au cours des deux années qui ont suivi les épandages de boues. Il est toutefois possible que des effets positifs plus marqués se manifestent à plus long terme. Ainsi, la poursuite du suivi de la circonférence des érables sur une période de 5 à 10 ans devrait être envisagée. Par ailleurs, la valorisation sylvicole de boues dans des peuplements plus jeunes est recommandable car elle serait sûrement plus profitable.

#### **3.2.1.4.2 Accumulation de matière sèche dans les tissus foliaires de l'érable à sucre, des fougères et des champignons**

Les données du tableau 75 montrent que les épandages de boues à des doses variant entre 200 et 800 kg/ha d'azote disponible au printemps et à l'automne 1993 n'ont pas provoqué de changements importants au niveau de l'accumulation de matière sèche par les tissus foliaires d'érable. La biomasse sèche des feuilles comportant un diamètre de 10 cm, prélevées en août 1993 et 1994, est demeurée assez constante et aucune différence statistique significative n'a ainsi été relevée. Les résultats obtenus avec l'échantillonnage de feuilles de dimensions variables en août 1994 et les récoltes de litière à l'automne 1994 permettent également de constater que la valorisation des boues a eu peu d'impacts sur la production de matière sèche au niveau des organes foliaires de l'érable. Dans le cas de la litière, malgré l'absence de différences significatives, on note que tous les traitements comportant des applications de boues ont conduit à des valeurs plus élevées que le témoin. Il est ainsi possible que les boues aient favorisé une production de feuillage légèrement plus élevée. Cette dernière observation demeure hypothétique mais il pourrait être intéressant de la vérifier à l'aide d'un dispositif expérimental beaucoup plus complet et rigoureux.

D'après les résultats du tableau 76, on observe également aucun impact important au niveau de la biomasse sèche des frondes de fougères. L'analyse statistique des données recueillies en 1993 et en 1994 n'a pas permis de déceler la présence de différences significatives entre les traitements. Même si les tests statistiques n'ont pas permis de le confirmer, les résultats obtenus en 1993 tendent toutefois à démontrer que l'application printanière d'une dose de boues correspondant à 800 kg/ha d'azote disponible (traitement 800-P) semble avoir contribué à réduire quelque peu la grosseur des frondes. Ce léger effet, relevé seulement au cours de la première saison, pourrait être associé à la couche de boues plus épaisse. Une densité de fougères moins importante a d'ailleurs été



observée visuellement durant la saison 1993 dans les parcelles du traitement 800-P, ce qui tend à démontrer que l'application d'une fortes dose de boues a restreint la croissance de celles-ci. À ce titre, il aurait été intéressant d'évaluer quantitativement la productivité de la population de fougères de chacune des parcelles à la suite de l'application des traitements.

Tableau 75 Accumulation de matière sèche dans les tissus foliaires d'érable au cours des saisons 1993 et 1994

Traitements <sup>1</sup>	Biomasse sèche Feuilles de 10 cm de diamètre (g/feuille) <sup>2</sup>		Biomasse sèche Feuilles de dimensions variables (g/feuille) <sup>2</sup>	Litière récoltée (m.s.) (g/bac de 50 cm de diamètre) <sup>2</sup>
	Août 1993	Août 1994	Août 1994	Automne 1994
Témoin	0,38a	0,36a	0,34a	58,7a
200-P	0,41a	0,37a	0,28a	68,4a
400-P	0,40a	0,35a	0,28a	67,3a
800-P	0,41a	0,40a	0,33a	65,4a
200-A	0,39a	0,34a	0,33a	69,6a
400-A	0,36a	0,40a	0,35a	75,2a

1. 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')
2. Les chiffres suivis de lettres différentes dans la même colonne comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan).

Tableau 76 Influence des traitements sur la croissance des frondes de fougères au cours des saisons 1993 et 1994

Traitements <sup>2</sup>	Biomasse sèche moyenne (g/tige) <sup>1</sup>	
	Août 1993	Août 1994
Témoin	1,16a	1,09a
200-P	1,06a	1,11a
400-P	0,98a	1,26a
800-P	0,76a	1,01a
200-A	1,07a	1,12a
400-A	1,27a	1,12a

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

Le nombre moyen de champignons par parcelle et la biomasse sèche totale récoltée dans chacune de celles-ci ainsi que la biomasse sèche moyenne de chaque spécimen ont été mesurés afin d'établir l'influence de la valorisation des boues sur leur population et leur croissance (tableau 77). Les échantillons prélevés étaient composés de plusieurs espèces de champignons et celles-ci ont été confondues ensemble car il était trop laborieux de toutes les identifier. Il est également à préciser que la majorité des champignons de la parcelle ont été récoltés lorsqu'ils étaient peu nombreux (<20 champignons/parcelle). Dans le cas des parcelles comportant un nombre élevé de champignons, seule une proportion, pouvant atteindre près de 100 champignons par parcelle, a été prélevée afin de limiter le temps d'échantillonnage sur le terrain.

Tableau 77 Influence des traitements sur la croissance des champignons au cours des saisons 1993 et 1994

Traitement <sup>1</sup>	Nombre moyen (champ./parc) <sup>2</sup>		Biomasse sèche totale <sup>2</sup> (g/parc.)		Biomasse sèche moyenne <sup>2</sup> (g/champ.)	
	Août 1993	Août 1994	Août 1993	Août 1994	Août 1993	Août 1994
Témoin	30a	33a	4,34a	8,32cd	0,14b	0,28b
200-P	14abc	18a	2,58a	12,50cd	0,18b	0,78ab
400-P	9bc	30a	3,99a	16,15bc	0,40b	0,62ab
800-P	3c	29a	3,41a	32,43a	0,87a	1,13a
200-A	20abc	15a	6,96a	2,40d	0,35b	0,43b
400-A	27ab	61a	8,67a	25,82ab	0,33b	0,48b

1. 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')
2. Les chiffres suivis de lettres différentes dans la même colonne comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan).

Selon le tableau 77, le nombre de champignons dans chacune des parcelles traitées au printemps avec des doses de boues de 400 et 800 kg/ha d'azote disponible (traitements 400-P et 800-P) a diminué de façon significative pendant la saison 1993. Pour la même période, on observe par contre aucun impact notable au niveau de la biomasse sèche totale de tous les champignons récoltés dans chacune des parcelles de ces deux traitements. L'analyse statistique de ces données ne révèle en effet pas de différences significatives entre les six traitements. La valorisation des boues semble ainsi avoir conduit à une diminution de la population et à un accroissement de la taille des champignons en 1993. Les résultats obtenus indiquent en effet que les spécimens récoltés dans les parcelles 800-P comportaient une biomasse sèche moyenne plus élevée. Malgré l'absence de différences significatives, on constate également que la biomasse sèche moyenne des champignons du traitement 400-P tend à avoir été plus importante en 1993. Finalement, on ne note aucun effet particulier pour les traitements 200-A et 400-A en 1993, ce qui est normal puisque les épandages d'automne 1993 ont été réalisés après la récolte des champignons.

Les données recueillies en 1994 montrent par ailleurs que les populations des champignons dans chacune des parcelles des différents traitements sont retournées à un niveau similaire au témoin au cours de la deuxième saison de croissance. Selon le tableau 77, aucune différence significative n'a en effet été relevée. Toutefois, tout comme en 1993, la mesure de la biomasse sèche moyenne des champignons en 1994 indique que la taille de ces derniers s'est accrue considérablement sous l'influence des boues. Ainsi, même si les tests statistiques révèlent que seul le traitement 800-P a mené à un impact significatif, toutes les biomasses sèches moyennes mesurées dans les parcelles soumises à des épandages de boues, au printemps et à l'automne 1993, tendent à être plus élevées que celle du témoin.

La valorisation des boues en érablière semble avoir modifié quelque peu les conditions de croissance des champignons. Le recouvrement et la destruction possible des spores de champignons par l'application d'une couche de boues assez épaisse constitue une hypothèse à considérer pour expliquer la réduction importante de la population de champignons au cours de la première saison de croissance. Ainsi, la propagation naturelle de nouvelles spores sur la couche de boues pendant 1993 et 1994 pourrait ainsi avoir contribué au retour des populations au niveau de celle du témoin en 1994. L'évolution de la teneur en humidité et des concentrations en éléments nutritifs et en métaux au niveau de la couche de boues et du sol de surface a aussi certainement influencé les populations et la croissance des champignons. Le développement de conditions plus propices pourrait ainsi expliquer l'obtention de champignons de plus grande taille dans les parcelles amendées avec des boues. Dans ce cas, il est possible également que les conditions retrouvées dans les parcelles valorisées aient influencé les dynamiques de population et qu'elles aient profité à des espèces de plus grande taille.

Il existe peu d'études connues qui ont permis d'évaluer l'impact de la valorisation sylvicole des boues sur l'accumulation de matière sèche au niveau des tissus foliaires des arbres et des plantes herbacées ainsi que des champignons (cf. section 1.2.2.1). À ce titre, les informations recueillies dans le cadre de la présente étude sont intéressantes et très utiles. Elles permettent en effet de constater que les répercussions les plus appréciables se situent surtout au niveau des espèces de sous-bois établies à la surface du sol. Ainsi, l'application d'une couche de boues assez épaisse, pouvant persister un certain temps, peut influencer la croissance et le développement des fougères et surtout, des champignons. Sur la base des données recueillies, il est difficile d'établir si la valorisation sylvicole des boues représente des risques importants pour les espèces du sous-bois forestier. La poursuite des recherches sur cet aspect est recommandable et, à la lumière des connaissances actuelles, il est préférable d'éviter de valoriser des boues sur des sites comportant des espèces rares ou menacées ou étant sujet à des activités de récolte.

#### **3.2.1.4.3 Absorption des éléments nutritifs et des métaux par l'érable à sucre, les fougères et les champignons**

Les tableaux 78 à 81 présentent les résultats d'analyse chimique des tissus foliaires d'érable, des tiges de fougères et des champignons qui ont été réalisés en 1993 et en 1994.

#### 3.2.1.4.3.1 Érable

De façon générale, la fertilisation des érables avec des boues au printemps 1993 n'a pas eu d'impact appréciable sur la composition chimique des feuilles produites au cours de la même année. Selon les tableaux 78 et 79, on ne constate en effet aucune différence statistique entre les divers traitements appliqués pour les différents paramètres mesurés. Par contre, les résultats obtenus à la suite de l'analyse des éléments nutritifs et des métaux dans les feuilles récoltées en août 1994 montrent que les épandages de boues semblent avoir influencé quelque peu la nutrition minérale des érables au cours de la deuxième saison. L'analyse statistique des données recueillies en 1994 (tableaux 78 et 79) révèle en effet des différences significatives au niveau du calcium, du magnésium, du manganèse et du zinc.

L'application au printemps 1993 de doses de boues correspondant à 400 et 800 kg/ha d'azote disponible (traitements 400-P et 800-P) a conduit à une plus grande accumulation de calcium, de magnésium et de zinc dans les tissus foliaires en 1994 (tableau 78). Les traitements 200-P et 200-A ont également favorisé un accroissement significatif de la teneur en magnésium. Malgré l'absence de différences statistiques, les résultats obtenus avec ces traitements au niveau du calcium tendent aussi à démontrer des concentrations foliaires légèrement plus élevées que le témoin en 1994.

On note par ailleurs une augmentation assez appréciable pendant la saison 1994 de la teneur en manganèse des feuilles à la suite de l'épandage des boues. Les tests statistiques montrent en effet la présence d'une différence significative entre le traitement 800-P et l'ensemble des autres traitements (tableau 79). Même si l'analyse statistique des données ne permet pas de le confirmer, l'application au printemps 1993 de doses de boues équivalentes à 200 et 400 kg/ha d'azote disponible a eu tendance à accroître la concentrations en manganèse des feuilles en 1994. On constate ainsi des concentrations respectives de 4300, 4150 et 6350 µg/g avec les traitements 200-P, 400-P et 800-P. Ces valeurs sont plus élevées que l'étendue 2300 à 3000 µg/g observée pour le témoin et les traitements comportant l'épandage de boues à l'automne (200-A et 400-A). Elles se démarquent également de façon assez appréciable de la gamme des teneurs de 2300 à 2800 µg/g qui a été mesurée dans tous les traitements en 1993.

L'étude phytosociologique réalisée dans l'érablière expérimentale du CRA (Roy et Gagnon, 1992) comporte des données sur la composition moyenne des tissus foliaires de l'érable à sucre. À titre comparatif, les données de la zone où se situent les différentes parcelles des présents essais ont été incorporées aux tableaux 78 et 79. Les résultats obtenus au cours des saisons 1993 et 1994 montrent que les valeurs obtenues pour les témoins sont similaires à celles de Roy et Gagnon (1992). On note toutefois des écarts au niveau du manganèse et du zinc. Des vérifications ont montré que les analyses réalisées en 1993 et en 1994 sont adéquates. Des différences au niveau de la période d'échantillonnage et des conditions de croissance (température, ensoleillement, pluviométrie, etc.) qui prévalaient lors des saisons considérées dans chacune des deux études pourraient expliquer les écarts observés.

Tableau 78 Évolution des concentrations en éléments majeurs dans les tissus foliaires d'érable au cours des saisons 1993 et 1994<sup>1, 2</sup>

Traitements <sup>3</sup>	N (µg/g m.s.)		P (µg/g m.s.)		K (µg/g m.s.)		Ca (µg/g m.s.)		Mg (µg/g m.s.)	
	Août 1993	Août 1994	Août 1993	Août 1994	Août 1993	Août 1994	Août 1993	Août 1994	Août 1993	Août 1994
Témoin	18600a	19650a	1650a	1500a	5900a	7300a	9500a	8400b	1950a	1500b
200-P	23850a	24750a	1500a	1800a	6200a	6200a	11150a	14300ab	2225a	2000a
400-P	21850a	24000a	1450a	1600a	5900a	6550a	9000a	16000a	1950a	2100a
800-P	23350a	26000a	1400a	1650a	5300a	7150a	12400a	17200a	2275a	2200a
200-A	20200a	29000a	1650a	1700a	6200a	6950a	9600a	10900ab	1825a	2050a
400-A	23750a	21850a	1500a	1550a	5900a	7700a	11250a	8100b	1950a	1900ab
Roy et Gagnon (1992) <sup>4</sup>	20100 ± 1700		1400 ± 200		4400 ± 1000		6300 ± 1500		1300 ± 400	

1. Les chiffres présentés sont la moyenne des analyses de tissus 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. Valeurs moyennes écarts-types mesurés dans la zone 3a-3b de l'érablière lors de l'étude phytosociologique de Roy et Gagnon (1992).

Tableau 79 Évolution des concentrations en éléments mineurs et en métaux dans les tissus foliaires d'érable au cours des saisons 1993 et 1994<sup>1, 2</sup>

Traitement <sup>3</sup>	Fe (µg/g m.s.)		Mn (µg/g m.s.)		Zn (µg/g m.s.)		Cu (µg/g m.s.)		Al (µg/g m.s.)		Cd (µg/g m.s.)	
	Août 93	Août 94	Août 93	Août 94	Août 93	Août 94	Août 93	Août 94	Août 93	Août 94	Août 93	Août 94
Témoin	95a	110a	2250a	2300b	31a	31c	7,7a	9,8a	33a	45a	0,32a	0,61a
200-P	96a	120a	2550a	4300b	27a	46bc	7,1a	8,4a	32a	43a	0,18a	0,76a
400-P	100a	142a	2800a	4150b	25a	48b	8,6a	9,0a	44a	53a	0,24a	0,72a
800-P	117a	155a	2500a	6350a	28a	78a	7,2a	13,0a	50a	68a	0,25a	1,00a
200-A	74a	123a	2200a	3000b	30a	33bc	8,7a	10,6a	37a	51a	0,24a	0,63a
400-A	121a	133a	2700a	2900b	30a	32c	7,4a	7,8a	42a	60a	0,28a	0,51a
Roy et Gagnon (1992) <sup>4</sup>	120 ± 100		1544 ± 375		21 ± 8		9,8 ± 4,9		57 ± 18		---	
Teneurs moyennes et phytotoxiques <sup>5</sup>	---		20-300 (300-500)		27-150 (100-400)		5-30 (20-100)		---		0,05-0,2 (5-30)	

1. Les chiffres présentés sont la moyenne des analyses de tissus 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. Valeurs moyennes et écarts-types mesurés dans la zone 3a-3b de l'érablière lors de l'étude phytosociologique de Roy et Gagnon (1992).

5. Teneurs moyennes et seuils de phytotoxicité (entre parenthèses) selon Kabata-Pendias et Pendias (1984). Concentrations généralisées pour différentes espèces végétales, à l'exception des plantes très sensibles ou très tolérantes.

6. Niveau toxique pour les jeunes (137mg/kg) et les vieilles (388 mg/kg) feuilles de l'érable à sucre (Thornton *et al.*; 1986).

Il existe peu de travaux qui ont permis d'étudier l'impact de l'épandage des boues sur la composition minérale des tissus foliaires de l'érable à sucre. La majorité des recherches qui ont été réalisées se rapportent à des conifères et certaines d'entre elles (cf. section 1.2.2.2) font état d'augmentation des concentrations foliaires en azote, en phosphore, en calcium, en fer, en manganèse et en zinc et d'une diminution du potassium, du calcium et du magnésium à la suite d'applications de boues. De façon générale, les impacts les plus importants ont été observés avec des arbres jeunes ou ayant une croissance rapide (cf. section 1.2.2.2). Les résultats obtenus dans le cadre des présents essais montrent que l'influence des boues sur la composition foliaire des tissus d'érable s'est limitée au calcium, au magnésium, au manganèse et au zinc.

Contrairement à ce qui a été observé dans certains travaux (cf. section 1.2.2.2), les boues ont favorisé une accumulation de calcium et de magnésium dans les feuilles. Les résultats obtenus au niveau du zinc sont par ailleurs similaires à ceux rapportés dans la littérature. L'accroissement de la concentration en zinc des feuilles à la suite de la valorisation des boues est relativement faible et comporte probablement très peu de risques pour le milieu. Les valeurs observées sont en effet inférieures au seuil de toxicité et elles se situent à l'intérieur des étendues moyennes naturelles rapportées par Kabata-Pendias et Pendias (1984). La plus grande solubilité du calcium, du magnésium et du zinc mesurée au niveau de l'eau de percolation du sol en 1993 et/ou en 1994 (cf. section 3.2.1.3) ainsi que l'accroissement de la disponibilité du calcium dans le sol en 1993 (cf. section 3.2.1.1) à la suite de l'application de doses croissantes de boues expliquent probablement les effets enregistrés au niveau des tissus foliaires.

L'augmentation des concentrations en manganèse dans les feuilles d'érable au cours de la saison 1994 constitue l'observation la plus importante et la plus préoccupante au niveau des impacts de la valorisation des boues sur la nutrition minérale de l'érable à sucre. À l'état naturel, les tissus foliaires d'érable sont déjà très riches en manganèse puisque les concentrations mesurées dans les parcelles témoins (2200 à 2300 µg/g) dépassent les teneurs moyennes (20 à 300 µg/g) et le seuil de phytotoxicité (300 à 500 µg/g) rapportés dans la littérature (cf. tableau 79). L'augmentation des teneurs entre 4100 et 6400 µg/g avec l'application de doses de boues variant entre 200 et 800 kg/ha d'azote disponible mérite donc une attention particulière. Il est difficile d'établir si de tels niveaux de manganèse peuvent influencer la physiologie et la croissance des érables. Aucun phénomène de phytotoxicité n'a pu être mis en évidence lors des essais. La période d'observation est toutefois relativement courte et il est possible que les impacts se manifestent plus tard dans le temps. Il y aurait ainsi intérêt à effectuer un suivi à plus long terme. Par ailleurs, la mise en circulation de quantités plus importantes de manganèse au niveau des végétaux du sous-bois à la suite de la chute des feuilles et de la décomposition de la litière est également à considérer car certaines espèces peuvent en effet comporter des seuils de phytotoxicité plus faibles.

La plus grande solubilisation du manganèse dans la solution du sol à la suite de l'application des boues, mise en évidence lors du suivi de la qualité chimique de l'eau de percolation (cf. section 3.2.1.3), semble expliquer la plus forte absorption de cet élément par les érables. En outre, il apparaît que l'enrichissement en manganèse n'est pas

directement lié à la composition chimique des boues. La réduction des oxydes de manganèse naturels sous l'effet de l'anaérobiose du sol associée à la couche de boues et l'activation de la décomposition de la litière à la suite d'un apport important d'azote représentent deux hypothèses qui pourraient expliquer l'augmentation de la teneur en manganèse de l'eau de percolation et des tissus foliaires d'érable. Par ailleurs, la diminution des impacts en 1994 au niveau de l'eau de percolation amène à croire que l'absorption de manganèse par les érables s'atténuera dans le temps. Toutefois, il est possible que l'enrichissement en manganèse subsiste plus longtemps avec la recirculation de cet élément à la suite de la décomposition de la litière.

Selon NRC (1980), les teneurs maximales en métaux des produits végétaux destinés à l'alimentation des bovins ne devraient pas dépasser 100 µg/g d'aluminium, 0,5 µg/g de cadmium, 100 µg/g de cuivre, 1000 µg/g de fer, 1000 µg/g de manganèse et 500 µg/g de zinc. En assumant que les feuilles d'érable pourraient être consommées par des espèces animales, on constate que seuls le cadmium et le manganèse excèdent les limites du NRC (tableau 79). Les concentrations de ces deux éléments sont naturellement élevées dans les tissus foliaires d'érable. L'application de boues n'a pas eu d'impact significatif au niveau du cadmium et elle comporte ainsi probablement peu de risques pour la chaîne alimentaire. Dans le cas du manganèse, les résultats obtenus sont plus préoccupants pour la chaîne alimentaire car ils indiquent que la valorisation des boues favorise son accumulation par les feuilles d'érable jusqu'à des concentrations pouvant atteindre près de 6000 µg/g.

La poursuite de travaux de recherche à plus long terme et plus approfondis est requise afin de mieux établir les risques associés à l'augmentation des concentrations en manganèse observée dans les tissus foliaires des érables soumis à des épandages de boues et afin d'établir si les critères actuels du Guide québécois de valorisation sylvicole protègent adéquatement le milieu.

#### 3.2.1.4.3.2 Fougères

L'analyse de cinq métaux (Al, Cd, Cu, Fe et Pb) dans les tissus des frondes de fougères en 1993 et en 1994 (tableau 80) ne montre aucun impact appréciable. L'analyse statistique des données n'a pas permis de déceler de différences significatives entre les traitements appliqués. Aucune tendance particulière suggère que les traitements aient pu influencer l'absorption des métaux par les fougères en 1993 et en 1994. Au niveau du cadmium, on observe toutefois que les valeurs obtenues en 1994 sont toutes plus élevées que celles mesurées en 1993. Des vérifications n'ont pas permis de mettre en évidence une erreur analytique. Cette variation pourrait être attribuable à la difficulté à doser des concentrations faibles comme celles retrouvées dans les fougères ou à une légère contamination des échantillons prélevés en 1994.

Selon NRC (1980), les teneurs maximales en métaux des produits végétaux destinés à l'alimentation des bovins ne devraient pas dépasser 100 µg/g d'aluminium, 0,5 µg/g de cadmium, 100 µg/g de cuivre, 1000 µg/g de fer et 30 µg/g de plomb. En assumant que les fougères pourraient être consommées par des animaux, on constate que seul l'aluminium excède les limites du NRC. Les concentrations en aluminium maximales atteignent ainsi



près de 300 µg/g (tableau 80). Il semble que les fougères soient naturellement riches en aluminium. L'épandage de boues ne contribue pas à favoriser l'accumulation d'aluminium par les fougères et à ce titre, les risques qui leur sont directement associés semblent faibles.

Tableau 80 Évolution des concentrations en métaux dans les tissus des frondes de fougères au cours des saisons 1993 et 1994<sup>1, 2</sup>

Traitement <sup>3</sup>	Al (µg/g m.s.)		Cd (µg/g m.s.)		Cu (µg/g m.s.)		Fe (µg/g m.s.)		Pb (µg/g m.s.)	
	Août 93	Août 94	Août 93	Août 94	Août 93	Août 94	Août 93	Août 94	Août 93	Août 94
Témoin	227a	187a	<0,03a	0,35a	12a	12a	165a	119a	0,78a	0,88a
200-P	192a	120a	0,04a	0,24a	15a	14a	153a	110a	0,59a	0,44a
400-P	148a	147a	<0,03a	0,28a	15a	15a	150a	132a	0,35a	0,68a
800-P	253a	140a	0,05a	0,29a	23a	14a	195a	150a	0,63a	0,58a
200-A	285a	141a	<0,03a	0,15a	13a	16a	225a	128a	0,89a	0,48a
400-A	255a	101a	<0,03a	0,22a	12a	14a	157a	93a	0,85a	0,61a
Teneurs moyennes et phytotoxiques <sup>4</sup>	—		0,05 - 0,2 (5 - 30)		5 - 30 (20 - 100)		—		5 - 10 (30 - 300)	

1. Les chiffres présentés sont la moyenne des analyses de tissus 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. Teneurs moyennes et seuils de phytotoxicité (entre parenthèses) selon Kabata-Pendias et Pendias (1984). Concentrations généralisées pour différentes espèces végétales, à l'exception des plantes très sensibles ou très tolérantes.

Tout comme ce qui a été observé au niveau des tissus foliaires d'érable, l'aluminium, le cadmium, le cuivre, le fer et le plomb associés aux boues ne semblent pas influencer la nutrition minérale des fougères. Ces résultats sont intéressants et pertinents car il existe très peu de travaux connus qui ont permis d'étudier le degré d'accumulation de ces éléments par les plantes herbacées du sous-bois forestier. Considérant les informations recueillies au niveau des érables, il serait judicieux également d'étendre le suivi au manganèse et au zinc.

### 3.2.1.4.3.3 Champignons

Les données concernant les teneurs en aluminium, en cadmium, en cuivre, en fer et en plomb des champignons récoltés en 1993 et en 1994 (tableau 81) montrent une variabilité assez importante. La présence de plusieurs espèces dans les échantillons a pu contribuer à accentuer la variabilité des résultats. De plus, des problèmes de dosage de l'aluminium, du cadmium et du fer avec les échantillons récoltés en 1993 ont fait en sorte que certaines données ont dû être éliminées. La faible quantité d'échantillon qui subsistait après la

première série d'analyse n'a, en effet, pas permis de refaire une digestion et un dosage de ces éléments.

Tableau 81 Évolution des concentrations en métaux dans les tissus de champignons au cours des saisons 1993 et 1994<sup>1, 2</sup>

Traitement <sup>2</sup>	Al (µg/g m.s.)		Cd (µg/g m.s.)		Cu (µg/g m.s.)		Fe (µg/g m.s.)		Pb (µg/g m.s.)	
	Août 1993	Août 1994	Août 1993	Août 1994	Août 1993	Août 1994	Août 1993	Août 1994	Août 1993	Août 1994
Témoin	n.a.	39b	12,1a	3,5a	101a	26a	n.a.	145a	1,32a	2,35a
200-P	n.a.	47b	7,6b	2,1a	110a	109a	n.a.	133a	2,22a	1,00a
400-P	n.a.	100ab	2,0b	2,7a	81a	180a	n.a.	173a	2,77a	3,30a
800-P	n.a.	151a	2,7b	1,4a	220a	219a	n.a.	221a	4,35a	3,07a
200-A	n.a.	106ab	3,7b	1,6a	97a	64a	n.a.	120a	1,08a	1,94a
400-A	n.a.	92ab	6,1b	4,1a	96a	228a	n.a.	130a	0,99a	2,46a
Teneurs moyennes et phytotoxiques <sup>4</sup>	—		0,05 - 0,2 (5 - 30)		5 - 30 (20 - 100)		—		5 - 10 (30 - 300)	

1. Les chiffres présentés sont la moyenne des analyses de tissus 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 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. Teneurs moyennes et seuils de phytotoxicité (entre parenthèses) selon Kabata-Pendias et Pendias (1984). Concentrations généralisées pour différentes espèces végétales, à l'exception des plantes très sensibles ou très tolérantes.

De façon générale, on constate que les champignons ont accumulé des quantités importantes de métaux. Comparativement aux valeurs retrouvées dans les feuilles d'érable (cf. section 3.2.1.4.3.1) et dans les frondes de fougères (cf. section 3.2.1.4.3.2), on constate en effet que les concentrations naturelles en cadmium, en cuivre et en plomb, mesurées au niveau des parcelles témoins, sont considérablement plus importantes. Dans le cas du cadmium et du cuivre, les teneurs observées naturellement dépassent les valeurs moyennes rapportées dans la littérature pour les végétaux. Il semble ainsi que les champignons peuvent accumuler les métaux de façon assez appréciable dans leurs tissus.

Les résultats obtenus montrent que l'application de doses croissantes de boues a conduit à une augmentation des concentrations en aluminium dans les tissus des champignons qui ont été récoltés au cours de l'automne 1994. Les tests statistiques indiquent en effet une différence significative entre le traitement 800-P et le témoin. Même s'ils n'ont induit aucun effet statistique, les traitements 400-P, 200-A et 400-A semblent également avoir eu tendance à favoriser une plus grande accumulation d'aluminium des champignons qui ont colonisé l'érablière en 1994.

L'analyse statistique des concentrations moyennes des quatre autres métaux ne révèle aucune différence significative entre les traitements. On ne note pas de tendance particulière au niveau du cadmium. On constate cependant que l'application de fortes doses de boues (400 et 800 kg/ha d'azote disponible) semble avoir favorisé une accumulation sensiblement plus élevée du cuivre, du fer et du plomb par les champignons. Compte-tenu de la grande variabilité des données et de la rigueur limitée du suivi, il demeure tout de même difficile d'établir si cet impact est réel.

Zabowski *et al.* (1990) rapportent que les champignons peuvent effectuer des prélèvements de métaux plus appréciables à la suite de la valorisation de boues en milieu forestier. Les résultats obtenus lors de la présente étude, bien que limités, tendent à appuyer les travaux de ces chercheurs. Dans le cas de la présente expérience, la croissance directe des champignons sur la couche de boues pourrait expliquer la plus grande absorption de certains métaux.

Les teneurs maximales en métaux des produits végétaux destinés à l'alimentation des bovins (NRC, 1980) peuvent aider à apprécier de degré d'accumulation des métaux par les champignons. Selon les critères du NRC, ce type d'aliments ne devrait pas contenir plus 100 µg/g d'aluminium, 0,5 µg/g de cadmium, 100 µg/g de cuivre, 1000 µg/g de fer et 30 µg/g de plomb. Dans ce contexte, les champignons de l'érablière comportent des niveaux d'aluminium, de cadmium et de cuivre qui dépassent ces valeurs (cf. tableau 81).

Toutes les concentrations en cadmium excèdent largement la limite du NRC. Des valeurs maximales de 3 à 4 µg/g ont ainsi été retrouvées à l'état naturel et dans les spécimens provenant de parcelles amendées avec des boues. Malgré tout, la valorisation des boues semble comporter relativement peu de risques car elle n'a pas favorisé une plus grande accumulation de cadmium par les champignons.

Dans le cas de l'aluminium et du cuivre, les concentrations naturelles mesurées dans les champignons se situent très près de la limite du NCR. L'épandage de fortes doses de boues (400 et 800 kg/ha d'azote disponible) a contribué à augmenter les concentrations en aluminium et en cuivre à des valeurs dépassant les critères de qualité du NCR. Par conséquent, la plus grande accumulation d'aluminium et de cuivre par les champignons est à considérer car elle pourrait comporter certains risques pour la chaîne alimentaire.

Les observations recueillies sur l'impact de la valorisation sylvicole des boues sur la composition chimique des champignons dans le cadre des présents essais sont limitées et elles manquent également de rigueur. Il serait important que des travaux plus complets soient entrepris afin de mieux établir les risques que les épandages peuvent comporter au niveau des champignons.

Sur la base des informations obtenues à la suite des présents travaux, certaines recommandations pourraient être envisagées. En premier lieu, il serait préférable d'éviter de faire des épandages de boues sur des sites reconnus comme étant sujet à la récolte et à la consommation de champignons. Dans l'éventualité où des boues seraient appliquées, il est recommandable d'attendre que la couche de boues disparaisse complètement avant d'autoriser la reprise de la cueillette, ce qui pourrait prendre quelques années dans certains cas. On pourrait également envisager de faire l'analyse de certains métaux dans des échantillons représentatifs avant de permettre de nouveau la cueillette de champignons au niveau de sites ayant déjà reçu des boues.

### 3.2.1.4.4 Coulée et composition chimique de la sève d'érable

Les tableaux 82 et 83 présentent les résultats de coulée et de composition chimique de la sève d'érable à sucre récoltée au cours des printemps 1993 et 1994.

Tableau 82 Influence des traitements sur le volume de coulée, l'indice BRIX de la concentration en sucres et sur la teneur en azote minéral de la sève d'érable récoltée au cours des printemps 1993 et 1994<sup>1, 2</sup>

Traitement <sup>3</sup>	Volume de coulée (L/arbre)		Indice BRIX (% solides totaux) <sup>4</sup>		N-NH <sub>4</sub> (mg/L)		N-NO <sub>3</sub> (mg/L)		N <sub>minéral</sub> (NH <sub>4</sub> + NO <sub>3</sub> ) (mg/L)	
	1993	1994	1993	1994	1993	1994	1993	1994	1993	1994
Témoin	55,0a	73,7a	4,1a	2,8a	n.a.	0,05c	n.a.	0,05b	n.a.	0,10b
200-P	33,0a	48,6a	5,2a	2,8a	n.a.	0,05c	n.a.	0,93a	n.a.	0,98a
400-P	40,9a	63,8a	4,9a	2,9a	n.a.	0,08bc	n.a.	1,74a	n.a.	1,82a
800-P	35,4a	54,4a	4,9a	2,9a	n.a.	0,35b	n.a.	1,33a	n.a.	1,68a
200-A	41,6a	87,9a	4,6a	2,9a	n.a.	1,01a	n.a.	0,37ab	n.a.	1,38a
400-A	30,2a	63,3a	5,0a	3,2a	n.a.	1,66a	n.a.	0,36ab	n.a.	2,02a

1. Les chiffres présentés sont la moyenne des analyses de tissus 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 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. Les solides totaux sont principalement constitués de saccharose (Coons, 1987).

De façon générale, les données recueillies au printemps 1993 ne révèlent aucune différence entre les traitements au niveau de la coulée et de la teneur en sucres et en métaux de la sève (tableaux 82 et 83). Ces résultats étaient prévisibles puisque les applications de boues n'avaient pas encore été effectuées à cette période. Ils montrent ainsi une bonne homogénéité initiale entre les arbres des différentes parcelles.

Les résultats du tableau 82 indiquent par ailleurs que les applications printanière et automnale de boues en 1993 n'ont eu aucun impact sur la coulée et la teneur en sucres de la sève récoltée au printemps 1994. On constate cependant que la valorisation des boues a induit des changements assez appréciables au niveau de la teneur en azote minéral et en métaux de la sève récoltée en 1994.

Tous les traitements comportant l'épandage de boues (200-P, 400-P, 800-P, 200-A et 400-A) ont conduit à une augmentation importante de la concentration en azote minéral dans la sève en 1994 (tableau 82). L'analyse statistique des données montre en effet que les concentrations moyennes en azote minéral observées avec ces cinq traitements (0,98 à 2,02 mg/L) sont significativement plus élevées que la teneur naturelle (0,10 mg/L), retrouvée au niveau des parcelles témoins. Les résultats obtenus avec l'analyse des fractions N-NH<sub>4</sub> et N-NO<sub>3</sub> indiquent par ailleurs que la valorisation des boues a également

Tableau 83 Influence des traitements sur la teneur en métaux de la sève récoltée au cours des printemps 1993 et 1994<sup>1, 2</sup>

Traitement <sup>3</sup>	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 <sup>4</sup>	—		—		50 - 2630		80 - 4290		—		3 - 2090		130 - 17000	

1. Les chiffres présentés sont la moyenne des analyses de tissus 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 deDuncan).

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.

eu des impacts au niveau de la forme d'azote minéral prélevée. On constate ainsi que la fertilisation des arbres avec des boues au printemps 1993 a eu tendance à favoriser l'absorption de nitrates en 1994 alors que les applications de boues à l'automne 1993 ont plutôt mené à un accroissement des prélèvements d'azote sous forme ammoniacale. Les informations des sections 3.2.1.1 et 3.2.1.3 indiquent que la valorisation des boues en érablière a contribué à enrichir considérablement le sol et l'eau de percolation en azote ammoniacal et en nitrates. Ainsi, l'accroissement de la disponibilité de l'azote et sa plus grande absorption par les érables expliquent probablement l'augmentation des concentrations en azote minéral dans la sève au cours du printemps 1994. Il semble toutefois que le prélèvement accru de l'azote par les érables n'a pas eu d'impact sur la composition des tissus foliaires. Aucune influence particulière des traitements n'a en effet été observée au niveau de la teneur en azote total des feuilles récoltées en août 1993 et en août 1994 (cf. section 3.2.1.4.3.1). Par ailleurs, la prédominance initiale de l'azote sous forme ammoniacale dans le sol et l'eau de percolation dans les premières semaines qui ont suivi les épandages et la nitrification (cf. sections 3.2.1.1 et 3.2.1.3) semblent expliquer les différences observées au niveau des fractions  $N-NH_4$  et  $N-NO_3$  dans la sève des érables fertilisés au printemps ou à l'automne. La plus grande disponibilité des nitrates dans le sol et l'eau de percolation associée aux épandages de printemps semble ainsi avoir favorisé l'absorption de cette forme par les érables vers la fin de la saison 1993. Par contre, la prédominance initiale de l'azote ammoniacal dans les parcelles amendées à l'automne 1993 explique probablement pourquoi cette forme a été plus abondante dans la sève au printemps 1994.

Les concentrations en aluminium de la sève récoltée au printemps 1994 se sont accrues considérablement sous l'effet des applications de boues au printemps 1993 (tableau 83). Les valeurs moyennes mesurées avec les arbres des traitements 200-P, 400-P et 800-P (172, 204 et 241  $\mu\text{g/L}$  respectivement) comportent des différences statistiques significatives avec celles obtenues avec le témoin et les traitements 200-A et 400-A appliqués à l'automne 1993 (75, 109 et 80  $\mu\text{g/L}$  respectivement). Les teneurs en aluminium plus élevées qui ont été notées dans l'eau de percolation (cf. section 3.2.1.3.4) expliquent vraisemblablement les impacts observés. L'absence d'un accroissement des concentrations avec les traitements comportant une application automnale de boues est probablement reliée à la faible disponibilité de l'aluminium dans les premières semaines suivant l'application des boues et aux possibilités restreintes d'absorption par les érables pendant la fin de la saison de croissance.

La valorisation des boues semble avoir comporté quelques impacts au niveau du cadmium. Les tests statistiques (tableau 83) indiquent en effet que les applications printanières de boues (traitements 200-P, 400-P et 800-P) ont eu tendance à favoriser une plus grande accumulation de cadmium dans la sève que celles effectuées à l'automne (traitements 200-A et 400-A). L'augmentation constatée est toutefois d'une ampleur limitée et on observe d'ailleurs aucune différence significative entre le témoin et l'ensemble des autres traitements. Le faible lessivage de cadmium observé avec l'eau de percolation (cf. section 3.2.1.3.5) pourrait expliquer les impacts relevés au niveau de la sève.

Les applications de boues au printemps (traitement 200-P, 400-P et 800-P) n'ont pas eu d'effet appréciable sur la teneur en cuivre de la sève. Les épandages d'automne à une dose de boues correspondant à 400 kg/ha d'azote disponible ont par contre favorisé une absorption de cuivre plus élevée. L'analyse statistique des données recueillies (tableau 83) montre que la valeur mesurée avec le traitement 400-A (43,2 µg/L) est significativement plus importante que celles obtenues pour le témoin (29,1 µg/L) et pour l'ensemble des traitements comportant un épandage au printemps (17,6 à 21,7 µg/L). Aucun des paramètres étudiés au niveau du sol, de l'eau de percolation ou de la composition chimique des tissus foliaires (cf. sections 3.2.1.1, 3.2.1.3 et 3.2.1.4.3) ne permet d'apporter une explication au phénomène observé avec le traitement 400-A.

La réalisation des tests statistiques n'a pas permis de déceler de différences significatives entre les traitements au niveau du fer, du manganèse, du plomb et du zinc (tableau 83). Malgré l'absence de différences statistiques, on observe cependant que la fertilisation des érables avec des boues au printemps 1993 (traitements 200-P, 400-P et 800-P) a eu tendance à favoriser une plus grande accumulation de fer et de manganèse dans la sève en 1994. Dans le cas du manganèse, les données recueillies au niveau de l'eau de percolation et de la composition chimique des tissus foliaires (cf. sections 3.2.1.3.5 et 3.2.1.4.3.1) tendent d'ailleurs à démontrer que les boues ont conduit à un accroissement de sa disponibilité et de son absorption par les érables. Aucune donnée ne permet par contre d'appuyer la tendance relevée au niveau du fer.

Les présents essais apportent des informations nouvelles sur les impacts de la valorisation sylvicole des boues. En effet, il n'existe pas de travaux connus qui ont permis d'étudier l'influence de telles pratiques sur la coulée et la composition chimique de la sève d'érable (cf. section 1.2.2.4). Les résultats obtenus indiquent notamment que les érables peuvent absorber de plus grandes quantités d'azote vers la fin de la saison lorsque des boues ont été épandues au printemps ou à l'automne. Ce phénomène pourrait comporter certaines conséquences sur l'aoûtement et la résistance des arbres au gel hivernal. Il est en effet reconnu qu'une fertilisation trop forte en azote vers la fin de la saison (août) peut rendre ceux-ci moins résistants aux dommages par les températures froides et les dégels hivernaux (Salisbury et Ross, 1985). L'enrichissement de la sève en azote minéral peut également modifier le goût et la qualité du sirop d'érable (cf. section 1.2.2.4). Ces aspects n'ont pas été étudiés dans le cadre du présent projet de recherche. Par conséquent, la réalisation de travaux plus complets et s'étendant sur une période plus longue devrait être envisagée.

Par ailleurs, lorsque l'on considère les étendues naturelles des métaux dans la sève rapportées dans la littérature (cf. tableau 83), l'ampleur des augmentations observées dans le cadre de la présente étude à la suite des épandages de boues semble plutôt négligeable.

L'augmentation de l'aluminium dans la sève est toutefois préoccupante car une plus grande disponibilité pour les végétaux peut être toxique. La période de suivi de la sève a été limitée à une seule saison. Des impacts plus importants pourraient en effet se manifester plus tard dans le temps et il demeure difficile d'établir si les effets observés sont susceptibles de comporter des risques au niveau de la consommation des produits de

l'érable par les humains. Par conséquent, il serait donc important de réaliser des travaux s'étendant sur une période de plusieurs années (ex.: 3 à 5 ans).

## **3.2.2 Expérience no. 2: Valorisation de boues liquides en plantation d'arbres de Noël**

### **3.2.2.1 Influence sur la chimie du sol**

#### **3.2.2.1.1 Azote**

L'évolution des teneurs des fractions N-NTK, N-NO<sub>3</sub> et N-NH<sub>4</sub> dans les couches de sol 0-15 cm et 15-30 cm de la plantation d'arbres de Noël en 1993 et 1994 est présentée au tableau 84.

Les résultats obtenus en 1993 et 1994 ne révèlent aucun effet statistique significatif entre les différents traitements appliqués dans le cas des trois fractions azotées qui ont été analysées dans les deux couches de sol. Certaines tendances et observations méritent cependant d'être soulignées.

Les concentrations en azote total Kjeldhal (N-NTK = N<sub>organique</sub> + N-NH<sub>4</sub>), mesurées seulement dans la couche de sol de surface (0-15 cm), se sont pour la plupart maintenues entre 3000 et 4000 µg/g (tableau 84). L'azote organique constitue la majeure partie de la fraction N-NTK du sol de la plantation d'arbres de Noël. Les teneurs en azote ammoniacal sont en effet très faibles par rapport à celles en N-NTK et elles sont toutes inférieures à 100 µg/g (tableau 84). Les résultats obtenus au niveau de la fraction N-NTK indiquent ainsi que l'apport de boues liquides, à des doses variant entre 80 et 320 kg/ha d'azote disponible, n'est pas en mesure d'améliorer significativement le contenu en azote organique du sol de la plantation d'arbres de Noël. La quantité d'azote total apportée par les boues est d'ailleurs assez faible par rapport aux teneurs naturellement retrouvées dans le sol. Selon, la section 3.1, la charge en azote total du traitement comportant une dose de 320 kg/ha d'azote disponible est égale de 760 kg/ha, ce qui équivaut à 340 µg/g pour une profondeur de sol de 15 cm. Cette valeur représente environ 10 % des concentrations mesurées au niveau de la couche 0-15 cm. Il est tout de même possible que l'épandage de boues liquides soit en mesure de maintenir ou même d'augmenter quelque peu la réserve en azote organique du sol à moyen et à long terme avec des applications fréquentes et répétées.

Même si elle n'est pas significative, on observe tout de même une tendance à l'accroissement des concentrations en nitrates dans les couches de sol 0-15 cm et 15-30 cm lors de l'échantillonnage d'octobre 1993. La nitrification de l'azote ammoniacal provenant initialement des boues et de la minéralisation subséquente dans le sol expliquent probablement la tendance observée. Ce phénomène a d'ailleurs été mis en évidence avec les essais en érablière (cf. section 3.2.1.1.1) et d'autres travaux (cf. section 1.2.3.1). Le lessivage des nitrates au cours de la saison 1993 peut avoir eu des impacts importants sur



Tableau 84 Évolution de la teneur des trois fractions azotées dans le sol de la plantation d'arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994<sup>1, 2, 3</sup>

Couche (cm)	Traitement <sup>4</sup>	N-NTK (µg/g sol sec)					N-NO <sub>3</sub> (µg/g sol sec)						N-NH <sub>4</sub> (µg/g sol sec)							
		Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Août 94 (C)	Écart B-A	Écart C-A	Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Juin 94 (C)	Août 94 (D)	Écart B-A	Écart C-A	Écart D-A	Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Juin 94 (C)	Août 94 (D)	Écart B-A	Écart C-A	Écart D-A
0-15	Témoin	3800	3100	3300	-700a	-500a	17	24	12	15	7a	-5a	-2a	18	42	23	9	24a	5a	-9a
	Régie prod.	3950	3400	3800	-550a	-150a	21	11	13	16	-10a	-8a	-5a	14	28	12	6	14a	-2a	-8a
	80-P	3550	3100	3200	-450a	-350a	19	33	13	14	14a	-6a	-5a	15	10	22	11	-5a	7a	-4a
	160-P	3400	3350	3800	-50a	400a	17	41	16	19	24a	-1a	2a	12	10	20	5	-2a	8a	-7a
	320-P	4300	3700	3800	-600a	-500a	17	47	21	20	30a	4a	3a	17	4	18	10	-13 a	1a	-7a
15-30	Témoin	n.a.	n.a.	n.a.	---	---	3	4	4	9	-1a	1a	7a	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	---	---	---
	Régie prod.	n.a.	n.a.	n.a.	---	---	2	4	4	14	1a	2a	12a	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	---	---	---
	320-P	n.a.	n.a.	n.a.	---	---	2	16	4	7	14a	2a	5a	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	---	---	---

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 de juin 1993 a été effectué avant l'épandage des boues.
4. Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible. La lettre qui suit le chiffre précise qu'il s'agit d'une application au printemps ('P').

les concentrations retrouvées dans le sol en octobre 1993. Les données recueillies au niveau de l'eau de percolation (cf. section 3.2.2.4) montrent d'ailleurs un accroissement significatif du lessivage des nitrates au cours de la saison 1993.

Les données concernant l'azote ammoniacal dans la couche 0-15 cm en octobre 1993 tendent à montrer que l'apport de doses croissantes de boues a conduit à une réduction des teneurs de cette fraction dans le sol. Même si elle n'est pas significative, l'ampleur de la tendance apparaît assez appréciable pour qu'on la considère comme plausible. Dans ce cas, la réponse obtenue au niveau de l'azote ammoniacal dans la couche de sol 0-15 cm de la plantation d'arbres de Noël en octobre 1993, soit près de 3 mois après les épandages, serait contraire à celles observées en érablière (cf. section 3.2.1.1.1) et dans la majorité des études relevées dans la littérature (cf. section 1.2.3.1). Le pH du sol et la stimulation par les boues de la flore microbienne responsable de la nitrification pourrait expliquer cette différence. Un pH acide, tel que celui retrouvé en érablière, est en effet moins favorable à la nitrification de l'azote ammoniacal, de telle sorte qu'on observe souvent une accumulation plus importante de cette fraction dans le sol (cf. section 1.2.3.1). Selon Burton *et al.* (1986), l'épandage de boues serait en mesure de favoriser la nitrification par l'inoculation de microorganismes et la création de microsites comportant des conditions plus optimales. Un niveau de nitrification plus intense dans le sol pourrait ainsi avoir entraîné une diminution plus importante de la fraction ammoniacale dans le sol de la plantation, échantillonné en septembre 1993.

Dans l'ensemble, les résultats obtenus au niveau du sol suggèrent que l'application de boues liquides, à des doses se situant entre 80 et 320 kg/ha d'azote disponible, pourra avoir des effets bénéfiques sur la croissance des sapins, découlant en partie d'un apport d'azote ammoniacal pouvant être absorbé directement par les arbres ou transformé en nitrates, une forme également prélevée en grande quantité par les végétaux. Au point de vue environnemental, l'enrichissement en azote ammoniacal et en nitrates peut comporter des impacts sur la qualité de l'eau. Ceux-ci sont présentés et discutés dans la section 3.2.2.4.

#### **3.2.2.1.2 Carbone total et rapport C/N**

Le tableau 85 présente les résultats d'analyse du carbone organique total ainsi que le rapport C/N de la couche de sol 0-15 cm.

Les données recueillies montrent que l'application de doses de boues atteignant jusqu'à 320 kg/ha d'azote disponible n'a pas contribué à augmenter significativement la teneur en carbone de la couche de sol 0-15 cm pendant les saisons 1993 et 1994. Le rapport C/N a également très peu varié. Ces résultats indiquent que la valorisation de boues liquides en plantation d'arbres de Noël jusqu'à des doses de 320 kg/ha d'azote disponible semble comporter relativement peu d'impact sur la teneur en matière organique du sol à court terme. Ces observations sont en accord avec d'autres travaux de nature similaire. En Ohio, Lambert et Weidensaul (1982) n'ont en effet pas mesuré d'accumulation de matière

Tableau 85 Évolution de la teneur en carbone organique total et du rapport C/N dans la couche 0-15 cm du sol de la plantation d'arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994<sup>1, 2, 3</sup>

Traitement <sup>4</sup>	Carbone organique total (µg/g sol sec)					Rapport C/N (µg/g sol sec)				
	Mai 93 (A)	Oct 93 (B)	Août 94 (C)	Écart B-A	Écart C-A	Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Août 94 (C)	Écart B-A	Écart C-A
Témoin	38000	33000	39000	-5000a	1000a	10	10	12	0a	2a
Régie prod.	41000	38000	45000	-3000a	4000a	11	11	12	0a	1a
80-P	37000	31000	32000	-6000a	-5000a	10	10	10	0a	0a
160-P	34000	34000	38000	0a	4000a	10	10	10	0a	0a
320-P	44000	38000	44000	-6000a	0a	10	10	11	0a	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 de juin 1993 a été effectué avant l'épandage des boues.

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

organique dans le sol de plantations d'arbres de Noël ayant reçu des doses de boues atteignant 4500 kg/ha d'azote total, soit approximativement 2000 kg/ha d'azote disponible.

À moyen et long terme toutefois, des applications fréquentes et répétées de boues liquides pourraient peut-être permettre une certaine accumulation de matière organique dans les sols, surtout s'ils comportent initialement peu de matière organique. L'enfouissement des boues dans le sol pourrait également être plus favorable (cf. section 1.2.3.2).

### 3.2.2.1.3 pH

Le pH a été mesuré à quatre reprises dans le sol de la couche de surface 0-15 cm. Le tableau 86 présente les résultats obtenus.

De façon générale, on constate que le pH du sol de la plantation à l'étude s'est maintenu dans la gamme optimale recommandée pour la production d'arbres de Noël, soit de 5,5 à 6,0 (Veilleux, 1987). L'application de boues municipales a toutefois certains impacts. On note en effet des différences significatives entre traitements lors de l'échantillonnage d'octobre 1993, i.e. environ trois mois après la réalisation des épandages. Comparativement au témoin et au traitement comportant la régie de production (engrais minéraux), l'application de doses de boues équivalentes à 80 et 320 kg/ha d'azote disponible a conduit à une diminution de pH. Le traitement comportant 160 kg/ha d'azote disponible ne montre, par contre, aucune différence significative avec les quatre autres et il est difficile d'expliquer pourquoi il n'a pas eu le même effet que les deux autres taux d'application. L'impact au niveau des traitements 80-P et 320-P semble avoir été temporaire puisque les données recueillies en juin et en août 1994 ne montrent aucune différence significative entre les moyennes des cinq traitements.

La diminution légère du pH en septembre 1993 pourrait être attribuable à la nitrification de l'azote ammoniacal apporté par les boues et leur minéralisation subséquente. Ce processus contribue en effet au relâchement d'ions H<sup>+</sup> dans le sol et à son acidification (cf. section 1.2.3.1). Plusieurs chercheurs (Harrison *et al.*, 1994; Lutrick *et al.*, 1986; Corey *et al.*, 1986) ont d'ailleurs observé ce phénomène à la suite de travaux portant sur la valorisation de boues municipales en milieu forestier. Les résultats concernant le pH dans le sol de la plantation d'arbres de Noël sont toutefois contraires à ce qui a été observé au niveau de l'érablière. La plus forte concentration en ammonium des boues de Victoriaville en comparaison à celle des boues de la CUQ pourrait expliquer en partie la différence entre les deux sites. La nitrification de quantités d'ammonium plus importantes en plantation d'arbres de Noël pendant la saison 1993 pourrait avoir eu comme conséquence une légère diminution de pH du sol. L'acidité plus élevée du sol de l'érablière est par ailleurs moins favorable à la nitrification. Ainsi, les conditions plus optimales (pH et concentrations d'ammonium supérieures) retrouvées en plantation d'arbres de Noël ont probablement favorisé une nitrification plus intense de l'ammonium apporté par les boues.

Tableau 86 Évolution du pH dans la couche 0-15 cm du sol de la plantation d'arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994<sup>1, 2, 3</sup>

Traitement <sup>4</sup>	pHeau			
	Juin 93	Oct 93	Juin 94	Août 94
Témoin	5,61a	6,06a	5,82a	5,93a
Régie production	5,79a	6,06a	5,74a	5,80a
80-P	5,65a	5,77b	5,73a	5,72a
160-P	5,56a	5,90ab	5,69a	5,57a
320-P	5,67a	5,77b	5,63a	5,55a

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 de juin 1993 a été effectué avant l'épandage des boues.
4. Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible. La lettre qui suit le chiffre précise qu'il s'agit d'une application au printemps ('P').

La légère diminution du pH du sol associée à l'épandage de doses de boues liquides équivalentes à 80 et 320 kg/ha en 1993 a probablement peu d'impacts cultureux et environnementaux. Les données recueillies au niveau de l'eau et des végétaux (cf. sections 3.2.2.4 et 3.2.2.5.2) permettent de mieux évaluer cet aspect.

### 3.2.2.1.4 Éléments assimilables et biodisponibles

Les tableaux 87 à 89 exposent les résultats d'analyse de différents éléments assimilables et biodisponibles (P, K, Ca, Mg, Al et Fe) dans le sol de la plantation de Noël à la suite d'une extraction avec une solution Mehlich III.

De façon générale, on constate que plusieurs valeurs concernant le P et le K assimilables se situent légèrement sous les recommandations minimales rapportées par Veilleux (1986). Sur une base d'extraction Mehlich III, ces seuils minimum équivalent, en effet, environ à 50-70 µg/g pour le P, 80 µg/g pour le K, 330 µg/g pour le Ca et 85 µg/g pour le Mg. Ainsi, le sol de la plantation utilisée apparaît déficient en P et K assimilables alors que les niveaux de Ca et Mg dépassent amplement les teneurs minimales recommandées.

Les données du tableau 87 montrent que la fertilisation avec des doses de boues équivalentes à 160 et 320 kg/ha d'azote disponible a conduit à un enrichissement en P<sub>assimilable</sub> des 15 premiers centimètres de sol. En comparaison au témoin, les résultats obtenus avec les traitements comportant des doses de 160 et 320 kg/ha d'azote disponible révèlent en effet un accroissement significatif (+19 et +27 µg/g respectivement) de la concentration en P<sub>assimilable</sub> entre juin (avant épandage) et en octobre 1993 (3 mois après les épandages). La teneur en P<sub>assimilable</sub> du traitement 160-P est cependant demeurée comparable à celle de la régie de production alors qu'elle s'est avérée significativement plus élevée pour le traitement extrême 320-P. L'impact observé en 1993 s'est par ailleurs maintenu en 1994 pour le traitement 320-P avec des accroissements significatifs (vs teneur

Tableau 87 Évolution de la teneur en phosphore et en potassium assimilables (extraction Mehlich III) dans le sol de la plantation d'arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994<sup>1, 2, 3</sup>

Couche (cm)	Traitement <sup>4</sup>	P (µg/g sol sec)							K (µg/g sol sec)						
		Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Juin 94 (C)	Août 94 (D)	Écart B-A	Écart C-A	Écart D-A	Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Juin 94 (C)	Août 94 (D)	Écart B-A	Écart C-A	Écart D-A
0-15	Témoin	32	31	36	24	-1c	4b	-8b	99	34	101	73	-45a	2a	-26a
	Régie prod.	37	38	39	45	1bc	2b	8b	120	65	92	88	-55a	-28a	-32a
	80-P	35	29	49	43	-6c	14b	8b	74	48	84	59	-26a	10a	-15a
	160-P	34	53	54	40	19ab	20b	6b	68	59	88	70	-9a	20a	2a
	320-P	21	48	85	48	27a	64a	27a	89	72	120	80	-17a	31a	-9a
Recommandations de teneur minimale pour la culture <sup>5</sup>		50-70							80						

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 de juin 1993 a été effectué avant l'épandage des boues.
4. Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible. La lettre qui suit le chiffre précise qu'il s'agit d'une application au printemps ('P').
5. Valeurs estimées à partir des recommandations de Veilleux (1986) et des facteurs de conversion pour les différentes méthodes de détermination de disponibilité du phosphore et du potassium dans les sols du CPVQ (1988). Concentrations établies pour une profondeur de sol de 20 cm.

Tableau 88 Évolution de la teneur en calcium et en magnésium assimilables (extraction Mehlich III) dans le sol de la plantation d'arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994<sup>1, 2, 3</sup>

Couche (cm)	Traitement <sup>4</sup>	Ca (µg/g sol sec)							Mg (µg/g sol sec)						
		Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Juin 94 (C)	Août 94 (D)	Écart B-A	Écart C-A	Écart D-A	Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Juin 94 (C)	Août 94 (D)	Écart B-A	Écart C-A	Écart D-A
0-15	Témoïn	1800	1300	1750	1300	-500a	-50a	-500a	236	127	202	155	-109a	-34a	-81a
	Régie prod.	2000	1950	1750	1500	-50a	-250 a	-500a	215	120	168	173	-95a	-47a	42a
	80-P	1750	1800	2050	1150	50a	300a	-600a	176	99	176	150	-77a	0a	-26a
	160-P	1800	1700	1950	1350	-100a	150a	-450a	152	110	193	160	-42a	41a	8a
	320-P	1400	1750	1950	1300	350a	550a	-100a	267	122	185	150	-145a	-82a	-117a
Recommandations de teneur minimale pour la culture <sup>5</sup>		330							85						

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 de juin 1993 a été effectué avant l'épandage des boues.
4. Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible. La lettre qui suit le chiffre précise qu'il s'agit d'une application au printemps ('P').
5. Valeurs estimées à partir des recommandations de Veilleux (1986) et des facteurs de conversion pour les différentes méthodes de détermination de disponibilité du calcium et du magnésium dans les sols du CPVQ (1988). Concentrations établies pour une profondeur de sol de 20 cm.

Tableau 89 Évolution de la teneur en aluminium et en fer assimilables (extraction Mehlich III) dans le sol de la plantation d'arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994<sup>1, 2, 3</sup>

Couche (cm)	Traitement <sup>4</sup>	Al (µg/g sol sec)							Fe (µg/g sol sec)						
		Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Juin 94 (C)	Août 94 (D)	Écart B-A	Écart C-A	Écart D-A	Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Juin 94 (C)	Août 94 (D)	Écart B-A	Écart C-A	Écart D-A
0-15	Témoin	1087	563	718	633	-524a	-369a	-454a	365	417	427	380	52a	62a	15a
	Régie prod.	1027	622	762	702	-405a	-265a	-325a	347	397	405	405	50a	58a	58a
	80-P	1073	663	722	643	-410a	-351a	-430a	438	390	423	428	-48a	-15a	-10a
	160-P	967	573	783	670	-394a	-184a	-297a	317	343	415	377	26a	98a	60a
	320-P	1250	762	877	780	-488a	-373a	-470a	285	301	317	283	16a	32a	-2a
15-30	Témoin	n.a.	683a	798a	553a	---	---	---	n.a.	302a	345a	285a	---	---	---
	Régie prod.	n.a.	633a	743a	625a	---	---	---	n.a.	328a	332a	288a	---	---	---
	320-P	n.a.	750a	792a	580a	---	---	---	n.a.	268a	283a	240a	---	---	---

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 de juin 1993 a été effectué avant l'épandage des boues.

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

5. Valeurs estimées à partir des recommandations de Veilleux (1986) et des facteurs de conversion pour les différentes méthodes de détermination de d



initiale) de +64 et +27 µg/g. Dans le cas du traitement 160-P, les tests statistiques effectués indiquent que l'effet s'est résorbé en 1994 et aucun impact n'a été observé.

Les résultats obtenus en plantation d'arbres de Noël au niveau de phosphore assimilable corroborent ceux de l'érablière et d'autres travaux similaires (cf. sections 3.2.1.1 et 1.2.3.1) et ils confirment que les boues peuvent constituer une source de phosphore intéressante pour les sols agricoles et forestiers. Dans le cas de la plantation utilisée pour les essais, cet impact pourrait notamment être très bénéfique puisque les teneurs en P<sub>assimilable</sub> mesurées dans le sol initial et dans les parcelles fertilisées avec des engrais minéraux sont faibles.

L'analyse des autres éléments assimilables dans les couches de 0-15 cm (K, Ca, Mg, Al et Fe) et 15-30 cm (Al et Fe) (tableaux 87 à 89) révèle des teneurs comparables entre le sol des cinq traitements appliqués. Par conséquent, les fertilisations avec des engrais minéraux et des boues ne semblent pas avoir été en mesure d'augmenter significativement la concentration de ces éléments assimilables dans le sol.

#### **3.2.2.1.5 Métaux totaux extraits à l'eau régale**

Le tableau 90 présente les concentrations moyennes en Cd, Cu et Mn du sol des couches de sol 0-15 cm et 15-30 cm qui ont été mesurées à trois reprises (mai 1993, octobre 1993 et août 1994) dans la plantation d'arbres de Noël. Les indices de la teneur totale en métaux recommandés par le Guide québécois de valorisation sylvicole y ont été inclus. Les critères les moins et les plus sévères ainsi que les seuils de phytotoxicité répertoriés dans la littérature consultée (cf. section 1.1.4.2) y sont également rapportés.

Les résultats obtenus indiquent que l'épandage de boues jusqu'à un taux d'application comportant 320 kg/ha d'azote disponible n'a pas eu d'impact appréciable sur la teneur du sol en Cd, en Cu et Mn. Les tests statistiques n'ont en effet pas permis de déceler la présence de différences significatives (tableau 90). Les données obtenues varient considérablement et on ne dénote aucune tendance particulière pour les trois métaux dans les deux profondeurs de sol échantillonnées.

Le bilan des charges en Cd, Cu et Mn peut permettre de vérifier la validité des résultats obtenus et aider à mieux comprendre le comportement de ces éléments dans le sol. Il est reconnu que la plupart des métaux sont peu mobiles et qu'ils s'accumulent en surface du sol, i.e. dans les 15 premiers centimètres habituellement (cf. section 1.2.3.3). Dans le cas présent, seul la couche de sol 0-15 cm a donc été considérée pour l'établissement du bilan des charges. À partir des données de caractérisation des boues et de celles concernant les charges en métaux apportées par les différents traitements (cf. section 3.1), il a été possible d'estimer l'évolution théorique des concentrations en Cd, en Cu et en Mn dans la couche de sol 0-15 cm. Le tableau 91 présente les résultats de ces calculs.

Tableau 90 Évolution de la teneur des métaux extraits à l'eau régale dans le sol de la plantation d'arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994<sup>1, 2, 3</sup>

Couche	Traitement <sup>4</sup>	Cd (µg/g sol sec)					Cu (µg/g sol sec)					Mn (µg/g sol sec)				
		Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Août 94 (C)	Écart B-A	Écart C-A	Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Août 94 (C)	Écart B-A	Écart C-A	Juin 93 (A)	Oct 93 (B)	Août 94 (C)	Écart B-A	Écart C-A
0-15	Témoin	0,58	0,19	0,20	-0,39a	-0,38a	23	36	18	13a	-5a	809	873	1003	64a	194a
	Régie prod,	0,93	0,20	0,28	-0,73a	-0,65a	27	23	17	-4a	-10a	903	1218	1178	315a	275a
	80-P	0,73	0,16	0,15	-0,57a	-0,58a	24	40	21	16a	-3a	602	588	665	-14a	63a
	160-P	0,60	0,22	0,22	-0,38a	-0,38a	26	33	18	7a	-8a	1090	1227	1220	137a	130a
	320-P	0,78	0,19	0,27	-0,59a	-0,51a	20	43	23	23a	3a	863	1340	1140	467a	327a
0-30	Témoin	0,16	0,22	0,06	0,06a	-0,10a	23	48	26	25a	3a	637	603	627	-34a	-10a
	Régie prod,	0,17	0,12	0,12	-0,05a	-0,05a	23	35	20	12a	-3a	741	618	783	-123a	42a
	320-P	0,15	0,14	0,20	-0,01a	-0,05a	26	39	28	13a	2a	742	835	1080	93a	338a
Critères et seuils de phytotoxicité	Guide <sup>5</sup>	2,0					100					Aucun critère				
	+ et - sévères <sup>6</sup>	2,0 / 3,5					100 / 330					Aucun critère				
	Phytotoxicité <sup>7</sup>	3 / 8					60 / 125					1500 / 3000				

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 juin 1993 a été effectué avant l'épandage des boues.

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

5. Guide de bonnes pratiques de valorisation sylvicole (MENVIQ *et al.*, 1991)

6. Données tirées du tableau 5 (cf. chapitre 1)

7. Concentrations avec lesquelles la phytotoxicité a été observée chez certaines espèces (Kabata-Pendias et Pendias (1984), cités par Beauchemin *et al.*, 1993)

De façon générale, on constate que les charges les plus fortes, soient celles du traitement 320-P, peuvent représenter respectivement environ 1 %, 13,5 % et 0,2 % de la teneur initiale en Cd, en Cu et en Mn observée en juin 1993. Ainsi, la contamination éventuelle par le Cu apparaît comme étant le risque le plus important associé à l'épandage des boues de Victoriaville sur le sol de la plantation utilisée pour les essais. Les teneurs mesurées en octobre 1993 et en août 1994, par ailleurs ne correspondent généralement pas de façon précise à la valeur théorique apparaissant au tableau 91. Plusieurs facteurs pourraient expliquer la grande variation observée entre les valeurs théoriques et mesurées. L'hétérogénéité du sol, les dépositions atmosphériques naturelles et les concentrations en métaux relativement faibles et difficiles à mesurer sont susceptibles d'avoir occasionné une certaine variabilité entre les valeurs mesurées lors des différents échantillonnages. Des pertes par le lessivage, le ruissellement de l'eau de surface et les prélèvements végétaux peuvent également avoir influencé l'accumulation des métaux dans la couche 0-15 cm.

Les épandages de boues n'ont pas contribué à rapprocher de façon importante à court terme les concentrations en Cd et Cu des valeurs limites prescrites par le Guide québécois de valorisation sylvicole. Selon les teneurs initiales et les charges apportées, on constate en effet qu'il faudrait environ 135 et 30 épandages d'une dose de 320 kg/ha d'azote disponible pour atteindre respectivement les limites concernant le Cd et le Cu. Considérant que le Guide recommande l'application d'une dose maximale de 200 kg/ha d'azote disponible sur une période de 10 ans, il faudrait compter plusieurs siècles avant d'atteindre les valeurs limites de concentration dans le sol prescrites par le même document. Évidemment, ces prédictions ne tiennent pas compte des pertes possibles mais elle montrent tout de même que dans le cas de la plantation utilisée, la charge des métaux apportés par les boues de Victoriaville, riches en Cu notamment, semble présenter peu de risques à court et à moyen terme.

Dans l'ensemble, les résultats obtenus au niveau des métaux sont comparables à ceux de plusieurs autres travaux (cf. section 1.2.3.3). Selon ceux-ci, il semble en effet que seules les applications de boues très contaminées et de doses élevées et répétées sont susceptibles d'induire des changements importants au niveau de la concentration des métaux dans le sol. Dans le cadre de la présente étude, le Cd, le Cu et le Mn semblent ainsi comporter peu de risques dans le contexte de réalisation des essais menés en plantation d'arbres de Noël. Il est préférable de demeurer vigilant au niveau de l'accumulation des métaux associés aux boues dans le sol à moyen et à long terme. La fraction échangeable et biodisponible des métaux n'a d'ailleurs pas été étudiée dans le cadre de la présente expérience. Certains auteurs ont noté une augmentation de cette fraction à la suite de travaux comparables (cf. section 1.2.3.3). Le suivi de la qualité de l'eau et de la nutrition minérale des végétaux (cf. sections 3.2.2.3 à 3.2.2.5) aideront à établir si les niveaux de charges en Cd, Cu et Mn appliqués dans le cadre des essais en plantation d'arbres de Noël sont susceptibles de comporter des risques.

Tableau 91 Charges théoriques en cadmium, en cuivre et en manganèse dans la couche 0-15 cm du sol de la plantation d'arbres de Noël et comparaison aux données recueillies en 1993 et 1994

Traitement	Cd ( $\mu\text{g/g}$ de sol sec)				
	Teneur mesurée en juin 1993	Charge apportée <sup>1</sup>	Teneur théorique après épandage <sup>2</sup>	Teneur mesurée en octobre 1993	Teneur mesurée en août 1994
Témoin	0,58	0	0,58	0,19	0,20
Régie prod.	0,93	0	0,93	0,20	0,28
80-P	0,73	0,0023	0,73	0,16	0,15
160-P	0,60	0,0045	0,60	0,22	0,22
320-P	0,78	0,0090	0,79	0,19	0,27
Cu ( $\mu\text{g/g}$ de sol sec)					
Traitement	Teneur mesurée en juin 1993	Charge apportée <sup>1</sup>	Teneur théorique après épandage <sup>2</sup>	Teneur mesurée en octobre 1993	Teneur mesurée en août 1994
Témoin	23	0	23	36	18
Régie prod	27	0	27	23	17
80-P	24	0,68	25	40	21
160-P	26	1,35	27	33	18
320-P	20	2,70	23	43	23
Mn ( $\mu\text{g/g}$ de sol sec)					
Traitement	Teneur mesurée en juin 1993	Charge apportée <sup>1</sup>	Teneur théorique après épandage <sup>2</sup>	Teneur mesurée en octobre 1993	Teneur mesurée en août 1994
Témoin	809	0	809	873	1003
Régie prod.	903	0	903	1218	1178
80-P	602	0,44	602	588	665
160-P	1090	0,88	1091	1227	1220
320-P	863	1,76	865	1340	1140

1. Charge calculée en fonction des données de la section 3.1.2 et en considérant un facteur de conversion des kg/ha en  $\mu\text{g/g}$  de 0,45 (CPVQ, 1988).

2. Somme de la teneur mesurée en juin 1993 et de la charge apportée.

### 3.2.2.2 Comportement des agents pathogènes dans le sol

Les populations de quatre types de bactéries (coliformes fécaux, coliformes totaux, entérocoques et salmonelles) ainsi que la présence d'oeufs et de larves de parasites dans le sol ont été évaluées à plusieurs reprises en 1993 et une fois au cours de la saison 1994. Les figures 46 à 50 exposent ces résultats. Il est à noter qu'aucune figure ne montre les données se rapportant aux salmonelles. La présence de ces microorganismes s'est en effet avérée toujours négative. Il est à remarquer également qu'aucun oeuf ou larve de parasite pathogène pour les humains n'a été identifié dans les sols échantillonnés. Les figures 49 et 50 présentent donc des données qui concernent seulement des oeufs et des larves non pathogènes pour les humains.

Il faut noter par ailleurs que tous les échantillons de sol recueillis en 1993 ont été congelés (cf. section 2.9), ce qui a pu avoir certains impacts sur les résultats obtenus. Les vérifications effectuées tendent à démontrer que la congélation n'a pas influencé les résultats au niveau des bactéries (cf. section 2.9). Dans le cas des parasites, il est possible que ce traitement ait contribué à sous-évaluer quelque peu les populations. L'interprétation des résultats de 1993 a par conséquent été effectuée en considérant ces hypothèses. Les temps de survie rapportés doivent cependant être interprétés avec précaution. Il est en effet possible que la congélation des échantillons ait pu comporter certaines conséquences à ce niveau et qu'elle ait contribué à sous-évaluer les temps de survie.

Les données recueillies quatre semaines avant la réalisation des épandages ne révèlent aucune différence significative entre les cinq traitements et cela, pour chaque type d'organismes à l'étude (figures 46 à 50). Malgré une variabilité assez importante, ce qui est normal avec ce genre de données, les populations observées à ce stade étaient relativement homogènes.

Comme le montre la figure 46, l'application de doses croissantes de boues a eu des impacts sur les populations de coliformes fécaux. Les échantillonnages effectués à une et à quatre semaines après les épandages indiquent en effet que le sol du traitement ayant reçu une dose de boues équivalente à 320 kg/ha d'azote disponible comportait significativement plus de coliformes fécaux que les sols du témoin et de la régie de production. Le nombre de bactéries du témoin et de la régie de production est demeuré assez constant et a atteint entre  $10^{1.5}$  et  $10^{2.2}$  UFC/g. Avec l'application de la plus forte dose de boues, la population de coliformes fécaux a augmenté à près de  $10^{4.0}$  -  $10^{4.5}$  UFC/g. Les taux d'application plus faibles, 80 et 160 kg/ha d'azote disponible, n'ont pas eu d'impact significatif une semaine après les épandages. Selon les tests statistiques, ces traitements ont cependant mené à des populations significativement plus élevées que celle du témoin dans le sol prélevé à quatre semaines après les applications. Pour cette même période, aucun écart significatif n'est toutefois présent entre ces deux traitements et le sol ayant été soumis à la régie de production. Les impacts observés au cours des quatre premières semaines se sont par contre résorbés rapidement. Les données recueillies aux délais 8, 16 et 54 semaines indiquent en effet aucune différence significative entre les traitements. Les niveaux observés se rapprochent d'ailleurs dans l'ensemble aux valeurs initiales mesurées quatre semaines avant les applications. La survie des coliformes fécaux apportés par les boues semble ainsi relativement restreinte dans le sol à partir de huit semaines.

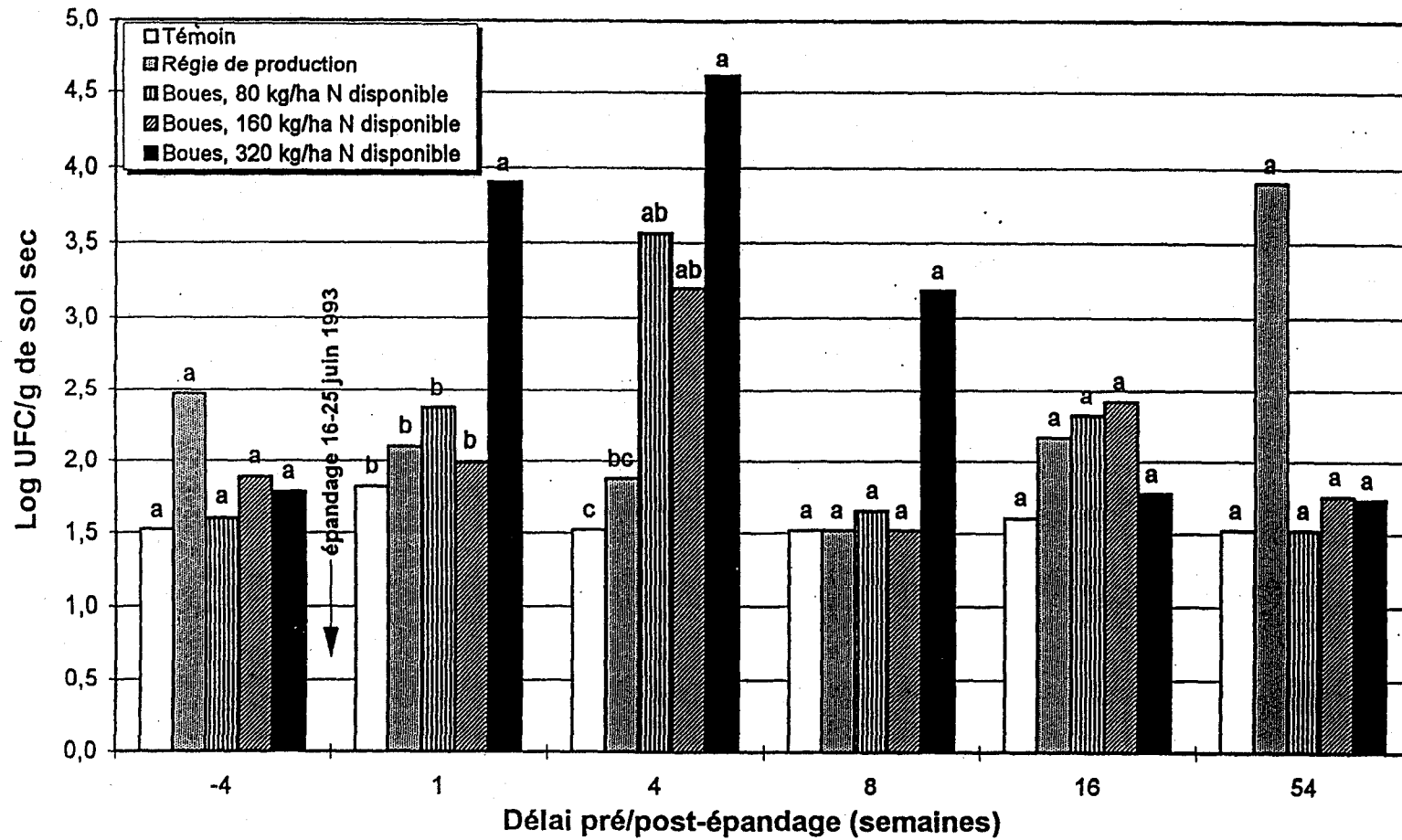


Figure 46

Évolution de la population des coliformes fécaux dans le sol de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours des saisons 1993 et 1994

Les valeurs suivies de lettres différentes comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan).

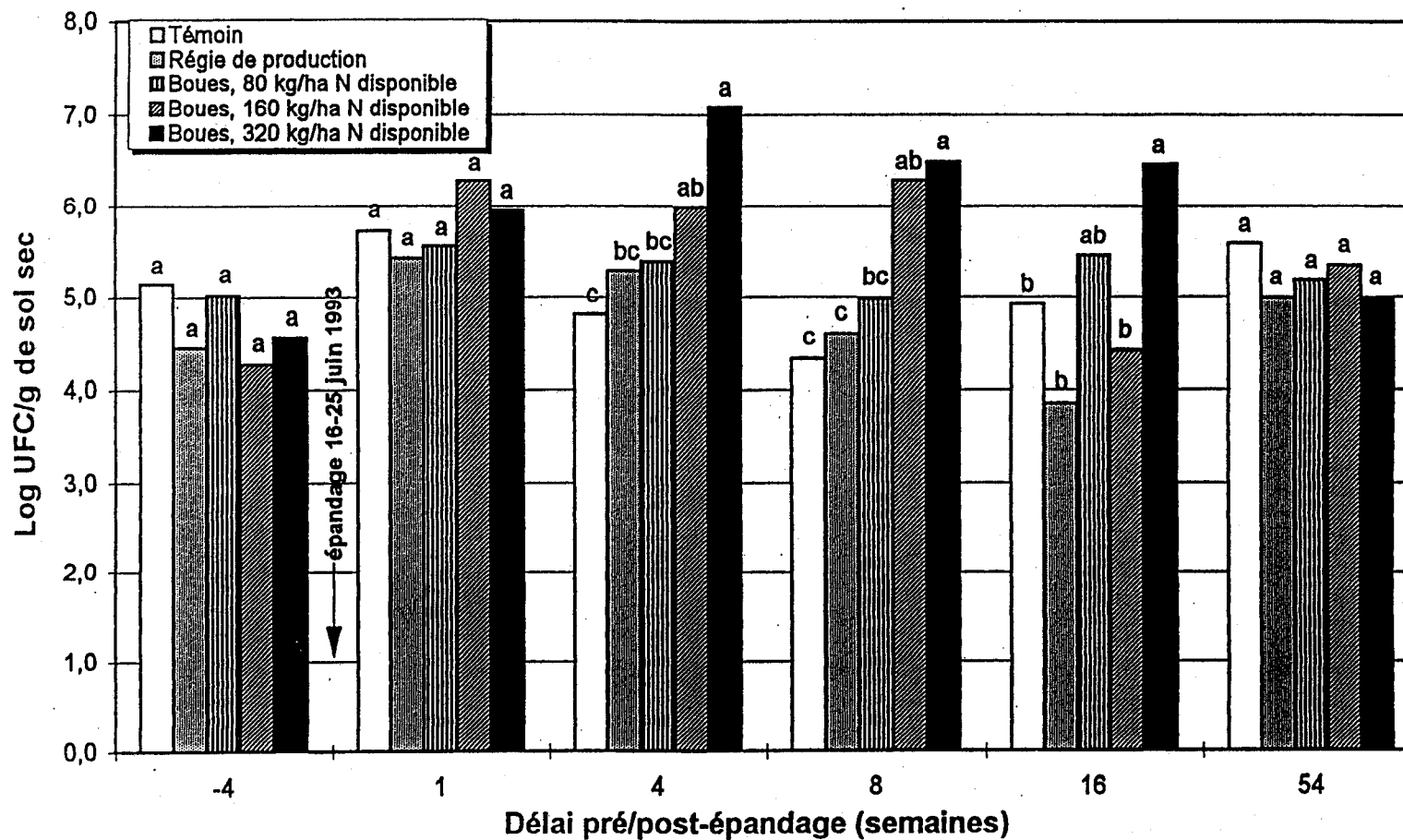


Figure 47 Évolution de la population des coliformes totaux dans le sol de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours des saisons 1993 et 1994

Les valeurs suivies de lettres différentes comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan).

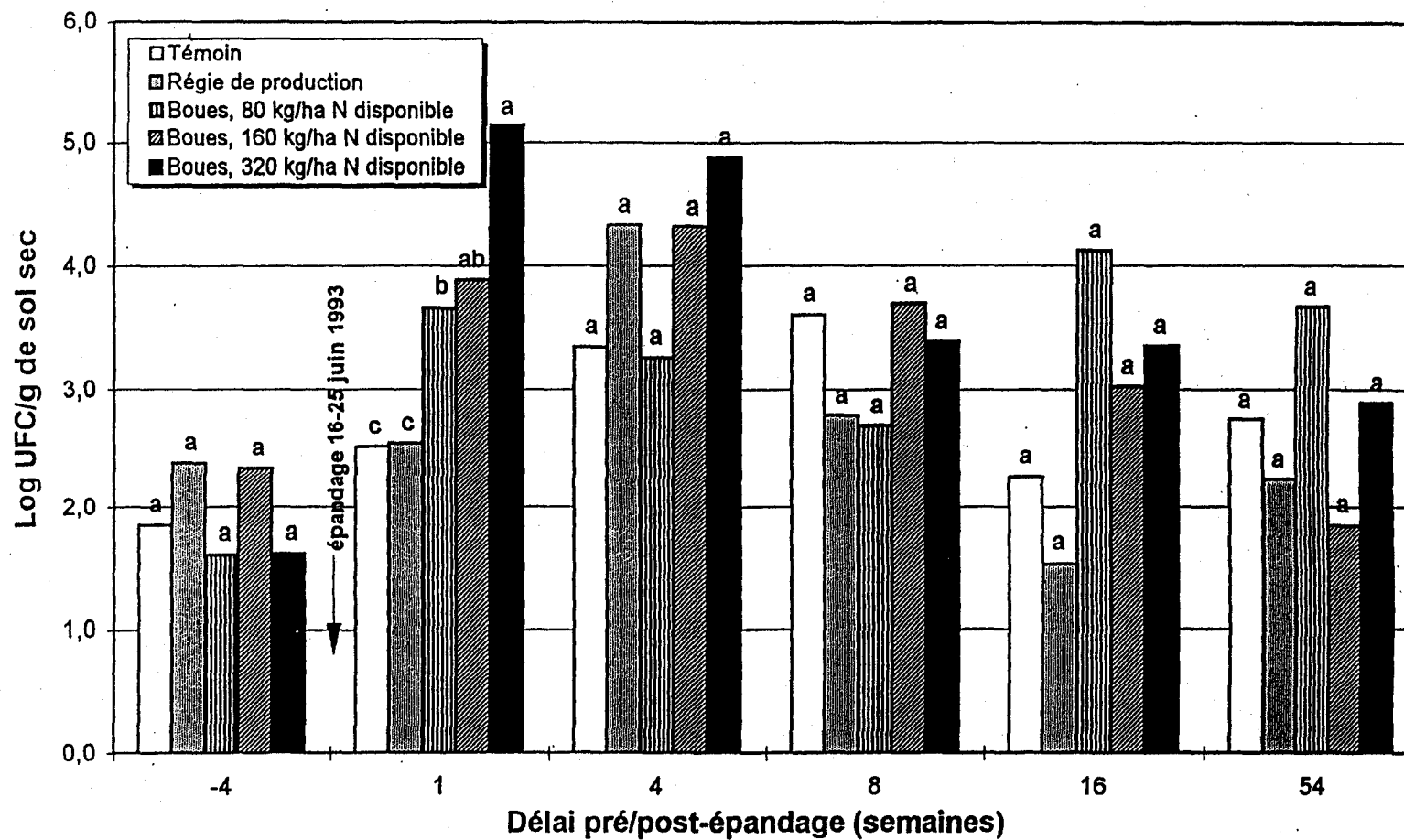


Figure 48 Évolution de la population des entérocoques dans le sol de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours des saisons 1993 et 1994  
 Les valeurs suivies de lettres différentes comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan).



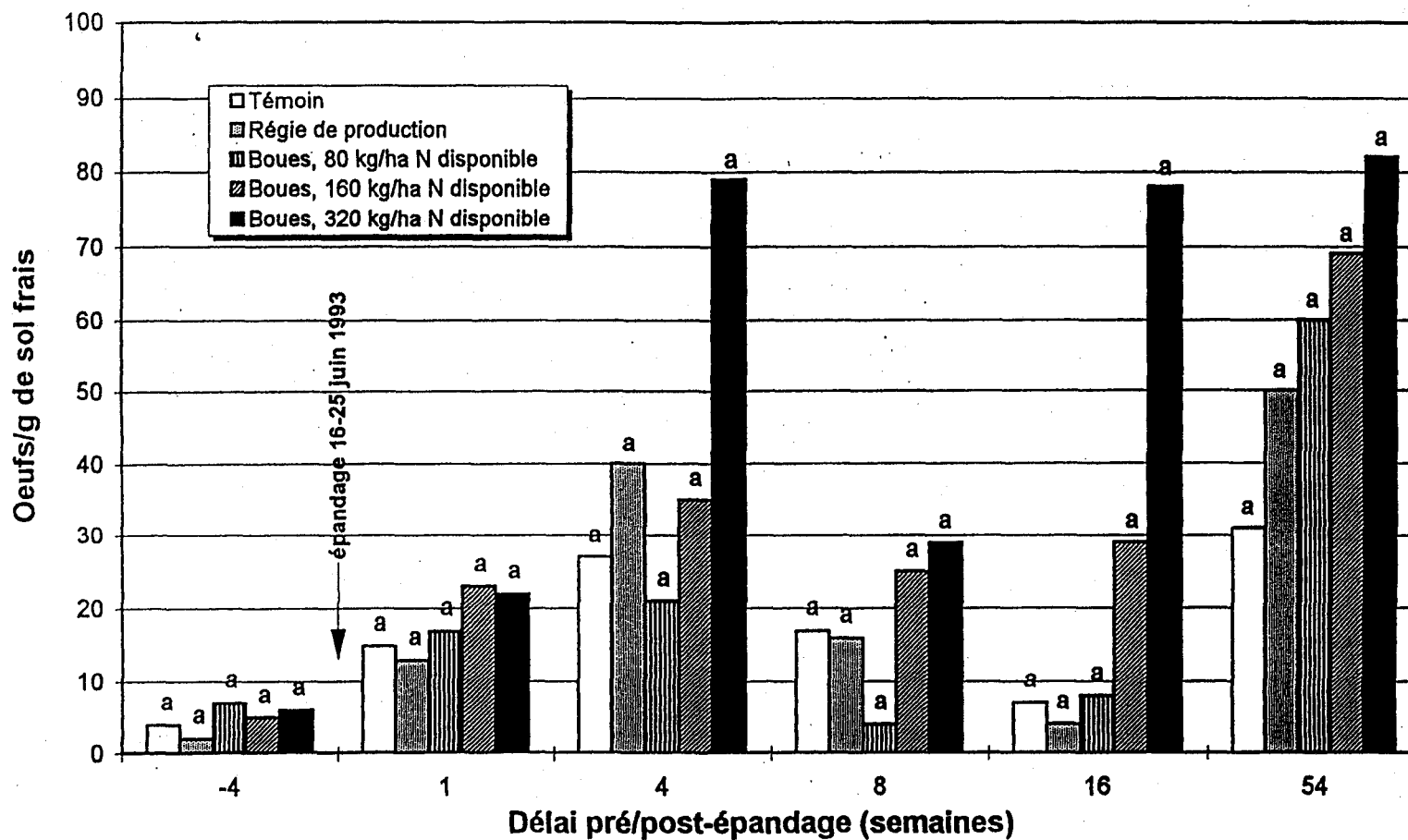


Figure 49

Évolution du nombre d'oeufs de parasites non pathogènes dans le sol de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours des saisons 1993 et 1994

Les valeurs suivies de lettres différentes comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan).

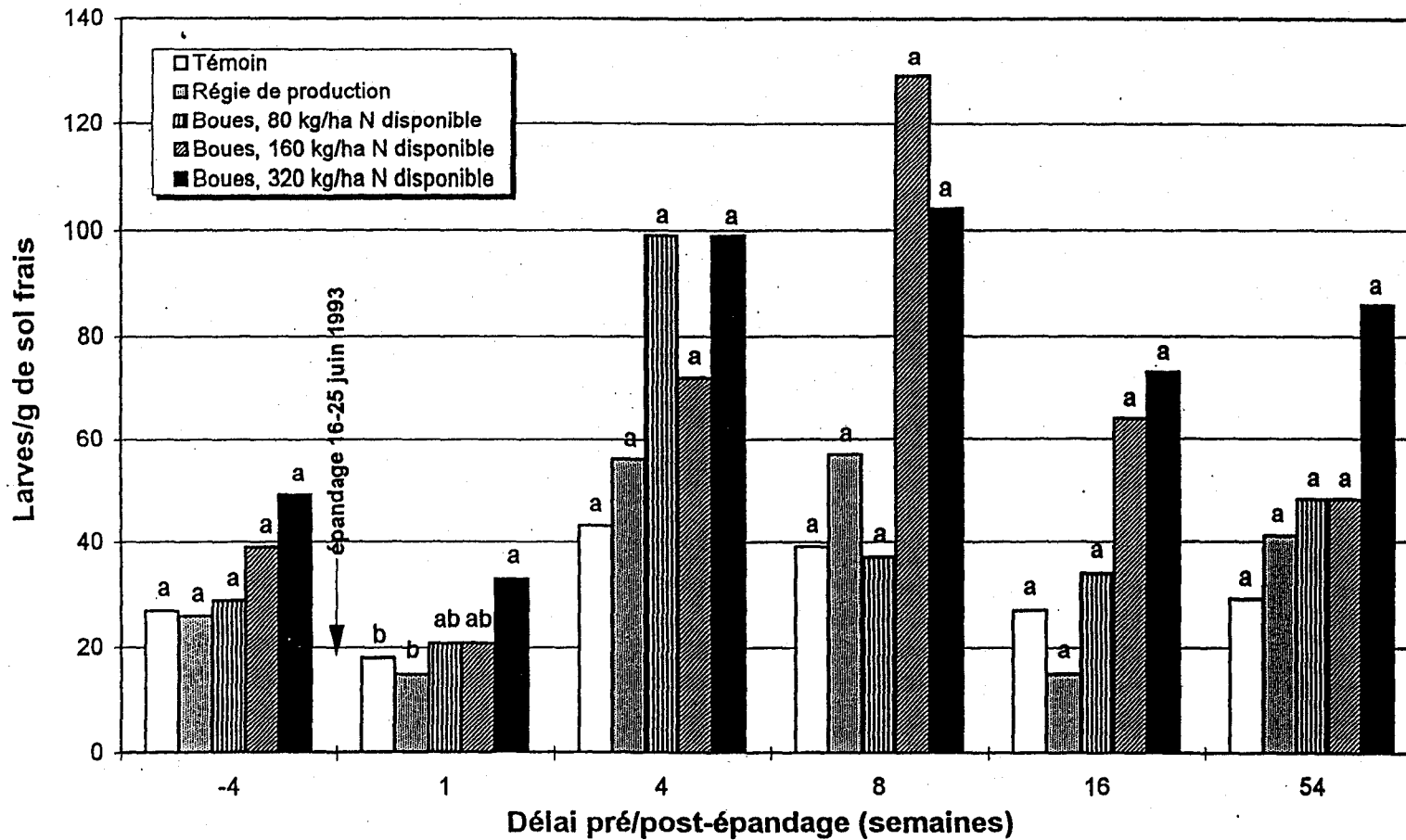


Figure 50

Évolution du nombre de larves de parasites non pathogènes dans le sol de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours des saisons 1993 et 1994.

Les valeurs suivies de lettres différentes comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan).

La valorisation des boues à des taux d'application supérieurs à 160 kg/ha d'azote disponible semble accroître la population des coliformes totaux dans le sol. Selon les résultats de la figure 47, le sol ayant été soumis à une dose de boues correspondant à 320 kg/ha d'azote disponible comportait en effet un nombre significativement plus élevé de bactéries en comparaison au témoin lors des analyses qui ont été réalisées 4, 8 et 16 semaines après les épandages. Le nombre de bactéries du témoin se situait alors à environ à  $10^{4,0}$  -  $10^{5,0}$  UFC/g. Au cours de la période 4 à 16 semaines après épandage, les populations du traitement 320-P ont quant à elle augmenté à  $10^{6,5}$  -  $10^{7,0}$  UFC/g. À huit semaines, le traitement 160-P montrait également un nombre significativement plus élevé que le témoin, soit près de  $10^{6,2}$  UFC/g. Les résultats obtenus indiquent par ailleurs que l'application d'une dose de 80 kg/ha d'azote disponible a eu peu d'impact puisque les comptes de coliformes totaux pour ce traitement sont similaires à ceux du témoin et de la régie de production. Enfin, la survie des coliformes totaux ne semble pas dépasser un an. Les données recueillies en juillet 1994, soit 54 semaines après les épandages, indiquent en effet aucune différence entre les traitements et des populations semblables à celles présentes initialement avant les applications ont été mesurées.

La réponse obtenue au niveau des entérocoques du sol suggère que les boues liquides ont favorisé un accroissement des populations (figure 48). Les tests statistiques indiquent en effet la présence de différences significatives entre les moyennes mesurées une semaine après les épandages. À cette période, le nombre moyen d'entérocoques dans le sol du témoin et de la régie de production se situait environ  $10^{2,5}$  UFC/g. En comparaison, les traitements 80-P, 160-P et 320-P ont atteint  $10^{3,5}$ ,  $10^{3,7}$  et  $10^{5,1}$  UFC/g respectivement et ces valeurs sont significativement plus élevées. La réponse semble augmenter avec le taux d'application puisque les réponses obtenues avec les deux doses plus élevées (160 et 320 kg/ha d'azote disponible) ont conduit à des populations statistiquement plus importantes que celles du traitement 80-P. Par ailleurs, le temps de survie des entérocoques dans le sol après les épandages apparaît être relativement peu long. On note en effet aucun impact significatif des traitements partir de quatre semaines. Bien qu'elles ont tendance à être supérieures aux valeurs observées initialement avant épandage, les populations sont retournées à un niveau inférieur à  $10^{4,0}$  UFC/g à partir de la huitième semaine suivant les applications. Les données recueillies au cours de la deuxième saison (54 semaines) tendent à démontrer un retour graduel aux valeurs initiales.

Comme il a déjà été mentionné, aucun oeuf ou larves pathogènes pour les humains n'a été observé dans les différents échantillons de sol prélevés en 1993 et en 1994. Des oeufs et des larves de parasites non pathogènes pour l'homme y ont cependant été retrouvés. Ces données peuvent fournir des informations utiles sur la survie des parasites dans le sol d'une plantation d'arbres de Noël et sous les conditions climatiques québécoises.

Selon la figure 49, on ne note aucune différence significative entre le nombre moyen d'oeufs de parasites non pathogènes des cinq traitements considérés. Les données obtenues à ce niveau sont très variables. Bien qu'elle ne soit pas significative, on observe une tendance à l'augmentation avec l'accroissement des doses de boues. À cet effet, les données recueillies en 1994 (54 semaines), issues de l'analyse d'échantillons non congelés, montrent plus clairement cette tendance.

Les résultats obtenus au niveau des larves de parasites non pathogènes (figure 50) suivent quelque peu les tendances observées avec les oeufs. Le sol échantillonné lors de la première semaine après les épandages montre en effet une augmentation significative du nombre de larves pour le traitement ayant reçu une dose de boues équivalente à 320 kg/ha d'azote disponible. Bien qu'elle ne soit pas significative, on observe une tendance à l'augmentation avec l'accroissement des doses de boues lors des autres délais. La grande variabilité des données explique probablement la faible puissance des tests statistiques.

Les informations recueillies au niveau des agents pathogènes dans le sol reflètent assez bien la composition initiale des boues. Ainsi, l'absence de salmonelles et de parasites pathogènes pour les humains dans les boues liquides épandues en juin 1993 a fait en sorte que ce type de bactérie n'a pas pu être observé dans le sol de la plantation d'arbres de Noël. Par contre, la présence relativement importante de coliformes fécaux, de coliformes totaux et d'entérocoques dans les boues (cf. section 3.1.3) a induit une inoculation significative de ces bactéries dans le sol avec des doses de l'ordre de 160 et 320 kg/ha d'azote disponible. Ainsi, leurs populations ont augmenté rapidement dans le sol de surface (0-5 cm) après les épandages.

Les niveaux de population atteints dans le sol avec les traitements comportant des taux d'application de 160 et 320 kg/ha d'azote disponible sont comparables à ceux observés dans le cadre de travaux similaires, comportant toutefois des taux d'application plus élevés. Dans le cadre d'essais réalisés en milieu forestier dans l'État de Washington, Edmonds (1976) rapporte des densités de population atteignant  $10^5$  coliformes fécaux/g et  $10^6$  coliformes totaux dans le sol de surface, à la suite de l'application de fortes doses de boues (10 à 15 cm d'épaisseur, boues digérées anaérobies, siccité 20 à 40 %). En comparaison, les niveaux les plus élevés observés lors des présents essais ont atteint  $10^{4.5}$  UFC/g pour les coliformes fécaux et  $10^{7.0}$  UFC/g pour les coliformes totaux avec une dose d'épandage équivalente à 320 kg/ha d'azote disponible.

Dans le cadre des présents travaux, les populations de coliformes fécaux, de coliformes totaux et d'entérocoques sont retournées au niveau initial à l'intérieur de 8, 54 et 8 semaines respectivement. Les temps de survie observés en 1993 peuvent toutefois avoir été sous-évalués par la congélation des échantillons de sol. Les données recueillies en 1994 sont plus fiables et indiquent clairement que la survie des coliformes fécaux, des coliformes totaux et des entérocoques ne dépasse pas un an. Dans le cas des parasites non pathogènes, les résultats, même s'ils sont très variables et non significatifs, tendent à démontrer une survie un peu plus longue, surtout pour les oeufs. Ces observations correspondent à celles d'autres travaux qui démontrent que la plupart des bactéries ne survivent pas plus d'un an dans le sol alors que les oeufs de certains parasites peuvent persister plus longtemps (cf. section 1.2.3.4).

À la lumière des observations effectuées dans le cadre des essais en plantation d'arbres de Noël, les risques de transmission des agents pathogènes à la population humaine via le sol semblent être relativement restreints. Selon le tableau 14, la dose infectieuse minimale pour *Escherichia Coli*, un coliforme largement répandu, se situe à  $10^6$  bactéries par personne. Dans le cas d'un entérocoque (*Streptococcus faecalis*), environ  $10^9$  bactéries seraient requises pour rendre un individu malade. À moins d'ingérer directement plus d'un gramme de sol, les risques de transmission via le sol semblent donc assez faibles.

Toutefois, la restriction d'accès au site pendant au moins un an demeure une mesure recommandable, surtout afin d'éviter la présence de jeunes enfants. Le port d'une protection vestimentaire adéquate (bottes, pantalons, gants) devrait aussi être envisagé pour les travailleurs venant en contact avec le sol au cours de la première saison. Les vêtements souillés devraient aussi être nettoyés régulièrement et ne pas être mis en contact avec de jeunes enfants. Au niveau des animaux d'élevage, il est également recommandable qu'ils n'aient pas accès au site valorisé au cours de la première saison pour éviter l'infection de la viande de boucherie.

Les mesures de protection actuellement recommandées dans le Guide québécois de valorisation sylvicole semblent être adéquates afin de protéger des risques de transmission des pathogènes via le sol. Comme il a déjà été mentionné (cf. section 3.1.3), des critères beaucoup plus précis au niveau de la qualité microbiologique des boues sont cependant requis afin de s'assurer de la charge microbiologique apportée par les boues. L'application de boues plus contaminées pourrait en effet se traduire par des populations plus élevées dans le sol et accroître les risques de contamination microbiologique

### **3.2.2.3 Risques de contamination de l'eau de ruissellement par les éléments nutritifs et les métaux**

Le suivi de la qualité chimique des eaux de ruissellement en plantation d'arbres de Noël a été réalisé à plusieurs reprises en 1993 et en 1994. En 1993, il faut toutefois rappeler que des problèmes d'échantillonnages ont été rencontrés au début de la saison à la suite de l'endommagement des collecteurs par des campagnols. Les détails concernant ces problèmes ainsi que la méthodologie et le calendrier des échantillonnages ont été présentés dans la section 2.5. Il est pertinent de rappeler également que les données recueillies proviennent de l'échantillonnage de l'eau récoltée grâce à un collecteur ayant une largeur de 1,5 m et placé à 3 m à l'extérieur de la parcelle et au bas de la pente, qui se situait en moyenne à 3 % dans le cadre de l'expérience no. 2. En outre, on retrouvait un seul collecteur par parcelle et chaque traitement était répété trois fois.

Comme il n'existe pas, pour l'instant, de critères de qualité de l'eau de ruissellement, l'utilisation des critères de qualité pour la vie aquatique ou des critères de qualité de l'eau brute, pour qualifier les résultats obtenus pour l'eau de ruissellement, doit être fait avec discernement. Utiliser le critère le plus sévère, soit le critère de toxicité chronique, apparaît inapproprié. En effet, la composition de l'eau de ruissellement va se modifier au cours de son cheminement par adsorption - désorption, sédimentation - mise en suspension, solubilisation - précipitation et par dilution. L'utilisation du critère de qualité de l'eau pour la vie aquatique éliminant la toxicité aiguë (MENVIQ, 1990) semble être un bon compromis parce qu'il est, d'une part, moins sévère que le critère de toxicité chronique, et d'autre part, plus exigeant que le critère de qualité de l'eau brute dans la majorité des cas.

Les observations effectuées au cours des deux années de suivi montrent que le ruissellement de l'eau en surface du sol de la plantation d'arbres de Noël à l'étude peut être relativement important sous certaines conditions. Les quantités d'eau récoltées ont souvent atteint 1 litre par parcelle et elles ont même dépassé la capacité d'emmagasinage des systèmes de collecte (3 L). Cette sous-capacité des collecteurs peut avoir influencé la représentativité de l'échantillonnage puisque seulement une fraction du ruissellement a alors pu être captée. Les précipitations intenses (orages) en été et les pluies importantes

réparties sur plusieurs jours, particulièrement au printemps et à l'automne, ont été les plus favorables au ruissellement de l'eau. Dans ce dernier cas, la saturation en eau du sol a souvent conduit à un écoulement soutenu et abondant de l'eau en surface. La présence d'un couvert végétal important entre les rangées de sapins semble avoir réduit considérablement le phénomène. Le fauchage de celui-ci s'est par contre montré plus favorable au ruissellement de l'eau. Enfin, il a été impossible de faire le suivi de l'eau de ruissellement lors du dégel printanier car le matériel de collecte utilisé ne convenait pas.

Tout comme en érablière, une hétérogénéité assez grande a été observée entre les différents collecteurs et les quantités récoltées pouvaient varier de façon appréciable. L'emplacement des systèmes de collecte et des différences au niveau des caractéristiques du sol, du couvert végétal et de l'écoulement de l'eau expliquent probablement ces variations. Dans le cas de quelques parcelles, les quantités d'eau recueillies étaient insuffisantes pour permettre la réalisation des analyses chimiques. On retrouve ainsi des données manquantes au niveau de certains délais. Par ailleurs, les résultats d'analyse obtenus dans l'ensemble montrent beaucoup de variabilité. Les coefficients moyens de variation calculés pour chaque traitement ont en effet atteint entre 40 et 110 % pour la plupart des paramètres à l'étude. L'hétérogénéité de l'écoulement, la nature variable du sol, la contamination de l'eau par des débris de sol ou de végétaux et la mesure de concentrations souvent très faibles peuvent expliquer le niveau élevé de variation observé entre les différentes données.

Le nombre élevé de données manquantes et la grande variabilité des résultats ont fait en sorte qu'il a souvent été impossible de réaliser des analyses statistiques satisfaisantes. Dans plusieurs cas également, l'amplitude des variances associées à l'erreur expérimentale n'a pas permis d'observer d'effets significatifs entre les traitements lors de la réalisation de l'ANOVA.

Bien que peu d'effets aient pu être validés statistiquement, les données sur la qualité chimique de l'eau de ruissellement (pH, éléments nutritifs et métaux) recueillies pendant les deux saisons qui ont suivi la valorisation des boues en plantation d'arbres de Noël permettent tout de même de dégager des informations intéressantes et pertinentes. À cet effet, les résultats obtenus, en plus d'être comparés au témoin, ont ainsi pu être interprétés en considérant différentes normes et données rapportées dans la section 1.2.4.

### **3.2.2.3.1 pH**

Il n'avait pas été prévu initialement de mesurer le pH de l'eau de ruissellement. Aucune mesure à cet effet n'a d'ailleurs été prise au cours de la saison 1993. Considérant que ce paramètre peut comporter une influence importante vis-à-vis la solubilité des métaux, il a été décidé de le mesurer en 1994 et la figure 51 présente les résultats obtenus.

La fertilisation avec des engrais minéraux en 1993 et 1994 ainsi que l'épandage de doses de boues équivalentes à 80, 160 et 320 kg/ha d'azote disponible en 1993 n'ont pas eu d'impact appréciable sur le pH de l'eau recueillie en 1994. L'analyse des résultats obtenus ne montre en effet aucune différence significative entre les cinq traitements considérés.

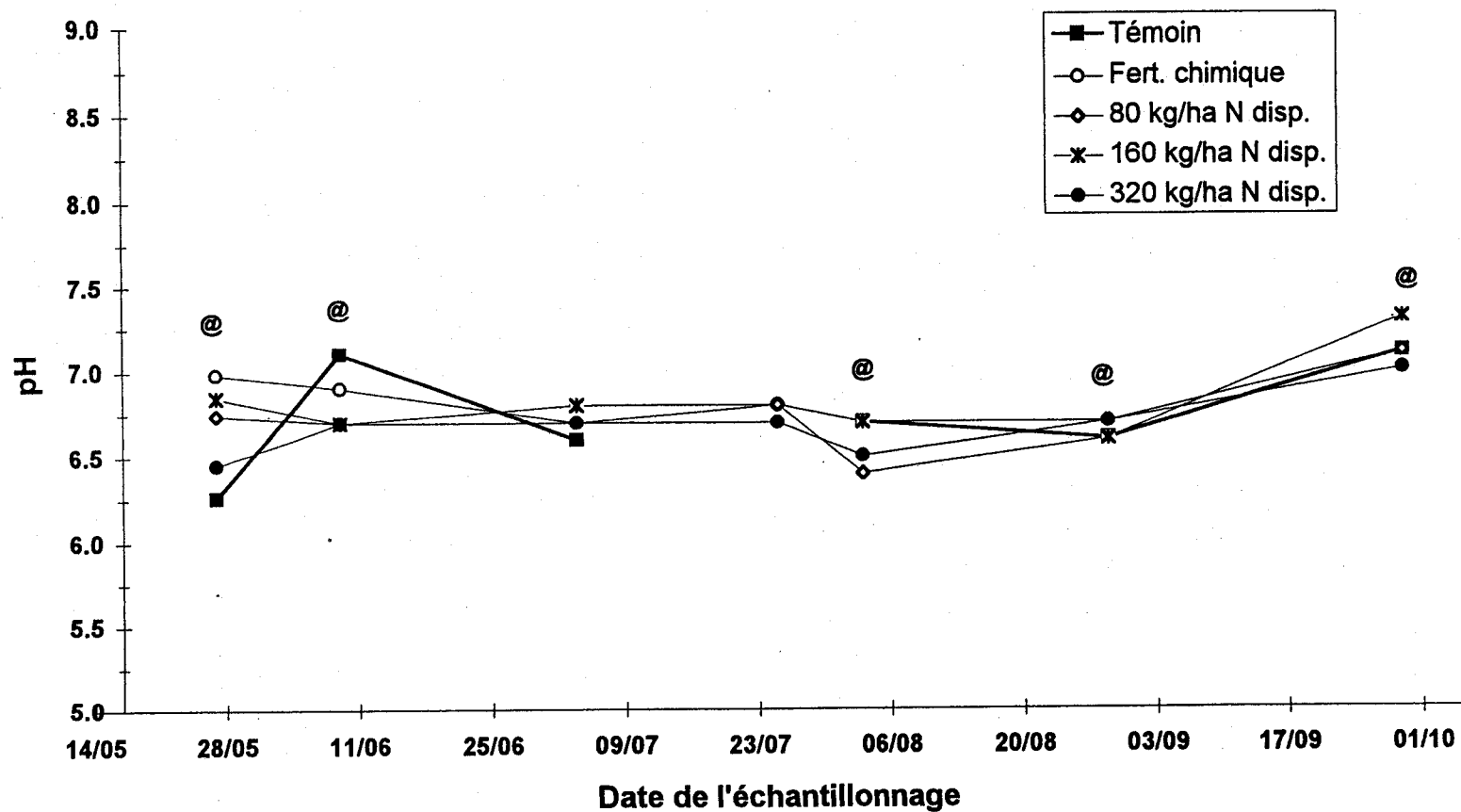


Figure 51

Évolution du pH de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) en fonction des différents traitements au cours de la saison 1994

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques.

Les étendues des valeurs de pH obtenues avec chacun des traitements comportant l'application d'engrais minéraux et de boues sont comparables au témoin. De façon générale, elles se sont ainsi maintenues entre 6,5 et 7,0. Comparativement, le pH de l'eau de ruissellement mesuré en érablière (cf. section 3.2.1.2.1) a varié entre 4 et 6. La nature plus neutre du sol de la plantation d'arbres de Noël explique probablement la différence entre les deux sites.

Dans l'ensemble, le suivi du pH dans la plantation d'arbres de Noël en 1994 indique que ce paramètre a très peu varié et qu'il n'a probablement pas été en mesure d'influencer la solubilité des métaux dans l'eau de ruissellement pendant cette saison. En ce qui a trait à la saison 1993, le suivi du pH dans l'eau n'a pas été effectué et il est impossible d'établir si ce paramètre a pu avoir une influence quelconque.

### 3.2.2.3.2 Éléments nutritifs

Rappelons que la plantation de sapins de Noël est établie sur une ancienne terre agricole. Les caractéristiques du site, y compris les antécédents de fertilisation, sont présentés au tableau 32a.

Les figures 52 à 55 présentent l'évolution des concentrations en azote ammoniacal dissous et en phosphore total au cours des saisons 1993 et 1994.

Les données recueillies indiquent que les teneurs en azote ammoniacal dissous et en phosphore total, mesurées dans l'eau de ruissellement des parcelles témoins ont varié respectivement entre 0,1 et 4 mg/L et entre 0,2 et 0,9 mg/L. Au Québec, le MENVIQ (1990) recommande que la teneur en azote ammoniacal de l'eau destinée à l'approvisionnement en eau potable ne dépasse pas 0,5 mg/L N-NH<sub>4</sub> et le critère de qualité de l'eau pour protéger la vie aquatique d'une toxicité aiguë varie de 0,7 à 28 mg/L selon le pH et la température de l'eau. Dans le cas du phosphore, l'indice souhaitable de concentration dans les rivières est de 0,03 mg/L P-PO<sub>4</sub> et de 0,02 mg/L P-PO<sub>4</sub> dans les lacs (MENVIQ, 1990). Les concentrations des deux éléments nutritifs mesurées en plantation d'arbres de Noël sont du même ordre de grandeur que celles observées en érablière (cf. section 3.2.1.2.2) et elles dépassent également les indices recommandés. Il est toutefois normal que les eaux de ruissellement captées en surface du sol soient plus riches en éléments nutritifs que les eaux courantes et les eaux souterraines.

Les résultats obtenus tendent à démontrer que les épandages d'engrais minéraux en 1993 et en 1994 et de doses de boues atteignant jusqu'à 320 kg/ha d'azote disponible en 1993 ont eu une influence peu marquée sur les concentrations en azote ammoniacal et en phosphore total de l'eau de ruissellement. L'analyse statistique des données recueillies au cours des saisons 1993 et 1994 (figures 52 à 55) ne révèle aucune différence significative entre les moyennes des cinq traitements. On note tout de même que quelques valeurs observées avec les traitements comportant une fertilisation, à base d'engrais minéraux ou de boues, ont dépassé la courbe du témoin en 1993. Considérant l'analyse statistique et la grande variabilité des données, aucune tendance claire et marquée ne peut toutefois en



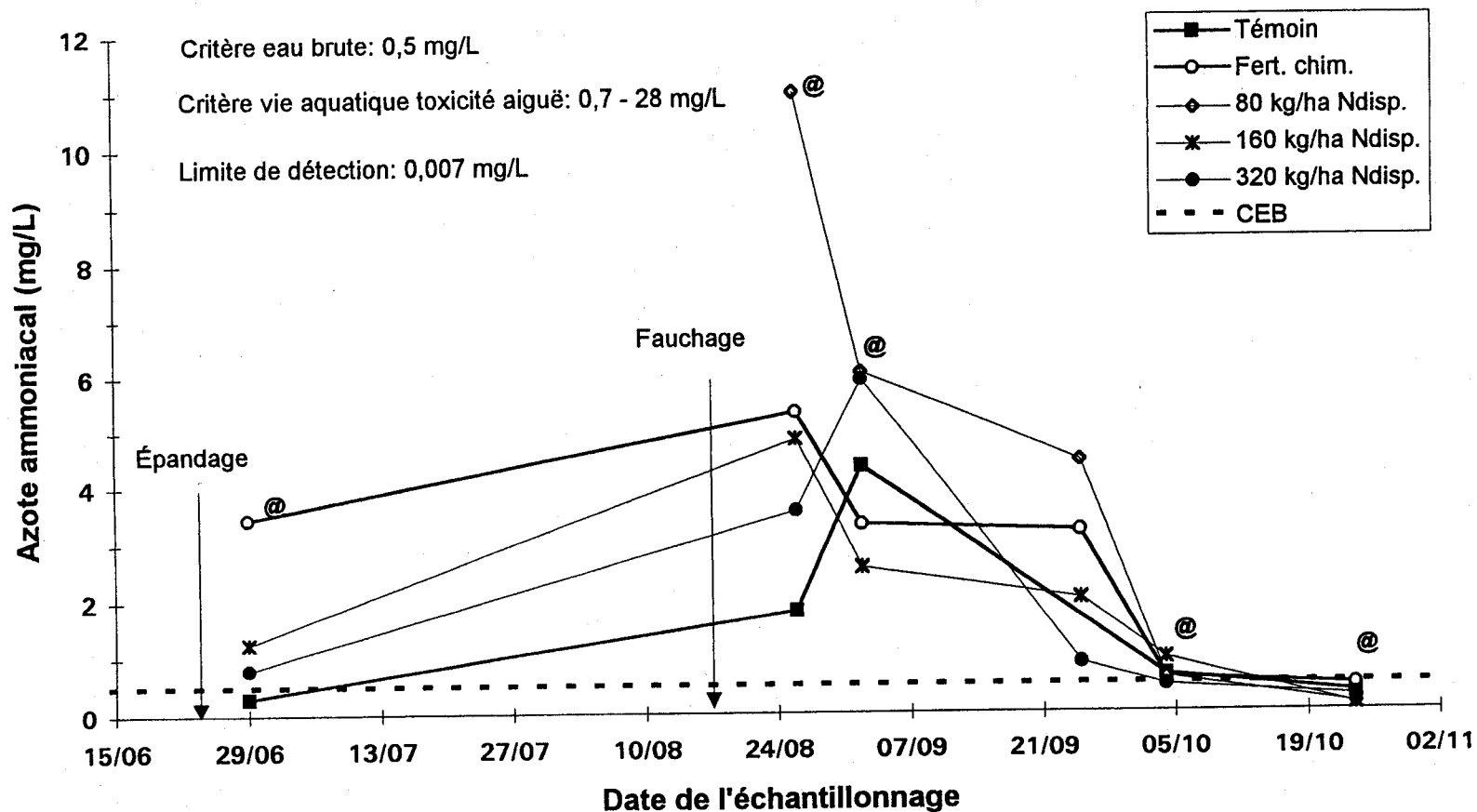


Figure 52 Évolution de la teneur en azote ammoniacal dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1993  
 Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

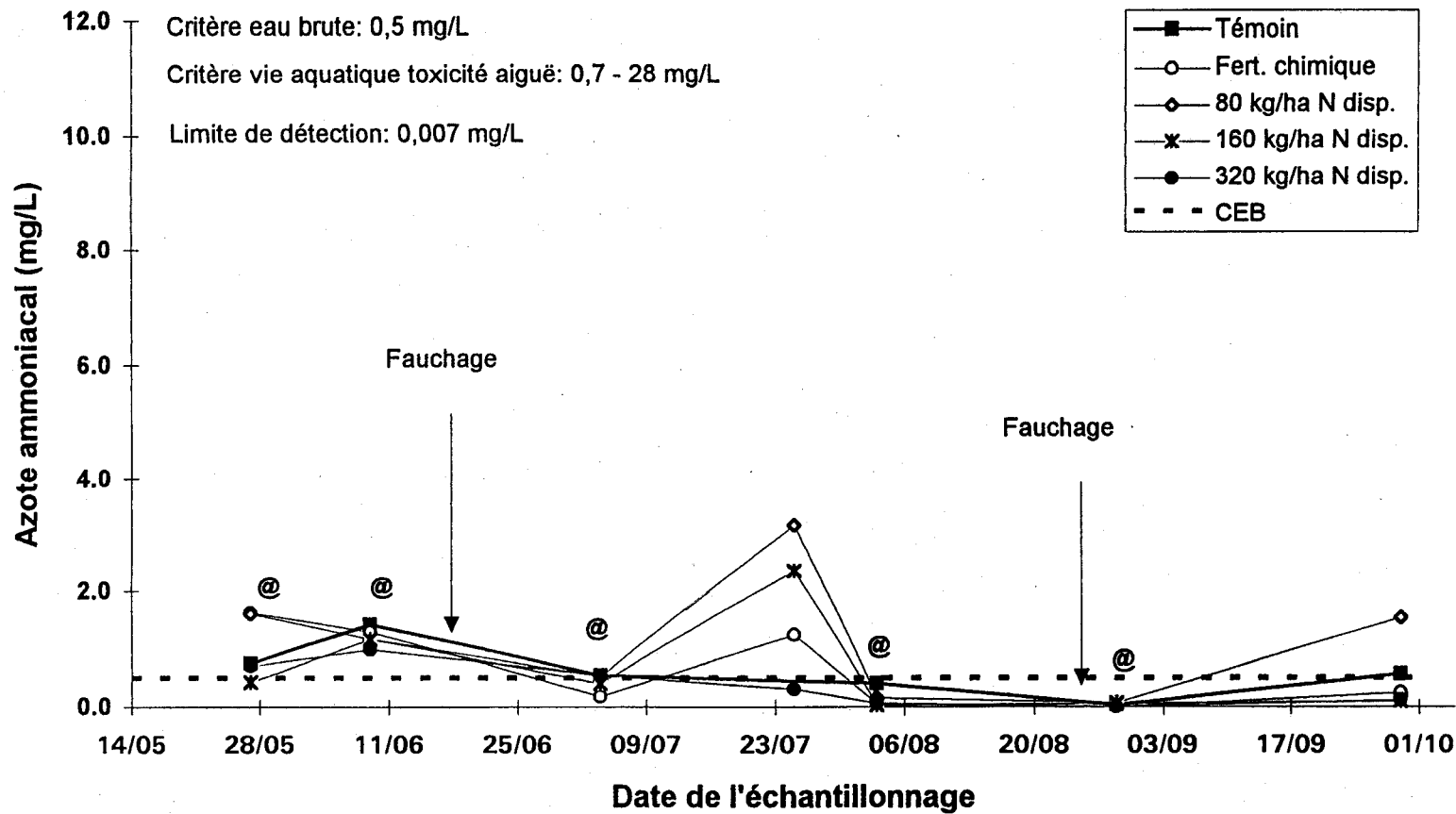


Figure 53

Évolution de la teneur en azote ammoniacal dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1994

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

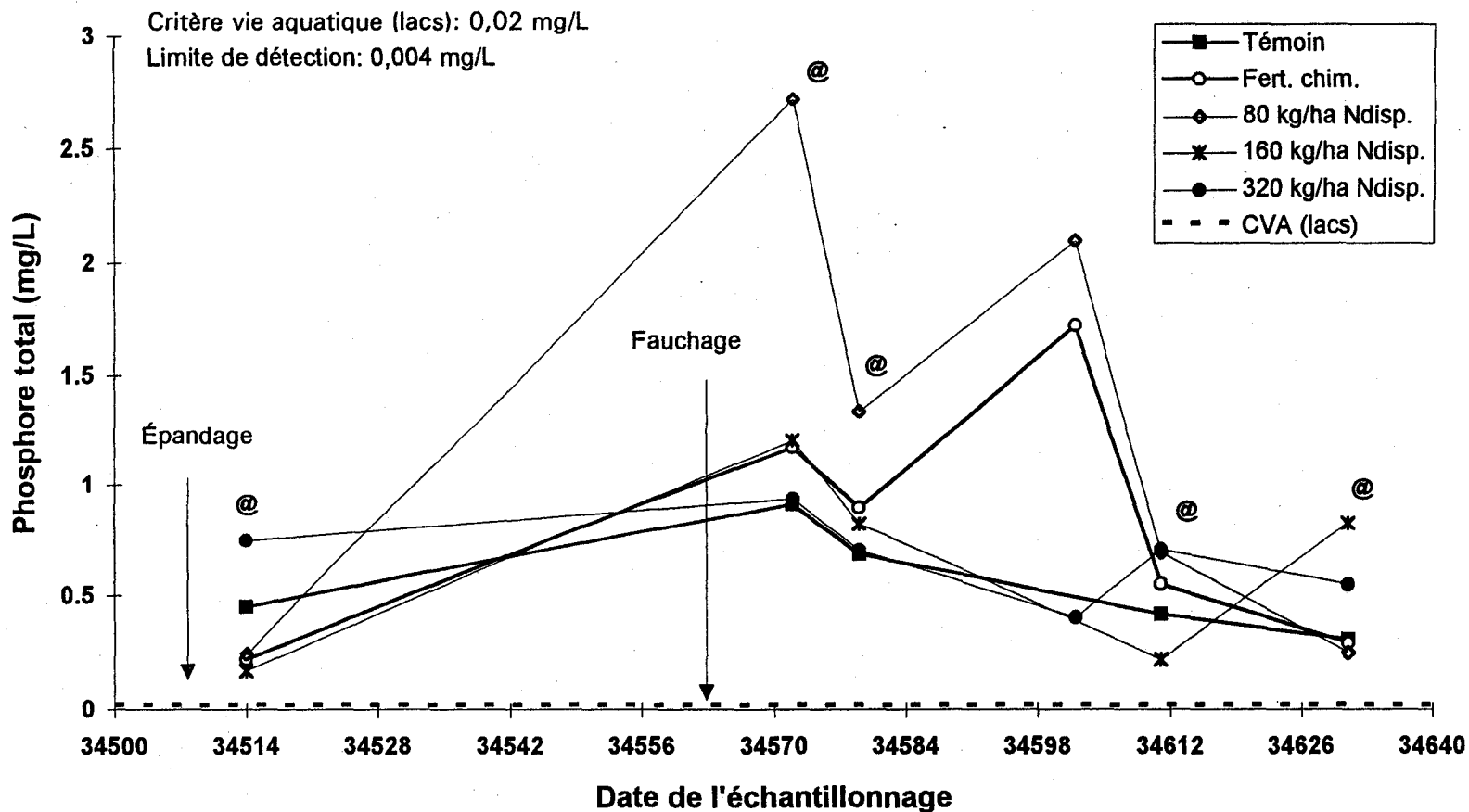


Figure 54

Évolution de la teneur en phosphore total de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1993

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

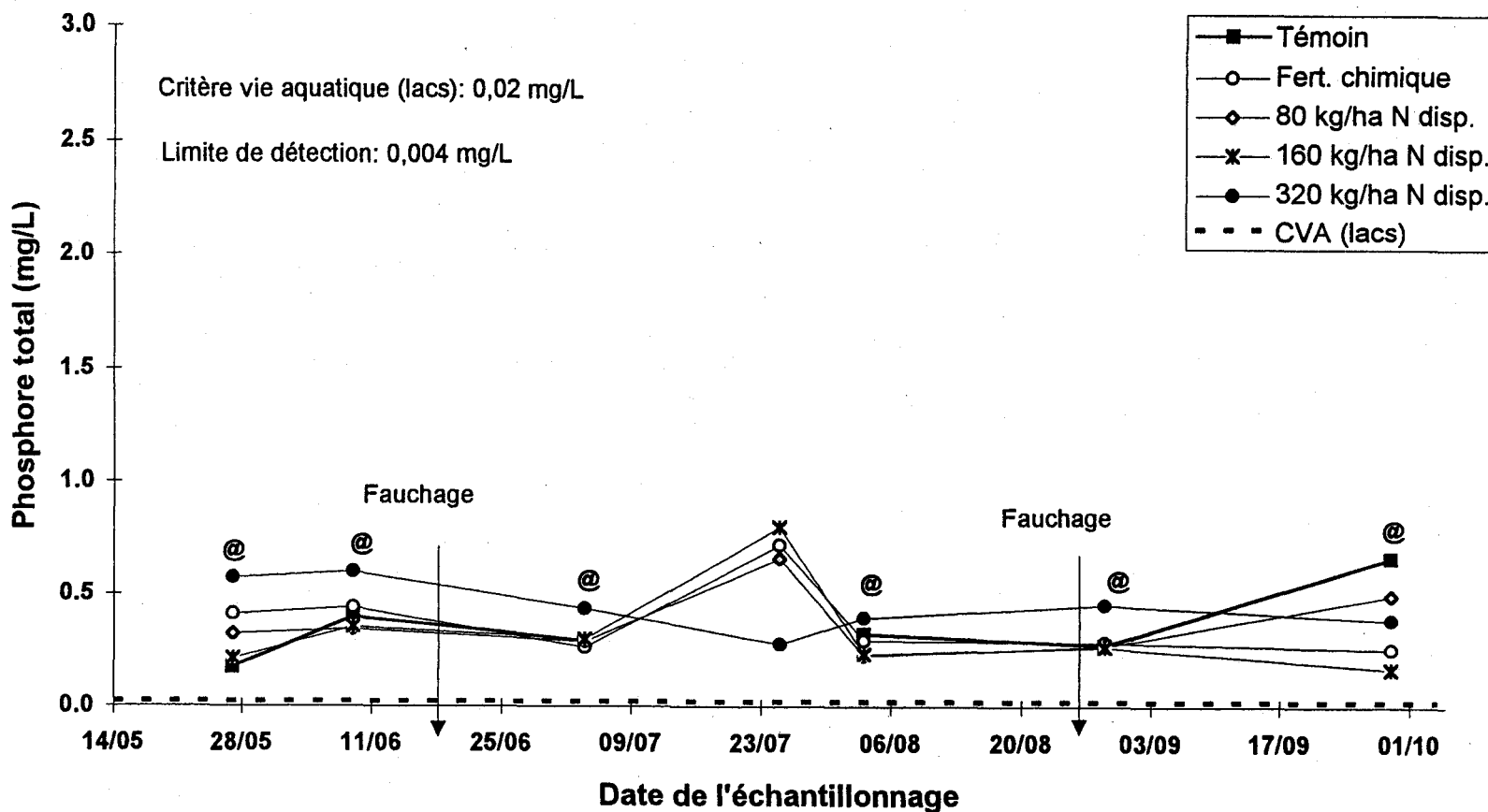


Figure 55 Évolution de la teneur en phosphore total de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1994  
 Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

être dégagée. Les problèmes rencontrés avec le système de collecte au début de la saison 1993 font également en sorte qu'il est impossible d'établir si les traitements appliqués ont eu des impacts sur la teneur en éléments nutritifs de l'eau en juillet et en août 1993. Le transport de ceux-ci est probablement plus susceptible de se produire pendant les premières semaines qui suivent les épandages. Il aurait donc été intéressant de recueillir des données lors de cette période. L'ensemble des résultats obtenus en 1994 suggère par ailleurs aucun impact appréciable des différents traitements. Les concentrations en azote ammoniacal et en phosphore total obtenues pour les différents traitements se situent en effet dans des étendues comparables.

On constate que les concentrations en azote ammoniacal et en phosphore total ont eu tendance à être plus élevées au milieu de la saison 1993 (figures 52 à 55). Il est difficile d'expliquer cette tendance mais des facteurs tels que les précipitations, la température, le degré d'humidité du sol, la minéralisation, la nitrification ou la présence accrue de débris végétaux pourraient être en cause.

Des travaux démontrent que l'application des boues en milieu agricole peut conduire à un enrichissement en éléments nutritifs. Ainsi, Dunigan et Dick (1980) ont observé des concentrations en  $N-NH_4$  et en  $P-PO_4$  atteignant 11 et 1,5 mg/L à la suite de l'application de doses de boues variant entre 165 et 340 kg/ha d'azote disponible sur des parcelles de graminées (ivraie, 4 à 6 cm de hauteur). Bruggeman et Mostaghimi (1993) rapportent également des teneurs maximales de 15 mg/L et 0,8 mg/L pour  $N-NH_4$  et en  $P-PO_4$  avec un taux d'application de 80 kg/ha d'azote disponible sur des parcelles ensemencées avec du seigle d'automne. Les résultats obtenus dans le cadre des présents essais tendent à démontrer des impacts de même ordre que ceux rapportés précédemment, puisque des concentrations d'ammonium et de phosphore ont atteint 11 mg/L de  $N-NH_4$  et 2,7 mg/L de  $P-PO_4$  pour le traitement de 80 kg/ha N disponible. Ces résultats sont supérieurs à ceux rencontrés pour les doses de 200 kg/ha N disponible appliquées en érablière. Les facteurs érosifs plus intenses (cf. section 1.2.4) dans un champ qu'en forêt peuvent en partie expliquer les différences obtenues entre les deux sites. Malgré un couvert végétal très dense entre les sapins, l'application de boues dans une plantation établie sur un sol avec un mauvais drainage peut entraîner le transport des éléments nutritifs vers les cours d'eau, à des taux supérieurs aux critères de qualité pour la vie aquatique. Il est possible aussi que des effets plus importants se soient manifestés dans les premières semaines qui ont suivi les épandages. À la suite des problèmes rencontrés avec le système de collecte, cet aspect n'a malheureusement pas pu être étudié lors des présents essais.

Dans le cadre des travaux effectués en plantation d'arbres de Noël, l'application de boues à des taux de 80 kg/ha d'azote disponible n'a pas eu d'impacts statistiquement appuyés sur la présence de l'azote ammoniacal et du phosphore dans l'eau de ruissellement. Cependant, les concentrations observées rendent compte d'un potentiel de pollution diffuse des eaux superficielles. Selon Veilleux (1986), une plantation de sapins peut prélever entre 40 et 80 kg/ha d'azote total par année. Une dose de 200 kg/ha N disponible est beaucoup trop élevée pour ce genre de culture. Il sera donc important de respecter la capacité de prélèvement de la végétation établie sur le site à amender. Une surfertilisation pourrait

entraîner des pertes d'éléments nutritifs dans les eaux de ruissellement et ainsi contribuer à l'eutrophisation des cours d'eau avoisinants.

De plus, cette expérience n'est pas exhaustive puisqu'elle n'a pas permis de bien évaluer les risques dans les premières semaines qui ont suivi les épandages et d'éprouver des conditions de pente plus forte et de sols moins poreux ou moins bien couverts par la végétation. Des informations additionnelles concernant les impacts associés à des pentes plus fortes sont cependant présentées à la section 3.2.3.2. Dans le cadre de la présente expérience, l'influence de la valorisation des boues sur la qualité de l'eau de ruissellement lors du dégel printanier n'a pas été étudiée. En outre, le type de suivi effectué n'a pas permis d'étudier les mouvements latéraux de l'eau et des éléments nutritifs dans le sol. Ce type de transport peut en effet influencer la qualité chimique des eaux de surface.

En attendant de nouvelles études, il apparaît prudent de diminuer la dose maximale permise par le Guide (200 kg/ha N disponible) pour respecter davantage les besoins des cultures visées par la valorisation, ce qui devrait limiter les pertes de nutriments par ruissellement.

### **3.2.2.3 Métaux**

La forme dissoute des métaux Al, Cd, Cu, Fe, Mn et Pb a été analysée à plusieurs reprises dans l'eau de ruissellement récoltée dans le cadre de l'expérience no. 2 au cours des saisons 1993 et 1994. L'évolution des concentrations mesurées apparaît aux figures 56 à 67.

Les données obtenues avec les parcelles témoins permettent d'apprécier l'étendue originelle des différents métaux dans l'eau. Selon les figures 56 à 67, les concentrations initiales varient entre 0,03 et 0,10 mg/L pour l'aluminium, entre <0,1 et 0,2 µg/L pour le cadmium, entre <0,01 et 0,02 mg/L pour le cuivre, entre <0,005 et 0,14 mg/L pour le fer, entre <0,002 et 0,02 mg/L pour le manganèse et entre <1 et 4 µg/L dans le cas du plomb. En 1993 et en 1994, à l'exception du fer, les étendues observées pour les six métaux, dans les parcelles non-traitées, n'ont jamais dépassé les critères de qualité de l'eau brute, ni ceux pour la vie aquatique en terme de toxicité aiguë (MENVIQ, 1990). Comparativement à l'érablière (cf. section 3.2.1.2.3), les résultats obtenus tendent à démontrer que l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël étudiée comporte des concentrations en métaux légèrement plus faibles. Le pH plus élevé de la couche superficielle du sol, soit environ 5,6 pour la plantation comparativement à 3,5 pour l'érablière, a pu limiter la solubilisation des métaux. Aussi, l'écoulement plus important et plus fréquent de l'eau en surface dans la plantation peut avoir favorisé une dilution plus élevée des métaux. D'autres différences au niveau du sol (e.g. quantité de matière organique) et de la végétation peuvent aussi expliquer les variations entre les deux sites.

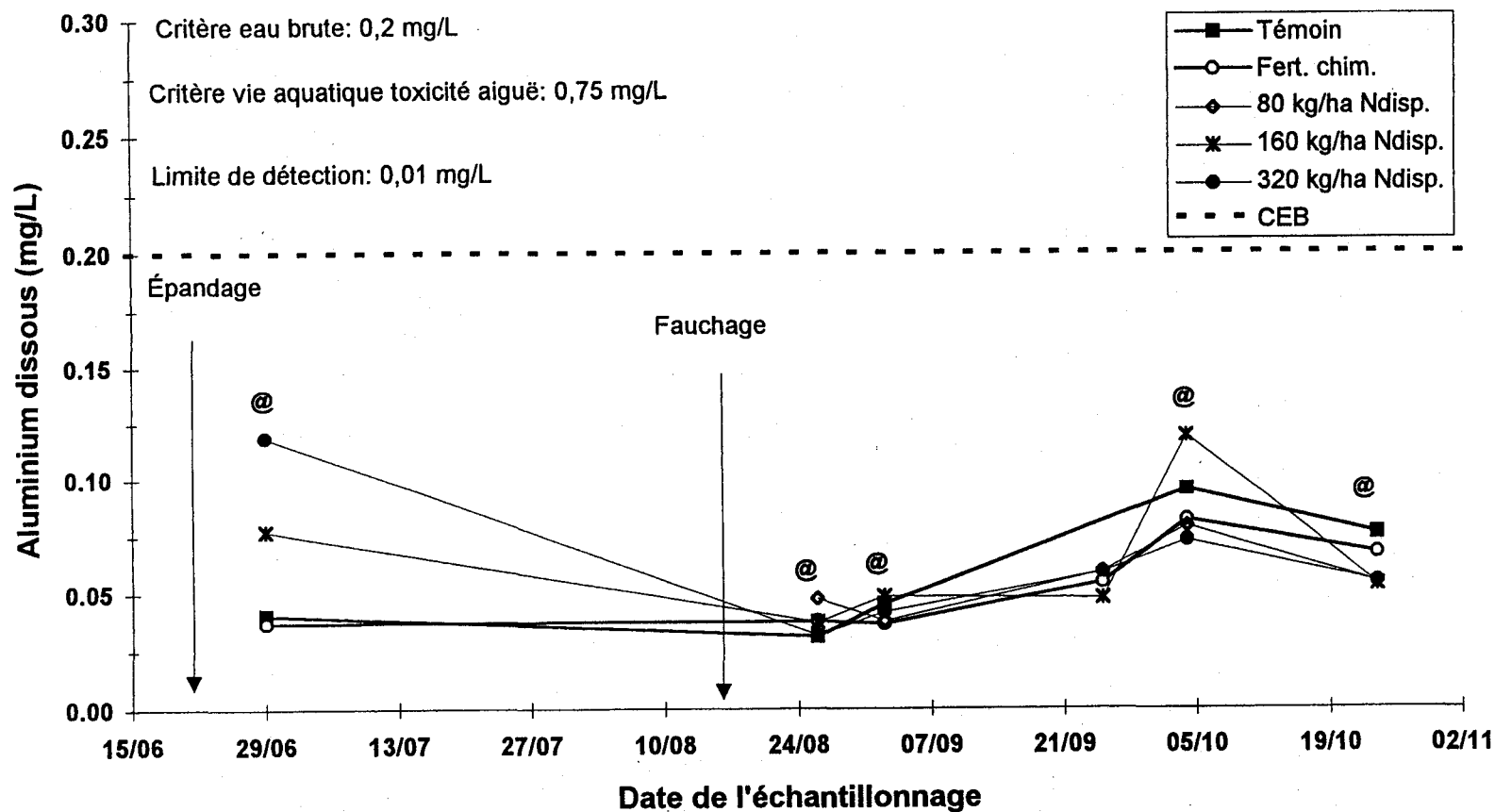


Figure 56

Évolution de la teneur en aluminium dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1993

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

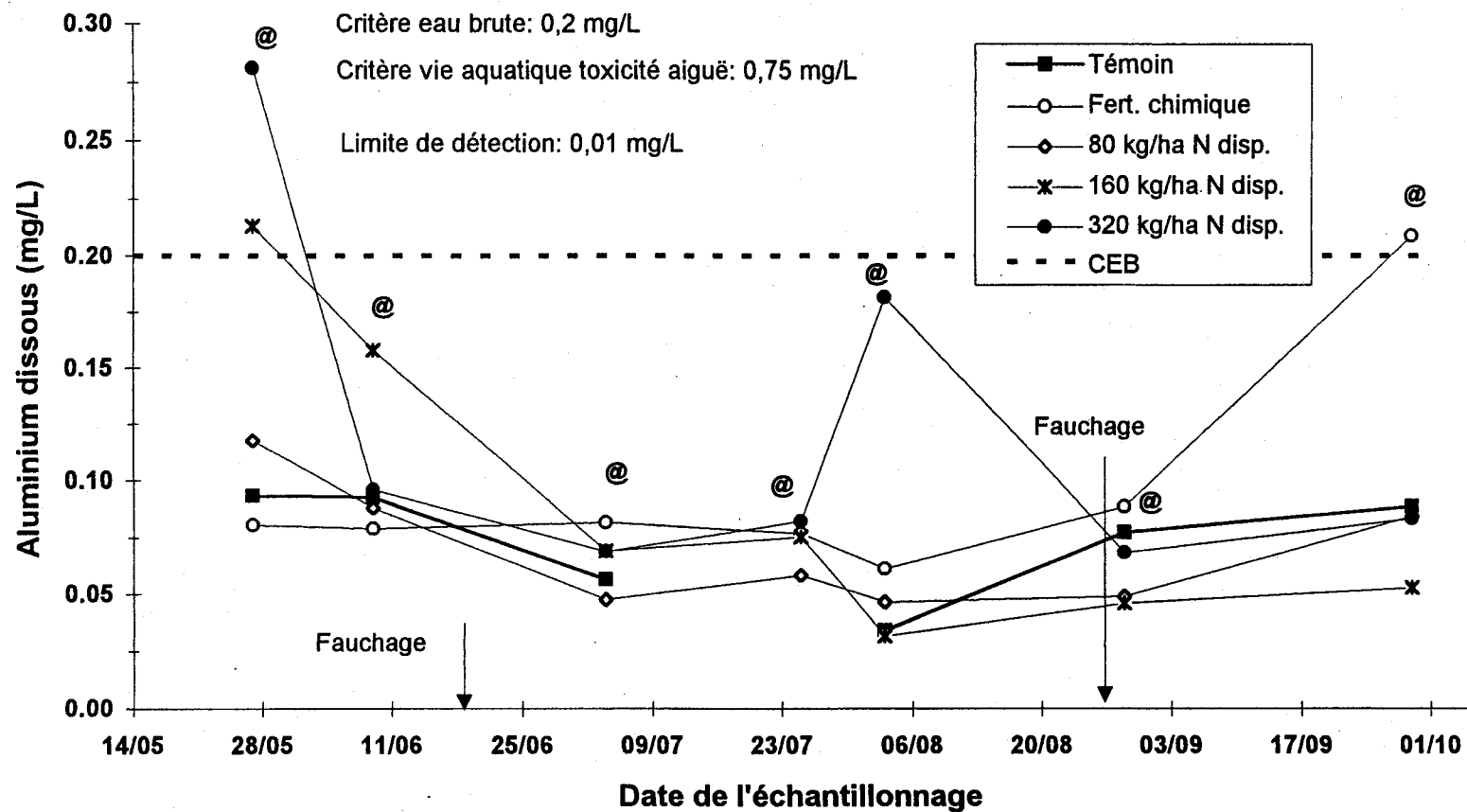


Figure 57

Évolution de la teneur en aluminium dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1994

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).



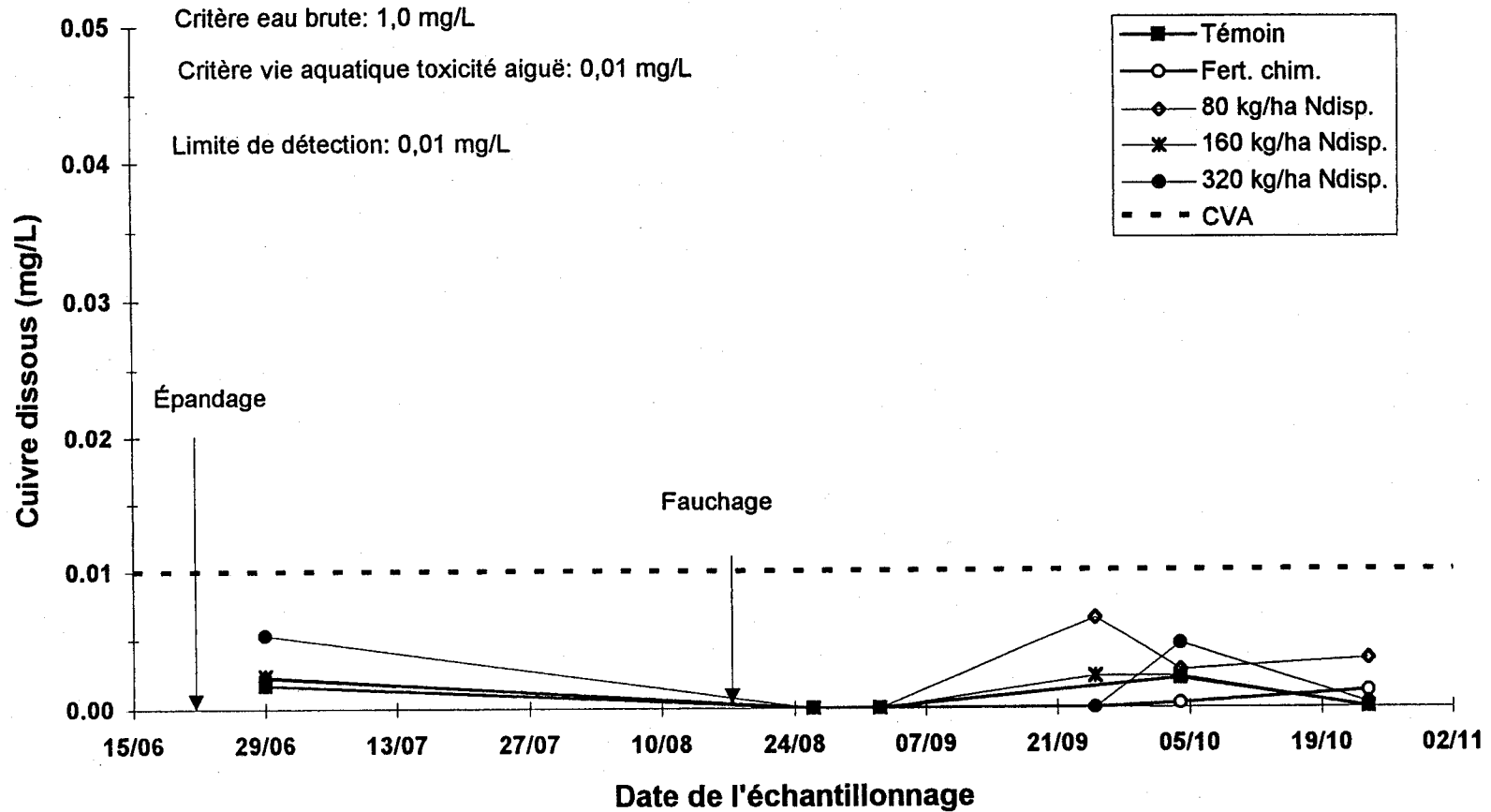


Figure 58

Évolution de la teneur en cuivre dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1993

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

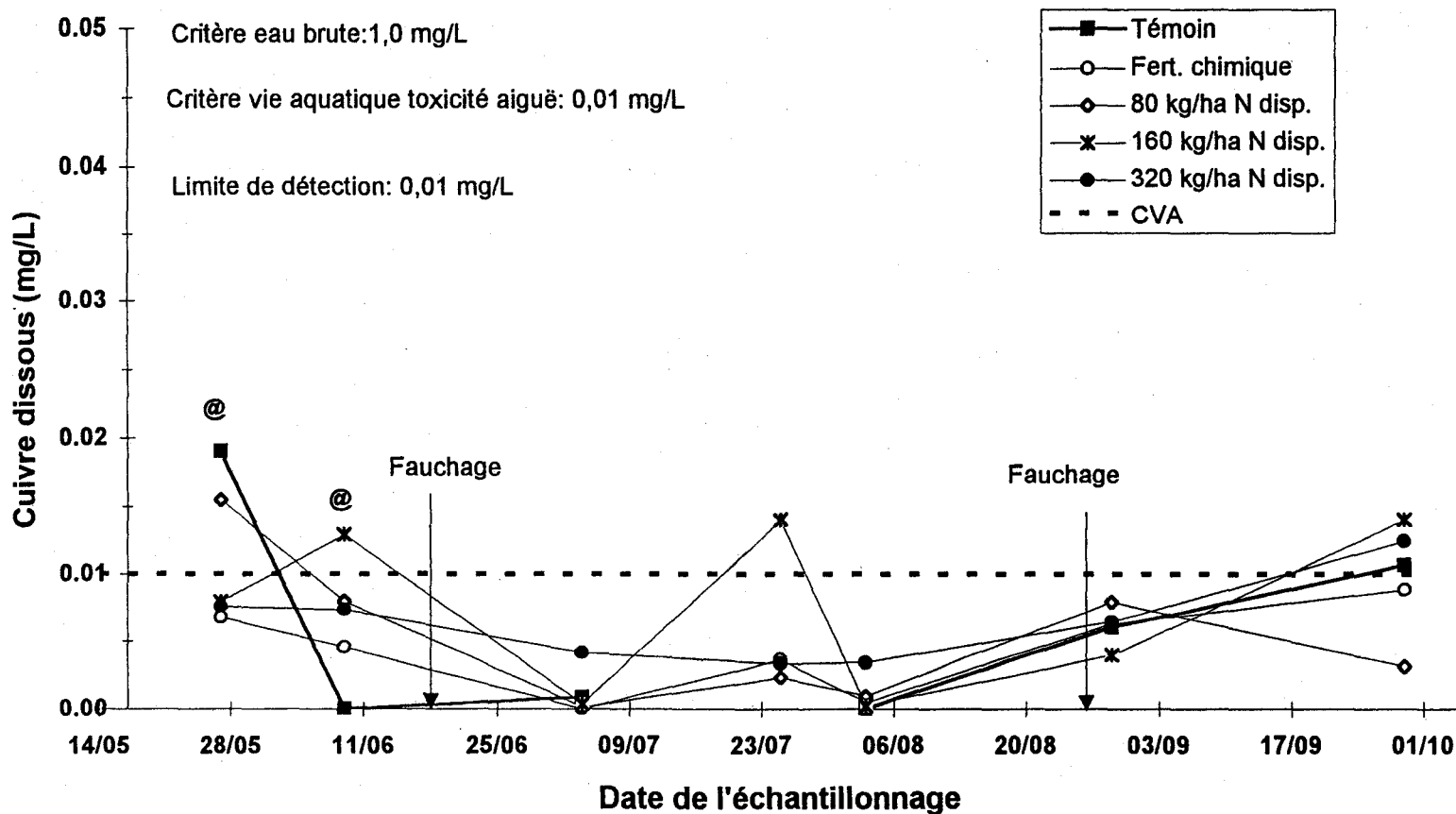


Figure 59 Évolution de la teneur en cuivre dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1994

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

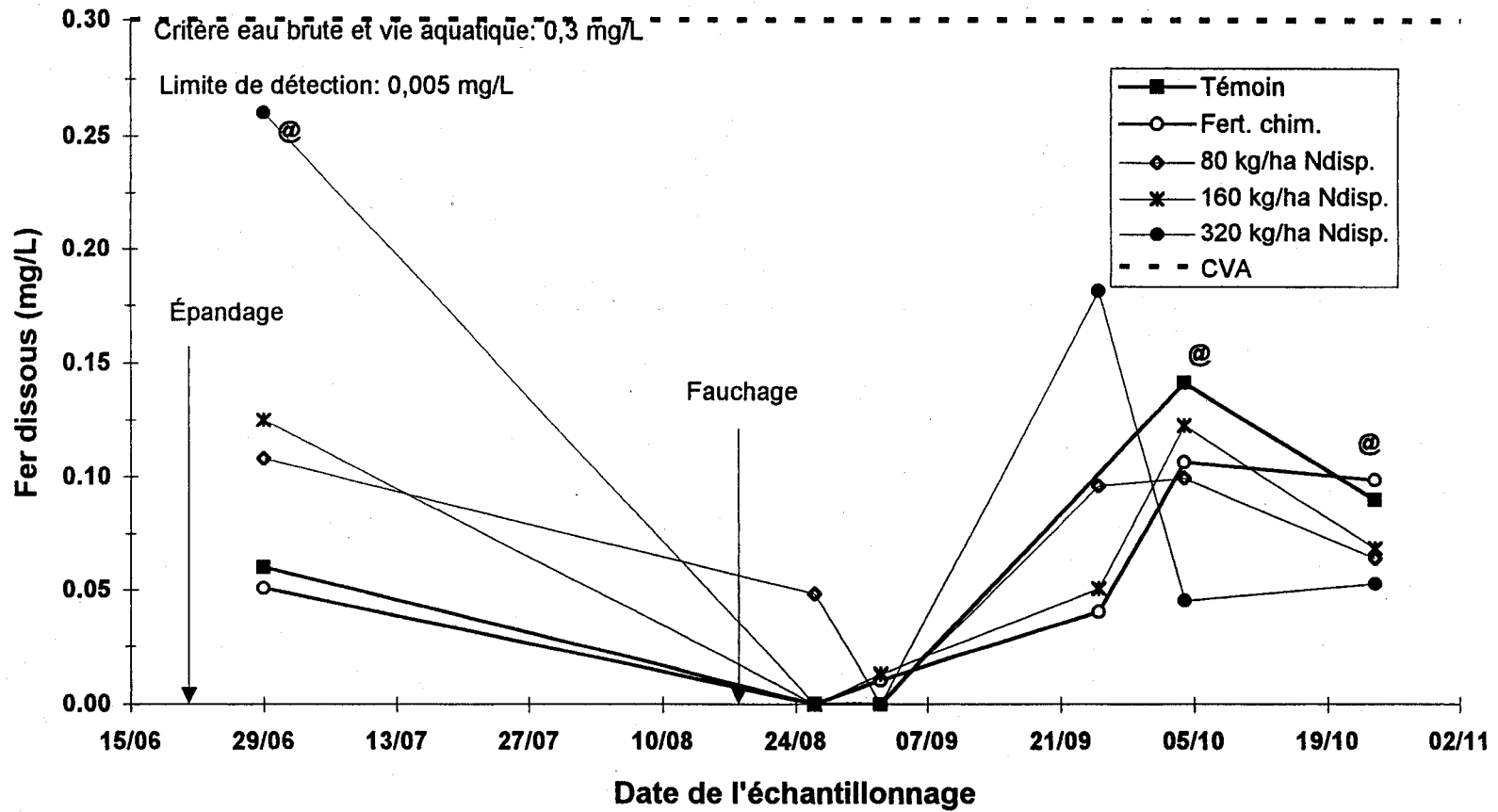


Figure 60 Évolution de la teneur en fer dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1993

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: crîtère eau brute; CVA: crîtère vie aquatique).

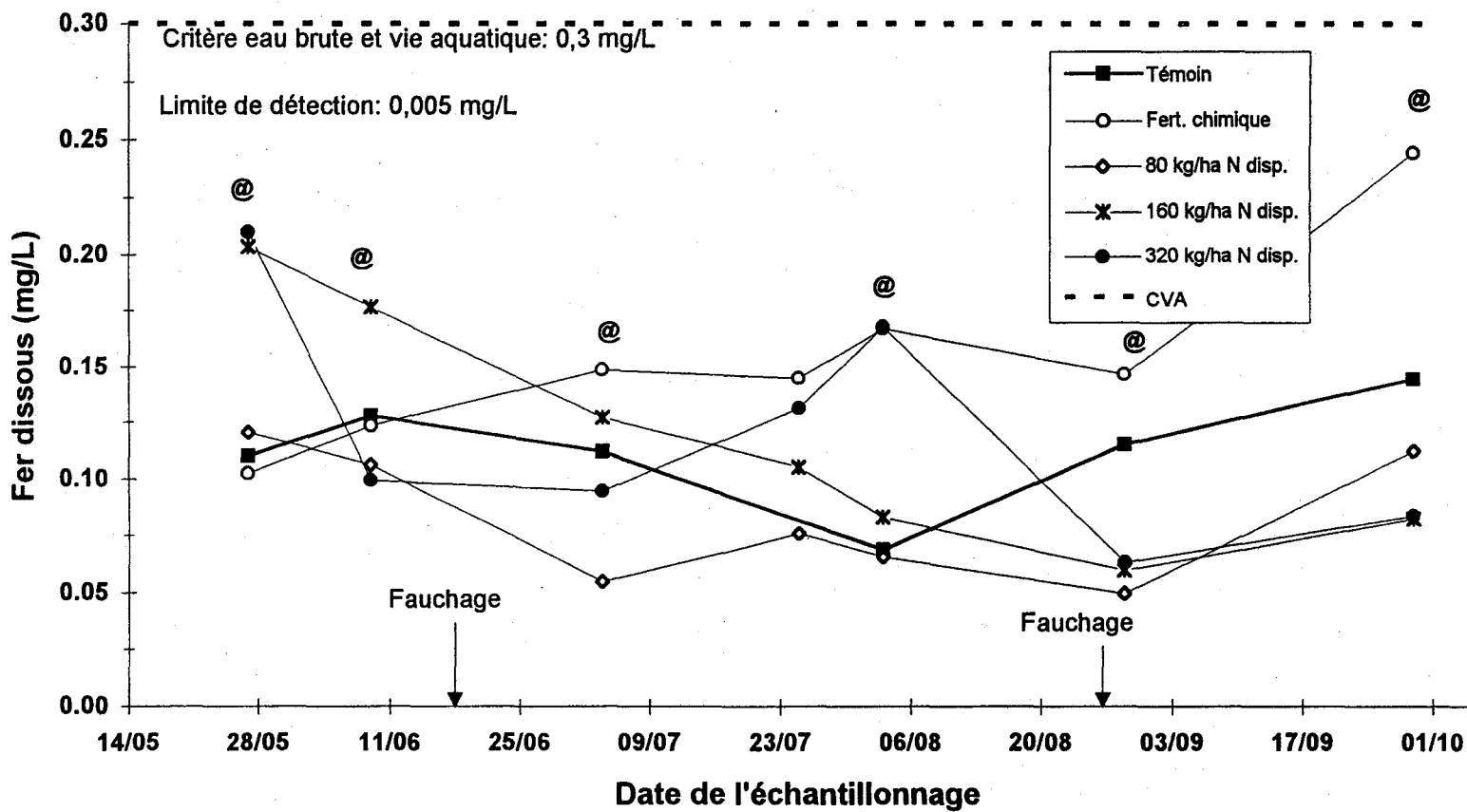


Figure 61

Évolution de la teneur en fer dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1994

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

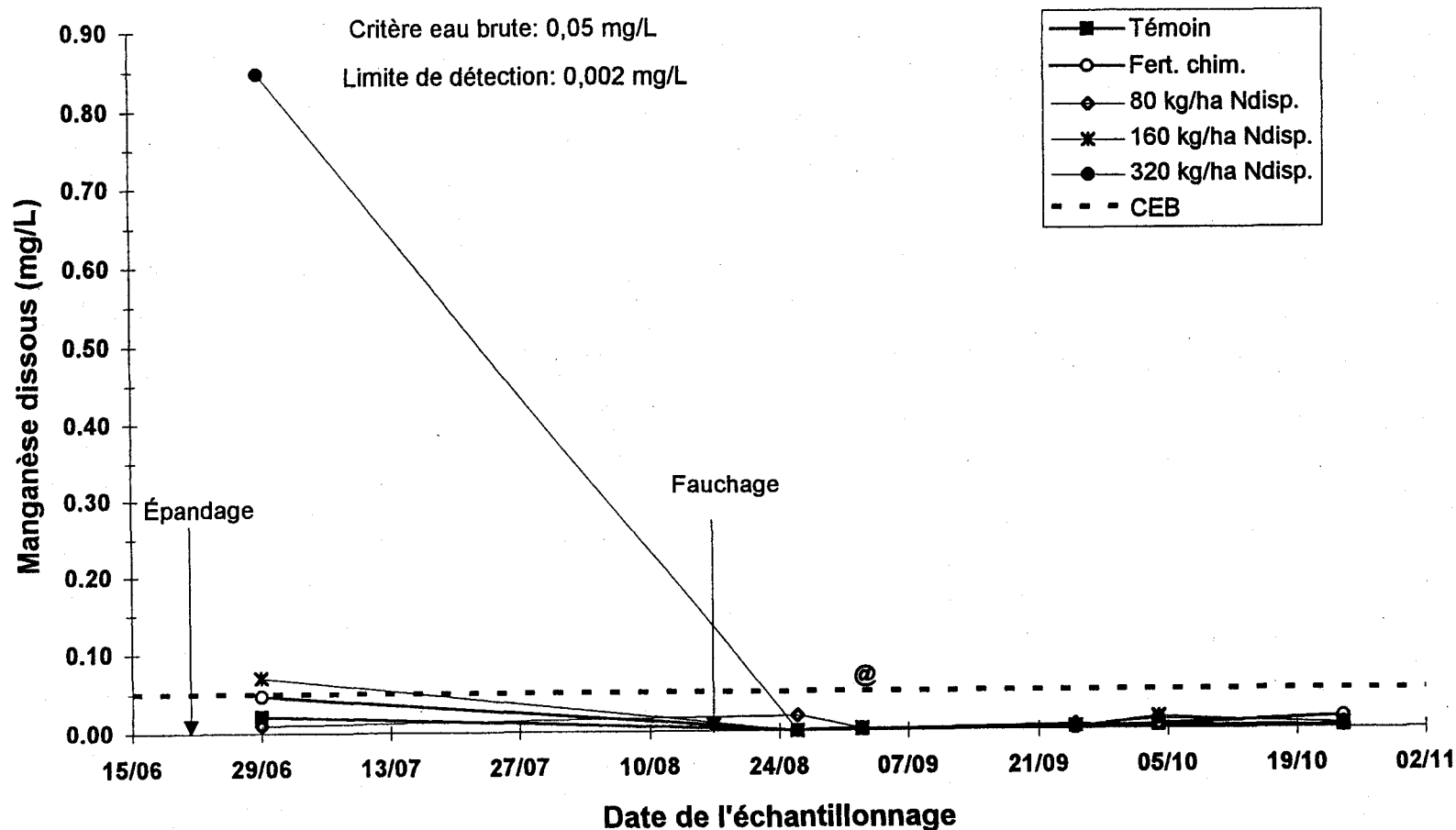


Figure 62

Évolution de la teneur en manganèse dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1993

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

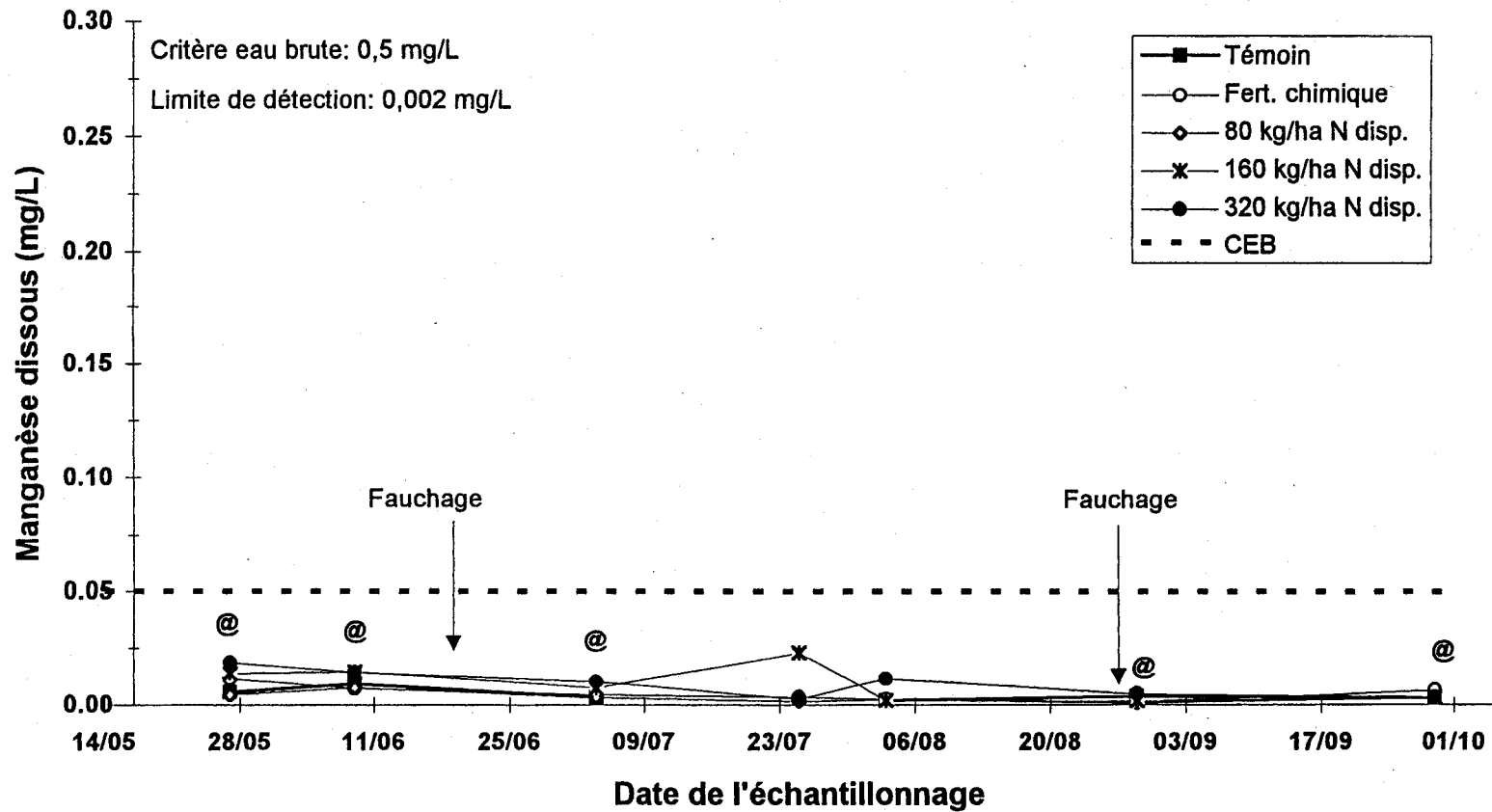


Figure 63

Évolution de la teneur en manganèse dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1994

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

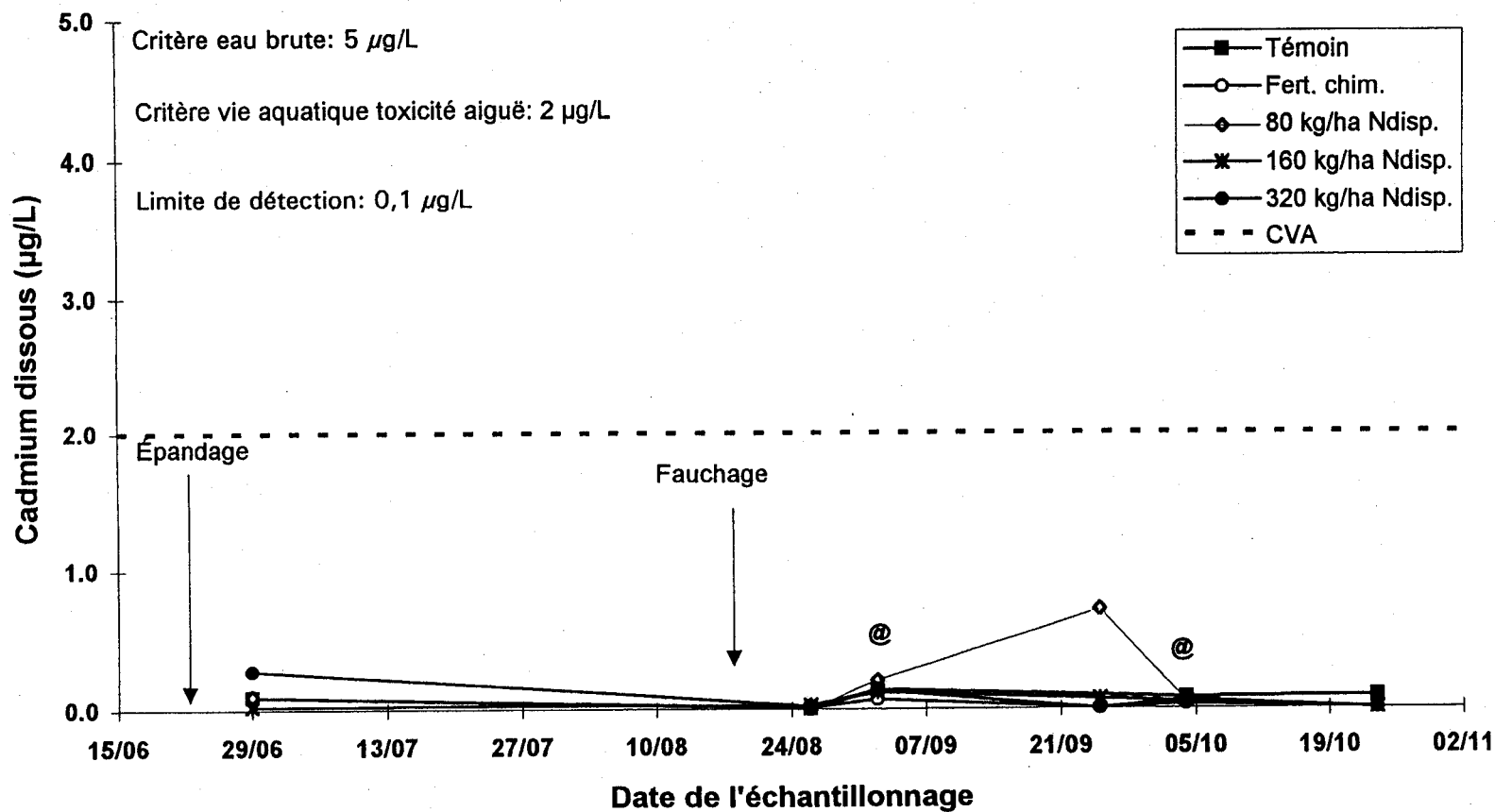


Figure 64

Évolution de la teneur en cadmium dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1993

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

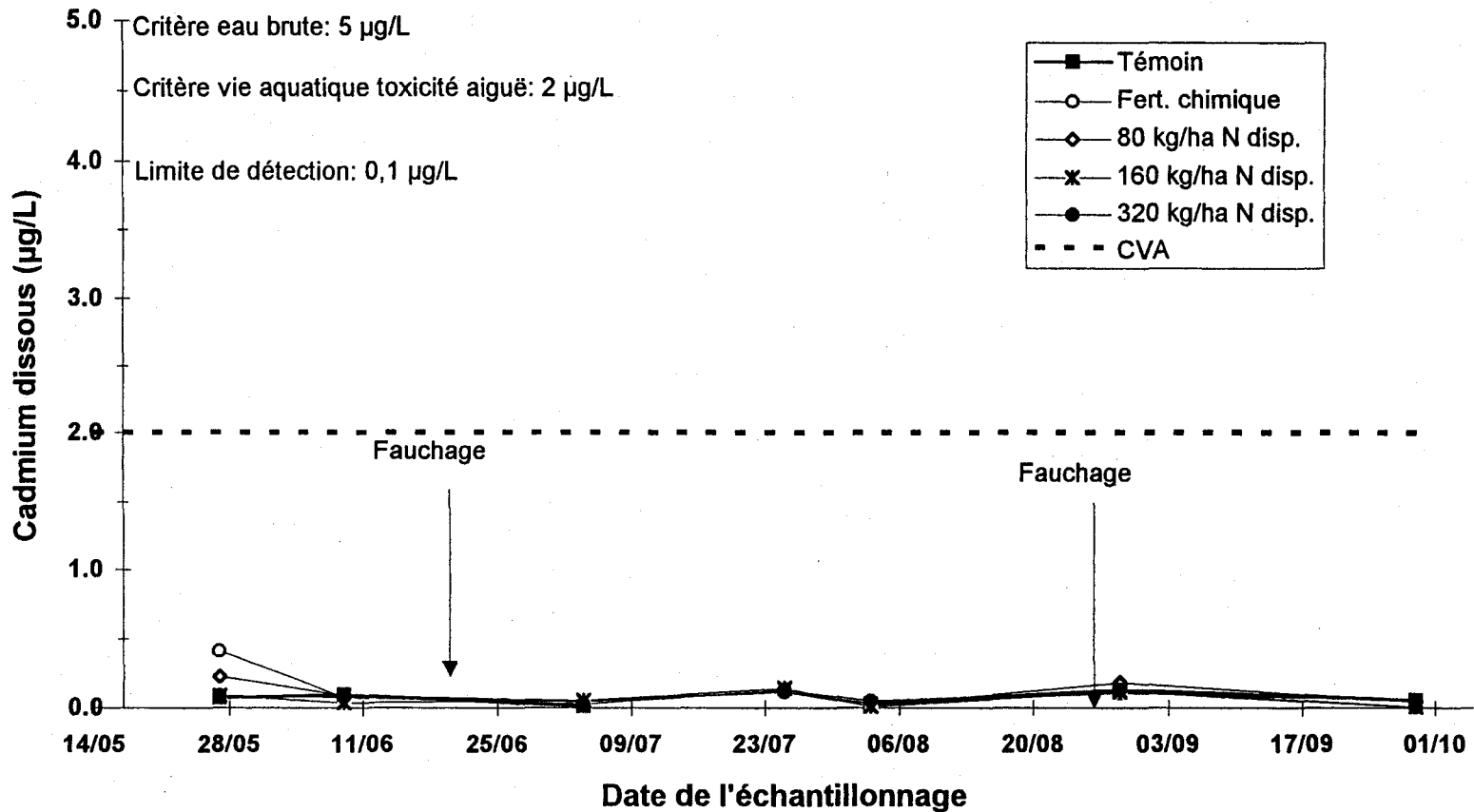


Figure 65

Évolution de la teneur en cadmium dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1994

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).



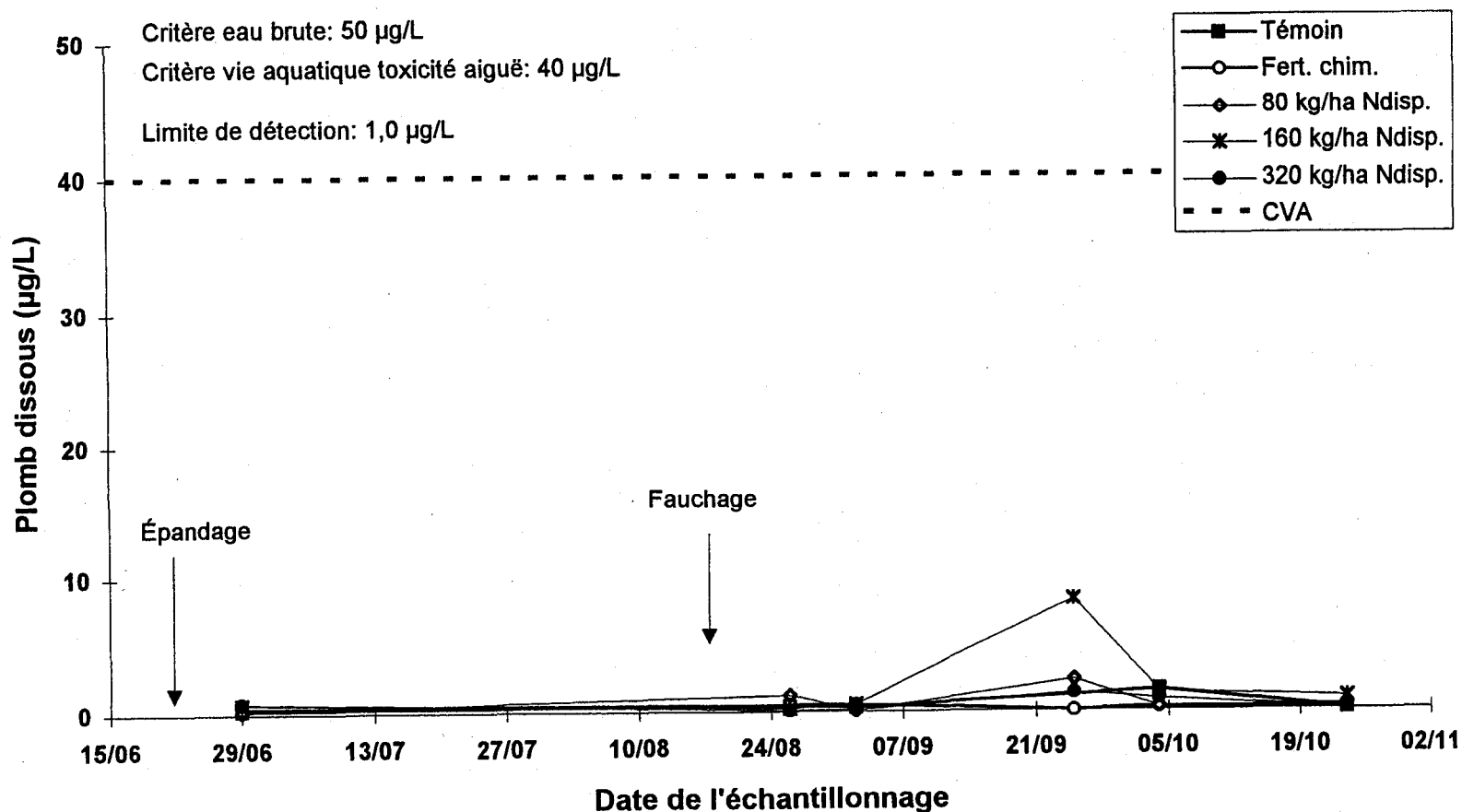


Figure 66 Évolution de la teneur en plomb dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1993

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

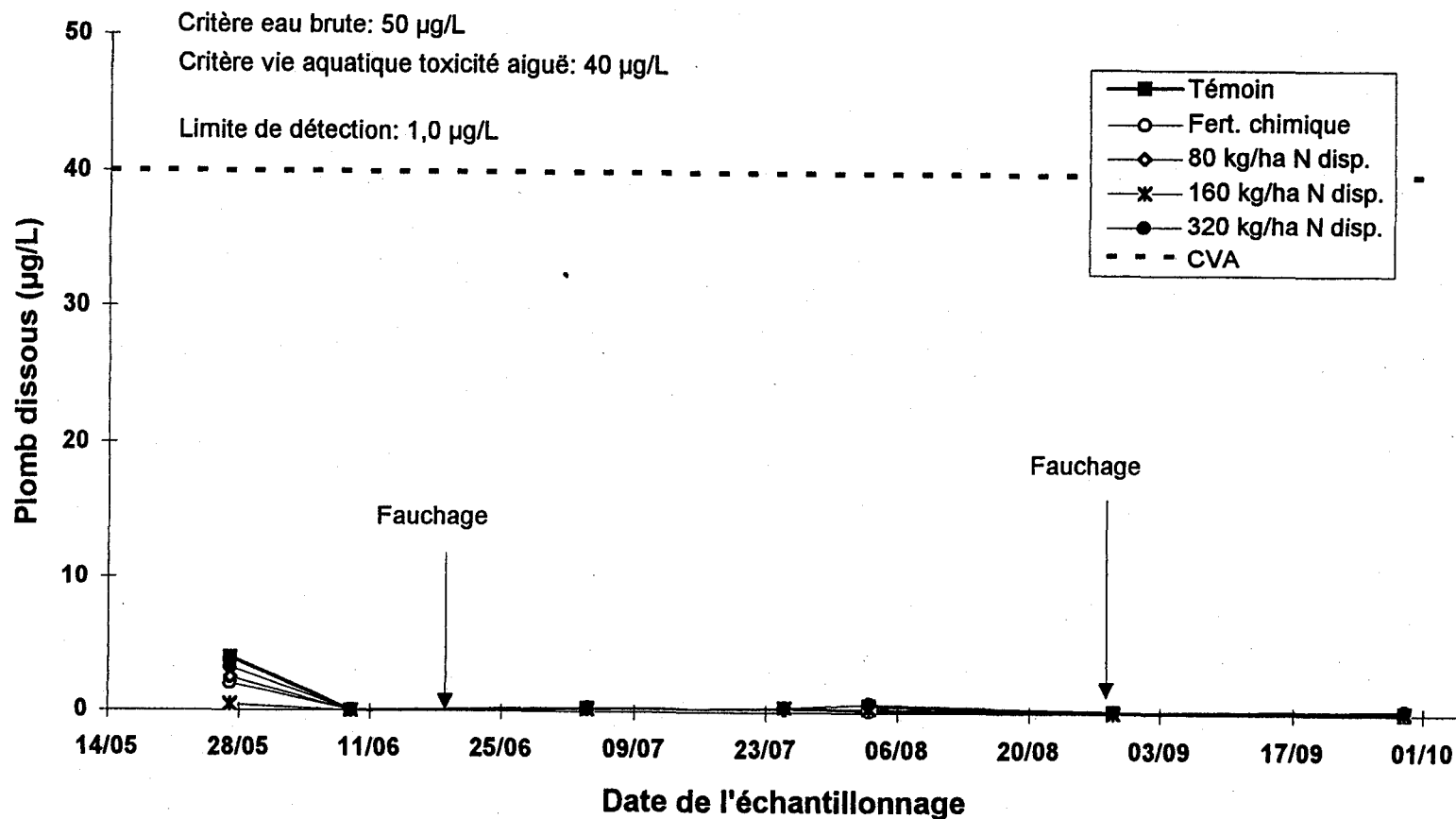


Figure 67

Évolution de la teneur en plomb dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1994

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique).

De façon générale, on constate que les applications de boues ont eu peu d'impact sur la présence des six métaux dans l'eau de ruissellement. Les tests statistiques n'ont révélé aucune différence significative entre les traitements au cours des deux saisons qui ont suivi les épandages et on ne dénote pas de tendances claires et marquées.

Dans le cas du cuivre (figures 58 et 59), du cadmium (figures 64 et 65) et du plomb (figures 66 et 67), les courbes des différents traitements sont pratiquement identiques à celle du témoin et toutes les concentrations mesurées sont très faibles, inférieures aux critères de qualité de l'eau brute et inférieures aux critères de qualité pour la vie aquatique (toxicité aiguë pour une dureté de 60 mg/L, cf. tableau 28).

Au niveau de l'aluminium et du fer (figures 56, 57, 60 et 61), quelques valeurs plus élevées ont été obtenues avec les traitements 160-P et 320-P en 1993 et en 1994. Toutefois, aucun effet significatif n'a pu être mis en évidence avec la réalisation des tests statistiques. De plus, les concentrations en aluminium et en fer les plus élevées se situent près des valeurs observées pour le témoin; et la grande majorité de celles-ci sont demeurées près des indices de qualité recommandés pour l'eau brute et sous les critères de toxicité aiguë pour la vie aquatique.

En ce qui a trait au manganèse (figures 62 et 63), une seule valeur se démarque de l'ensemble des autres. Une concentration de 0,85 mg/L a en effet été observée vers la fin de juin 1993 avec le traitement comportant 320 kg/ha d'azote disponible. La grande variabilité et la présence de données manquantes ont fait en sorte qu'il a été impossible de réaliser une analyse statistique des résultats obtenus à cette date. La concentration plus élevée en manganèse pour le traitement 320-P vers la fin de juin peut être attribuable au ruissellement directe de particules de boues (cf. section 2.2.3) ou à une contamination quelconque. Toutes les autres données mesurées par la suite en 1993 et en 1994 sont par ailleurs comparables au témoin et elles se sont maintenues bien en deçà du critère établi pour la qualité de l'eau brute (aucun critère n'a été retenu pour la vie aquatique pour le Mn (MENVIQ, 1990)). Dans l'ensemble, les résultats obtenus au niveau de la plantation d'arbres de Noël tendent à démontrer que la valorisation des boues jusqu'à un taux d'application de 320 kg/ha d'azote disponible a eu moins d'impacts qu'en érablière, sur les concentrations de métaux retrouvées dans l'eau de ruissellement. En érablière, les concentrations en manganèse et en plomb semblent en effet avoir été influencées par des applications de boues équivalant à 400 et 800 kg/ha d'azote disponible (cf. section 3.2.1.2.3). Le pH plus élevé de la couche superficielle du sol, soit environ 5,6 pour la plantation comparativement à 3,5 pour l'érablière, a pu limiter la solubilisation des métaux dans l'eau de ruissellement de la plantation. D'ailleurs les mesures de pH effectuées dans l'eau de ruissellement en 1994, appuient cette hypothèse. En effet, le pH de l'eau de ruissellement de la plantation (section 3.2.2.3.1) s'est maintenu entre 6,5 et 7,0; alors qu'en érablière (section 3.2.1.2.1), il a varié entre 4,0 et 6,0. Le couvert végétal très dense entre les sapins pourrait avoir contribué à restreindre le transport des métaux dans l'eau. L'écoulement plus important et plus fréquent de l'eau en surface dans la plantation peut avoir favorisé également une plus grande dilution des métaux. Enfin, des différences au niveau de la végétation peuvent aussi expliquer les faibles variations entre les deux sites.

Il existe par ailleurs peu d'études qui permettent de comparer et d'appuyer les résultats obtenus dans le cadre des présentes recherches et à ce titre, ces dernières apportent des informations assez intéressantes dans l'ensemble. En milieu agricole, Hinesly et Jones (1976) rapportent des augmentations significatives de la teneur en Cd, en Cu, en Fe et en Mn totaux dans l'eau de ruissellement récoltée dans des parcelles de soya et de maïs amendées avec des doses de boues se situant entre 16 et 105 t/ha m.s. À titre comparatif, le traitement 320-P des présents essais comportait l'épandage de 10,4 t/ha m.s et aucun des traitements éprouvés en plantation d'arbres de Noël n'a conduit à un impact appréciable et significatif. Les deux études demeurent toutefois difficilement comparables. Les travaux de Hinesly et Jones (1976) portaient en effet sur la teneur en métaux totaux alors que seuls les métaux solubles ont été pris en considération dans le cadre des essais menés en plantation d'arbres de Noël.

Les travaux menés dans le cadre de l'expérience no. 2 tendent à démontrer que la valorisation des boues, dans les conditions éprouvées en plantation d'arbres de Noël, est peu favorable au transfert et à la solubilisation des métaux dans les eaux qui ruissellent en surface. À une distance de 3 m de la zone d'épandage, aucun impact appréciable n'a été observé au niveau de la qualité de l'eau de ruissellement avec l'application de doses de boues correspondant à 80, 160 et 320 kg/ha d'azote disponible.

Il est important de rappeler cependant que les problèmes rencontrés avec le système de collecte et les difficultés à échantillonner l'eau de ruissellement pendant les premières semaines ont fait en sorte que les informations recueillies dans le cadre de cette expérience sont incomplètes et limitées. Il est en effet possible que des impacts plus importants se soient manifestés lors des premiers événements pluvieux qui ont suivi les épandages et cet aspect n'a malheureusement pas pu être étudié lors des présents travaux. En outre, le type de suivi effectué n'a pas permis d'étudier les mouvements latéraux de l'eau et des métaux dans le sol. Le ruissellement est par ailleurs généralement plus élevé lors du dégel printanier. Dans le cadre des présents travaux, il a été impossible de faire le suivi de la qualité de l'eau pendant cette période. L'application de boues sur des pentes plus prononcées que celle prévalant dans le site de l'expérience no. 2 (3 %) peut également accroître le risque de contamination de l'eau de ruissellement par les métaux. À ce titre, certaines informations ont été recueillies dans le cadre de l'expérience no. 3 (cf. section 3.2.3.2). Enfin, seule la fraction soluble des métaux a été considérée dans les présents essais. Bien que peu de particules minérales et organiques aient été retrouvées dans les échantillons lors de leur filtration (cf. section 2.5), certaines observations suggèrent que le transport ponctuel de métaux avec des particules a pu se produire lors de cette étude.

Dans les conditions expérimentées en plantation d'arbres de Noël, les critères actuels du Guide québécois de valorisation sylvicole semblent avoir protégé adéquatement l'eau de ruissellement de la contamination par les métaux. Cependant, avec les seuls résultats de la présente étude, il est impossible d'affirmer que les critères concernant la dose maximale et les limites souhaitables et maximales de métaux dans les boues sont suffisants pour prévenir la pollution des eaux superficielles par les métaux. L'absence de suivi immédiatement après l'épandage des boues et au cours du dégel printanier limite la portée

des résultats. De plus, des conditions plus favorables au ruissellement pourraient en effet être rencontrées dans le cadre d'autres travaux de valorisation en milieu forestier.

D'autre part, en comparant les résultats de la plantation avec ceux de l'érablière, le pH de la couche superficielle du sol semble être un facteur important à considérer. L'ajout d'un critère limitatif sur le pH des sols amendés devrait être envisagé. De nouvelles études comprenant un dispositif expérimental plus élaboré devraient être entreprises pour évaluer les risques de contamination des eaux superficielles par les métaux.

#### **3.2.2.4 Risques de contamination des eaux souterraines par les éléments nutritifs et les métaux**

L'installation de deux lysimètres par parcelle, à une profondeur d'environ 30 cm, a permis d'évaluer l'influence de la valorisation des boues sur la qualité chimique des eaux de percolation du sol de la plantation d'arbres de Noël pendant les saisons 1993 et 1994. Les caractéristiques du matériel utilisé ainsi que la méthode et le calendrier d'échantillonnage ont été présentés de façon détaillée à la section 2.7.

Il est important de rappeler que le suivi de la qualité de l'eau de percolation du sol vise principalement à établir le potentiel de migration des éléments nutritifs et des métaux à la suite de l'application de boues en surface. Les concentrations mesurées dans l'eau du sol ne reflètent pas nécessairement celles que l'on pourrait retrouver dans la nappe souterraine ou celles des lacs et des rivières qui en sont alimentés. Les informations recueillies avec les lysimètres permettent cependant de savoir si les épandages de boues sont susceptibles de conduire à un lessivage important des éléments nutritifs et des métaux dans le profil de sol et éventuellement, à un enrichissement de ceux-ci dans les nappes souterraines.

Comme il n'existe pas de critères de qualité de l'eau de percolation, l'utilisation des critères de qualité pour la vie aquatique ou des critères de qualité de l'eau brute, pour qualifier les résultats obtenus pour l'eau de percolation, doit être fait avec discernement. Utiliser le critère le plus sévère, soit le critère de toxicité chronique, apparaît inapproprié. En effet, la composition de l'eau de percolation va se modifier au cours de son cheminement par adsorption - désorption, sédimentation - mise en suspension, solubilisation - précipitation et aussi par dilution. L'utilisation du critère de qualité de l'eau pour la vie aquatique éliminant la toxicité aiguë (MENVIQ, 1990) semble être un bon compromis parce qu'il est, d'une part, moins sévère que le critère de toxicité chronique, et d'autre part, plus exigeant que le critère de qualité de l'eau brute dans la majorité des cas.

Des précipitations de pluie de l'ordre de 10 à 20 mm ont été suffisantes pour permettre la récolte d'eau de percolation. Dans l'ensemble, la majorité des lysimètres ont pu être échantillonnés lors de chacun des délais considérés. Quelques échantillonnages effectués à l'été 1993 et au cours des automne 1993 et 1994 sont cependant incomplets, les conditions trop sèches n'ayant pas permis réaliser une récolte dans tous les lysimètres. Par ailleurs, il n'a pas été possible de faire le suivi de la qualité chimique de l'eau de percolation tôt au printemps pendant la fonte des neiges et le dégel du sol. Afin de limiter

les risques d'endommagement par le gel de l'eau, la remise en fonction des lysimètres a dû être effectuée plus tard. Enfin, les données de l'évolution de la nappe d'eau souterraine enregistrées dans la plantation d'arbres de Noël en 1993 et en 1994 (cf. section 2.13) indiquent que celle-ci a parfois atteint la zone de captation des lysimètres. Quelques échantillonnages ont ainsi été effectués alors que la nappe se situait à moins de 30 cm de profondeur. Ces derniers ont été mis en évidence sur les graphiques qui présentent les résultats obtenus.

Dans l'ensemble, les données recueillies se caractérisent par une variabilité assez importante. Un coefficient de variation moyen par paramètre a été calculé en considérant tous les résultats de 1993 et 1994 des six lysimètres d'un même traitement. L'étendue des coefficients moyens de variation varie ainsi entre 5 et 220 %. Cette grande variabilité des données explique que l'effet des traitements a dû être assez prononcé pour que les tests statistiques puissent permettre de déceler des différences significatives. Dans certains cas également, l'amplitude des variances associées à l'erreur expérimentale et la présence de données manquantes ont fait en sorte que l'analyse statistique n'a pas été possible.

Des travaux similaires à ceux du présent projet font aussi état d'une variabilité importante avec le suivi de la qualité de l'eau de percolation avec des lysimètres (Riekerk, 1981). Plusieurs facteurs (topographie, nature et texture du sol, etc.) peuvent être responsables de la variation importante des résultats obtenus. Les concentrations de certains éléments dans l'eau de percolation se situent parfois autour des limites de détection des appareils de dosage. Les valeurs résultant d'analyses effectuées aux environs des limites de détection se caractérisent souvent par une variabilité importante.

Néanmoins, les données sur la qualité chimique de l'eau de percolation (pH, éléments nutritifs et métaux) obtenues en plantation d'arbres de Noël permettent de dégager des informations intéressantes et pertinentes. À cet effet, les résultats obtenus, en plus d'être comparés au témoin, ont ainsi pu être interprétés en considérant différents critères et données rapportés dans la section 1.2.5.

#### **3.2.2.4.1 pH**

Tout comme pour l'eau de ruissellement, il n'avait pas été prévu initialement de mesurer le pH de l'eau de percolation dans la plantation d'arbres de Noël. Aucune mesure à cet effet n'a d'ailleurs été prise au cours de la saison 1993. Considérant que ce paramètre peut comporter une influence importante vis-à-vis la solubilité des métaux, il a donc été décidé de le mesurer en 1994 dans l'eau qui a été récoltée dans les parcelles témoins et celles comportant l'application au printemps 1993 d'une dose de boues correspondant à 320 kg/ha d'azote disponible (traitement 320-P).

Les données obtenues tendent à démontrer que la valorisation des boues n'a pas eu d'impact appréciable sur le pH de l'eau de percolation récoltée en plantation d'arbres de Noël. Selon la figure 68, on constate en effet que ce paramètre a évolué de façon similaire

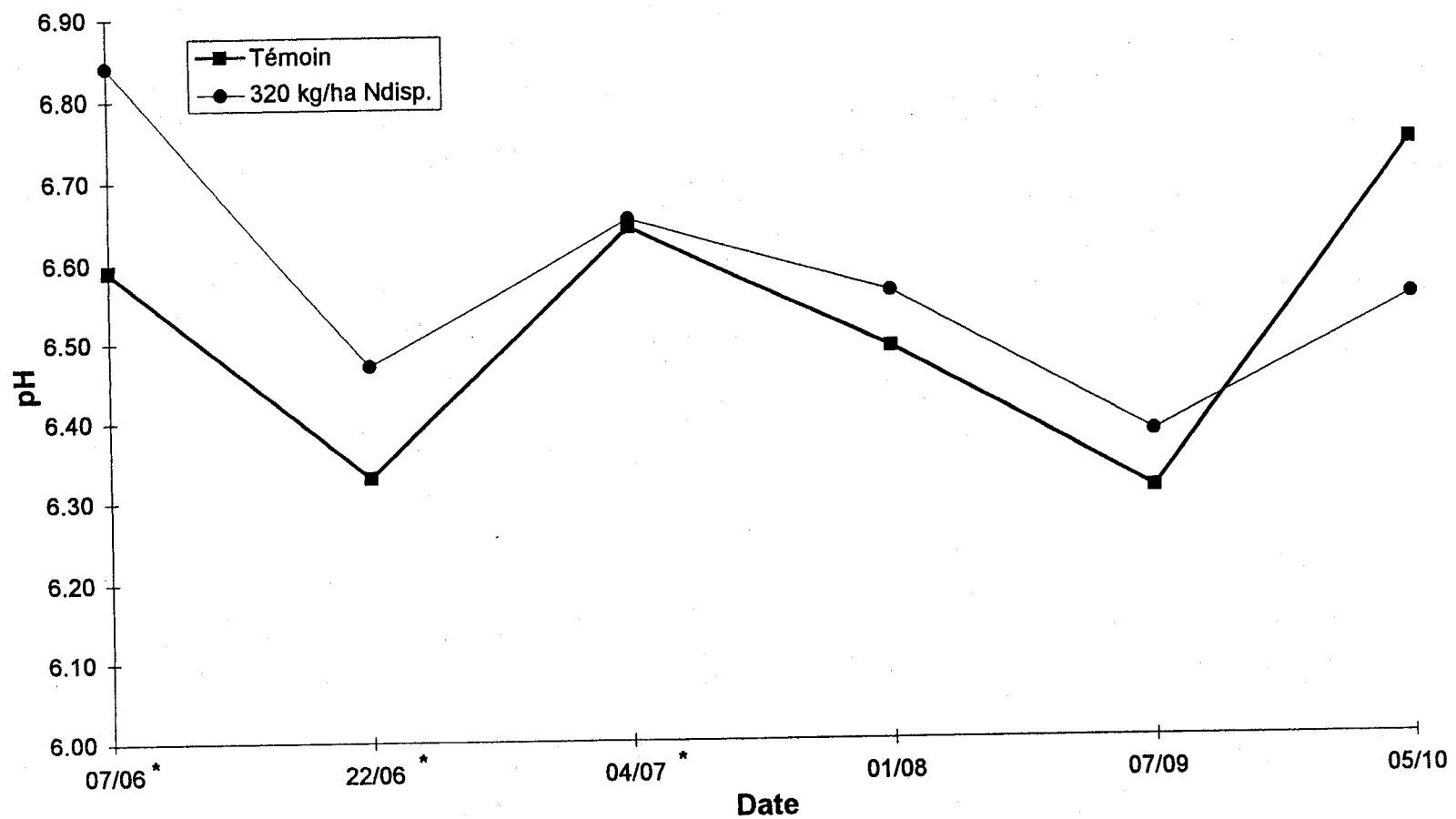


Figure 68 Évolution du pH de l'eau de percolation de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994  
L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.

dans le cas des deux traitements considérés. L'étendue de pH a ainsi varié entre 6,3 et 6,8 pour le témoin et entre 6,4 et 6,8 pour le traitement 320-P.

Les résultats obtenus doivent être interprétés avec précaution. Le suivi du pH de l'eau a été effectué seulement en 1994 et il n'a considéré que deux traitements.

#### **3.2.2.4.2 Azote ammoniacal et nitrates**

L'évolution des concentrations en azote ammoniacal et en nitrates de l'eau de percolation récoltée en plantation d'arbres de Noël pendant les saisons 1993 et 1994 apparaît aux figures 69 à 72.

Les données recueillies montrent que les teneurs naturelles en azote ammoniacal et en nitrates, mesurées dans l'eau des parcelles témoins, se sont maintenues très près des limites de détection et elles ont varié respectivement entre <0,02 et 0,09 mg/L et entre <0,02 et 0,12 mg/L. Au Québec, le MENVIQ (1990) recommande que les concentrations en azote ammoniacal et en nitrates de l'eau destinée à l'approvisionnement en eau potable ne dépasse 0,5 mg/L N-NH<sub>4</sub> et 10 mg/L N-NO<sub>3</sub>. On constate ainsi que l'eau de percolation de la plantation d'arbres de Noël comporte relativement peu d'azote ammoniacal et de nitrates.

Les épandages de boues dans la plantation d'arbres de Noël n'ont pas contribué à favoriser la migration de quantités importantes d'azote ammoniacal dans l'eau de percolation. L'analyse statistique des données recueillies en 1993 et en 1994 ne révèle en effet aucune différence significative entre les traitements (figures 69 et 70). Malgré l'absence d'effets statistiquement appuyés, on observe tout de même que les applications de boues ont eu tendance à augmenter la teneur en azote ammoniacal au cours du mois de juillet 1993, soit un mois après la réalisation des travaux d'épandage. Des valeurs atteignant l'indice limite de qualité de l'eau brute, soit près de 0,5 mg/L, ont ainsi été mesurées pendant le mois de juillet 1993 dans les parcelles amendées avec des doses de boues correspondant à 160 et 320 kg/ha d'azote disponible. Les concentrations des traitements comportant des boues sont rapidement retournées près des valeurs du témoin et de la région de production en août 1993, soit à moins de 0,1 mg/L N-NH<sub>4</sub>. Les figures 69 et 70 montrent que les teneurs en azote ammoniacal des échantillons d'eau récoltés dans tous les traitements entre août 1993 et novembre 1994 sont par la suite demeurées inférieures à 0,1 mg/L.

Selon les figures 71 et 72, on constate que seul le traitement comportant l'application d'une dose de boues équivalente à 320 kg/ha d'azote disponible a eu un impact appréciable sur la présence des nitrates dans l'eau de percolation. À partir de la fin juillet 1993, on observe en effet une augmentation considérable des concentrations dans les échantillons d'eau récoltés dans les parcelles du traitement 320-P. Des valeurs statistiquement plus élevées et variant entre 12 et 22 mg/L N-NO<sub>3</sub> ont ainsi été mesurées entre la fin de juillet et novembre 1993. On note que les traitements 80-P et 160-P ont également eu tendance à favoriser un faible enrichissement de l'eau en nitrates au cours de la même période. Toutefois les concentrations n'ont jamais dépassé 5 mg/L N-NO<sub>3</sub> et l'analyse statistique de



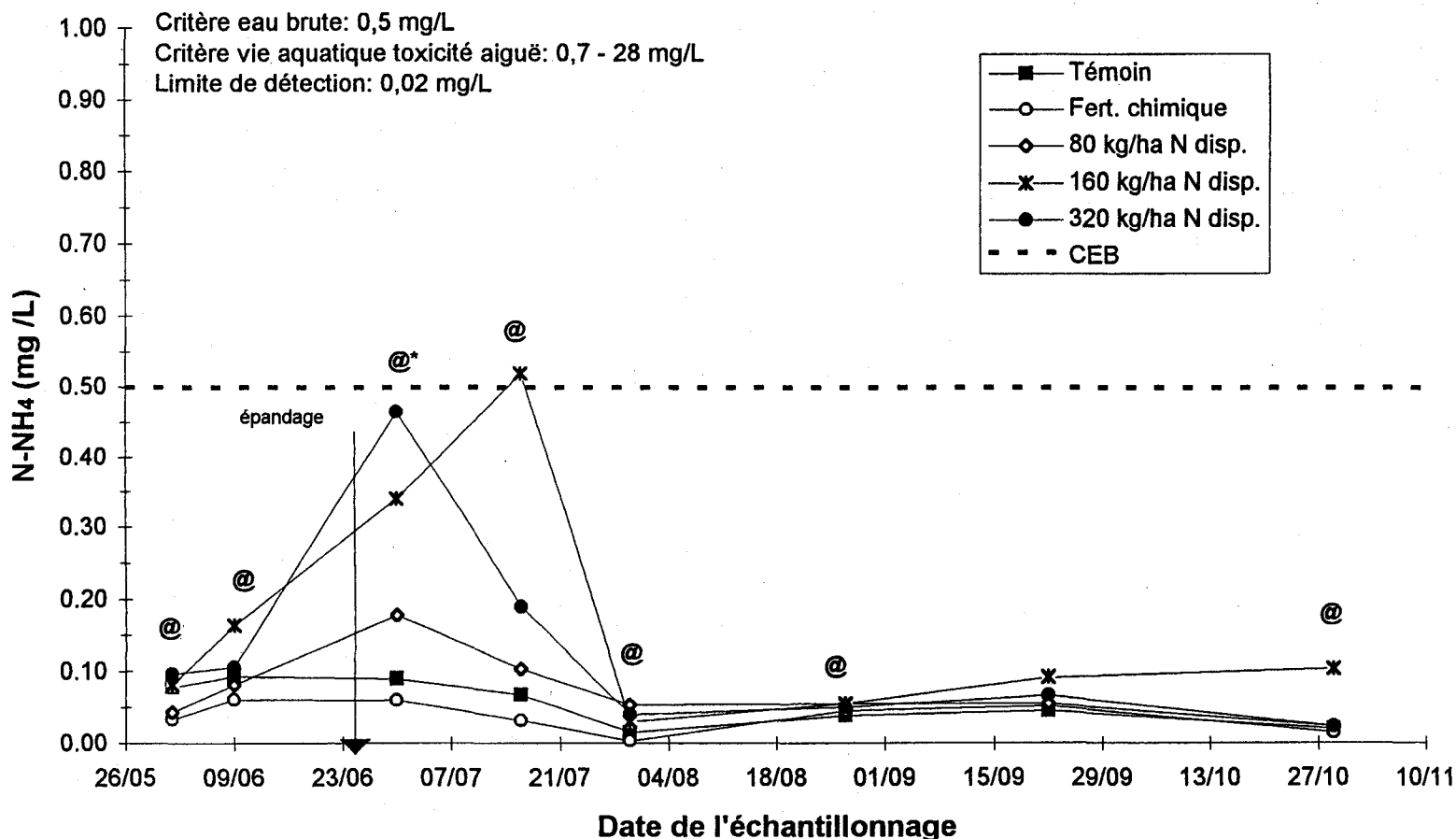


Figure 69

Évolution de la teneur en azote ammoniacal de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1993

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique). L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.

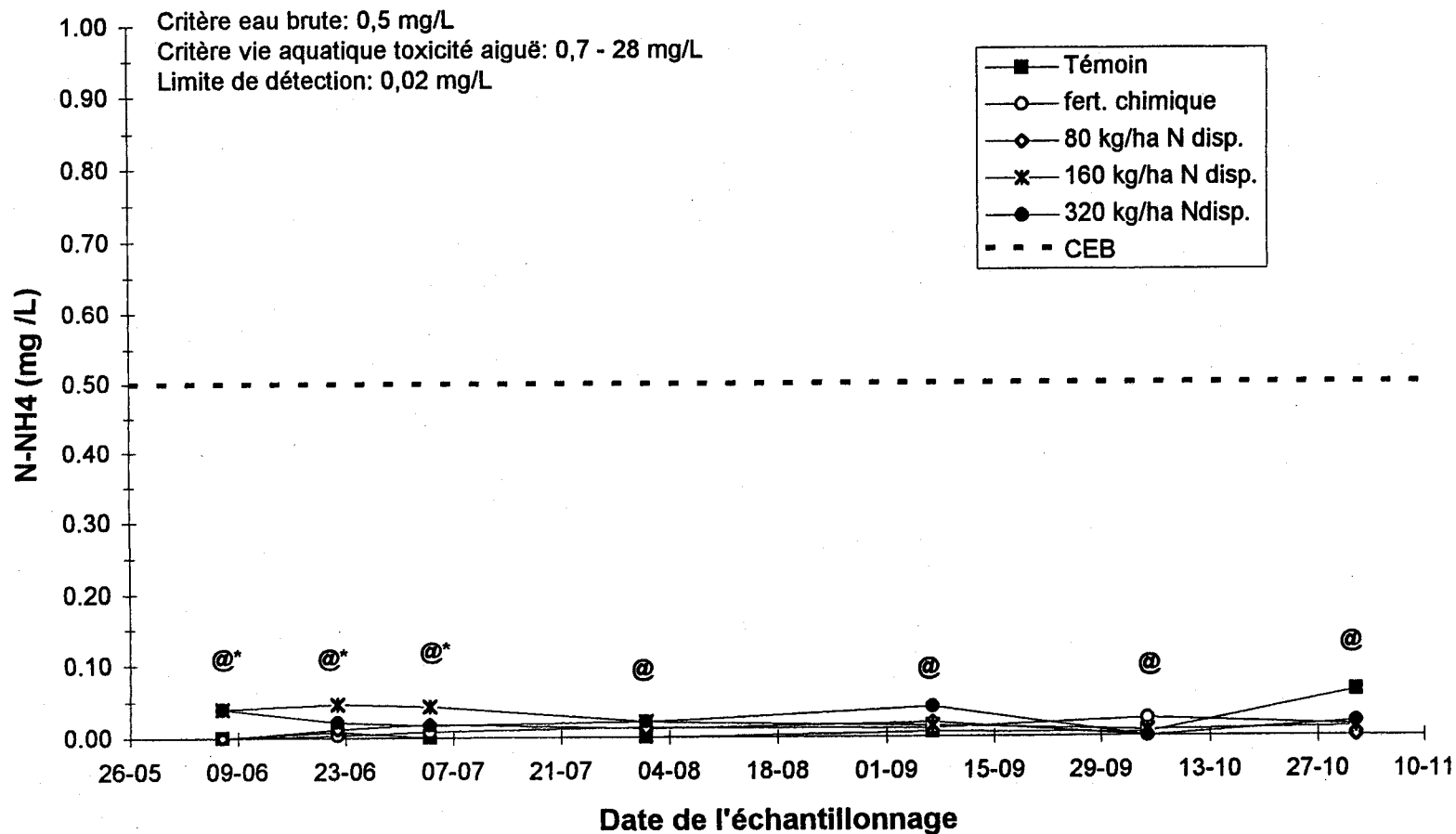


Figure 70

Évolution de la teneur en azote ammoniacal de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique). L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.

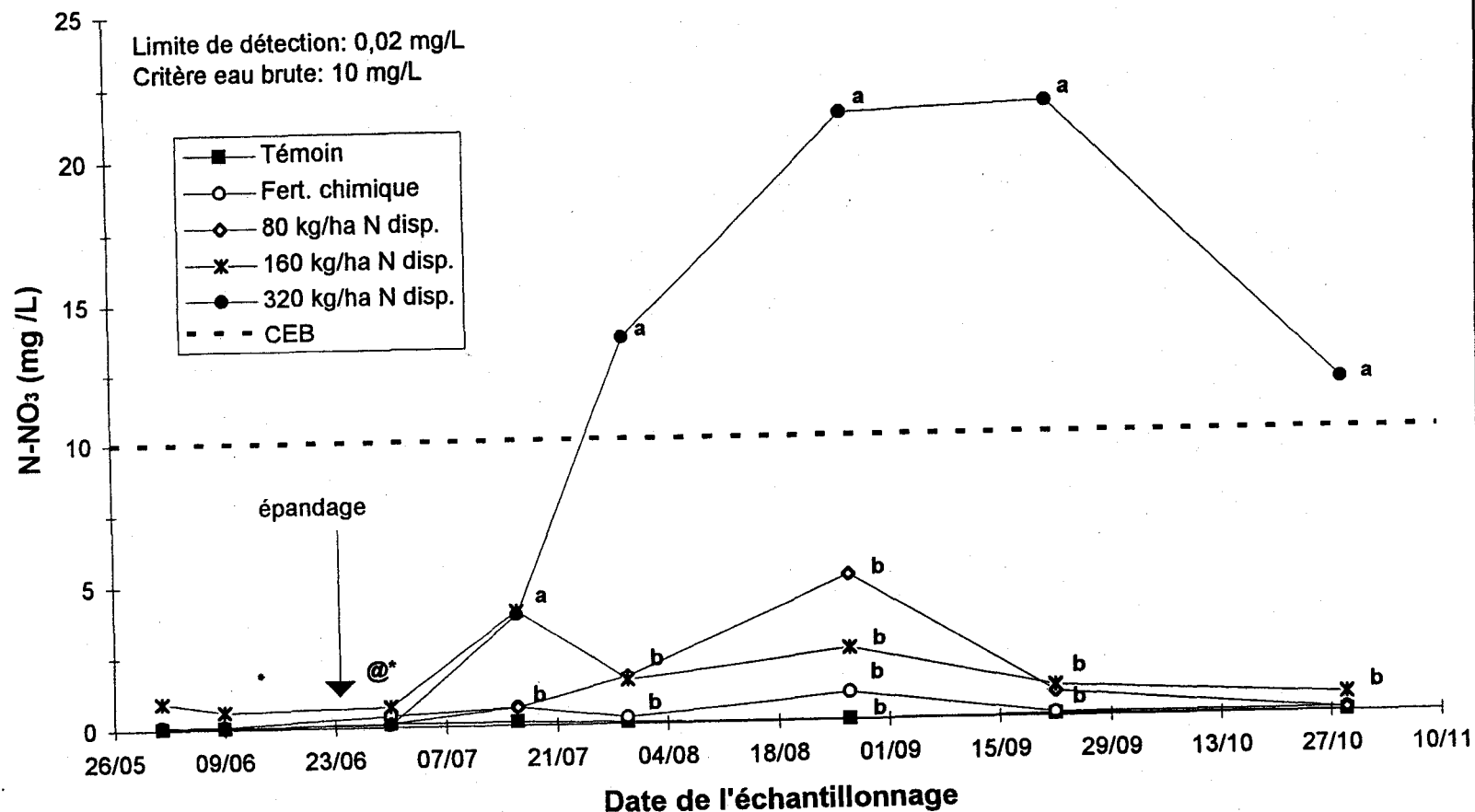


Figure 71 Évolution de la teneur en nitrates de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1993

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique). L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.

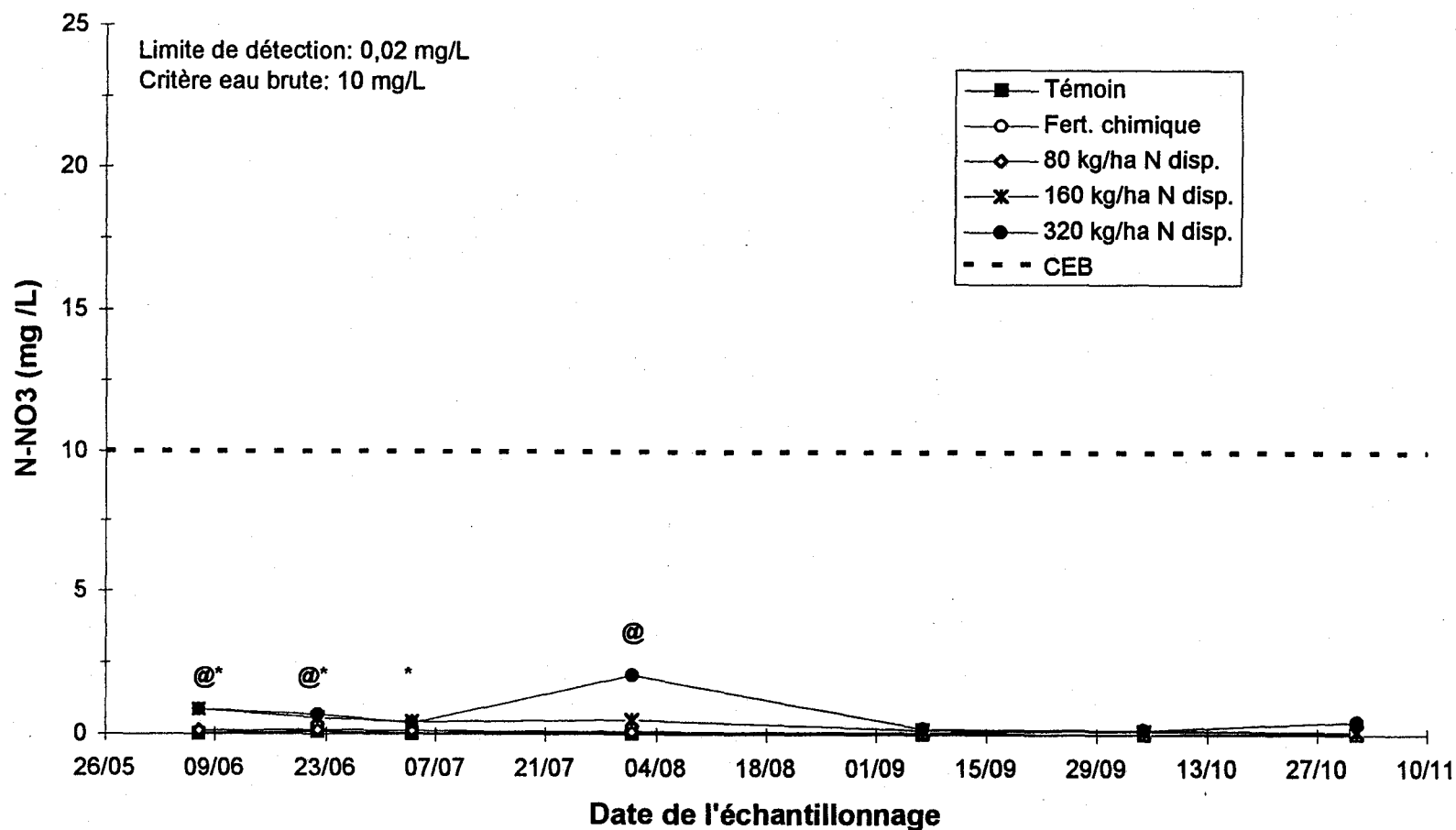


Figure 72

Évolution de la teneur en nitrates de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique). L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.

ces résultats ne montre aucune différence significative. Les impacts observés en 1993 sont par ailleurs disparus en 1994. On n'observe en effet aucune différence statistique significative entre les différents traitements et toutes les concentrations mesurées pendant la saison 1994 se sont maintenues en-dessous de 2 mg/L N-NO<sub>3</sub>.

L'évolution des concentrations en azote ammoniacal et en nitrates dans l'eau de percolation à la suite de la valorisation des boues dans la plantation d'arbres de Noël est similaire à celle qui a été observée au niveau de l'érablière (cf. section 3.2.1.3). Les résultats obtenus dans le cadre des présents essais sont également semblables à ceux rapportés par d'autres chercheurs (cf. section 1.2.5.1). Dans l'ensemble cependant, l'amplitude des impacts observés dans la plantation d'arbres de Noël, surtout dans le cas des nitrates, s'avère être beaucoup moins marquée. L'utilisation de taux d'application moins élevés en plantation explique probablement en grande partie la réponse obtenue. Il est possible également que la présence d'un couvert dense de plantes herbacées au niveau de ce site ait pu contribuer à retenir une fraction appréciable de l'azote ammoniacal et des nitrates à la suite des épandages. La croissance rapide et importante de ces végétaux, observée peu de temps après l'application des boues, amène en effet à considérer sérieusement cette hypothèse.

L'échantillonnage et l'analyse du sol des plantations d'arbres de Noël suggèrent une conversion progressive de l'azote ammoniacal en nitrates, sous l'effet de la nitrification (cf. section 3.2.2.1). Les données recueillies au niveau de l'eau de percolation tendent à démontrer également la conversion graduelle de l'ammonium des boues en nitrates. Selon les figures 69 à 72, on constate en effet une légère augmentation des concentrations en azote ammoniacal dans l'eau du sol pendant le mois qui a suivi la réalisation des épandages alors que l'accroissement des teneurs en nitrates est survenu un peu plus tard dans la saison. De façon générale, les résultats obtenus au niveau de l'eau de percolation indiquent que tout l'azote ammoniacal semble avoir été libéré et converti en nitrates au cours de la première saison. La nitrification rapide de l'azote ammoniacal initialement apporté par les boues, une fraction de l'azote qui est d'ailleurs importante dans celles-ci (cf. section 3.1), pourrait expliquer que le lessivage des nitrates se soit produit seulement en 1993. Cependant, l'absence du suivi au cours de la période de dégel printanier amène un manque d'informations critiques. En effet, le lessivage des nitrates est reconnu pour être plus important à cette période.

Les informations recueillies dans le cadre des essais en plantation d'arbres de Noël tendent à démontrer que l'épandage de boues liquides jusqu'à des doses atteignant 320 kg/ha d'azote disponible présente peu de risques de contamination de l'eau souterraine par l'ammonium. Les concentrations les plus élevées n'ont jamais dépassé le critère de qualité de l'eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable (0,5 mg/L) et elles ont été observées pendant une période de courte durée. Sous l'effet de la nitrification, les valeurs sont en effet rapidement retournées au niveau de celles du témoin.

Les résultats obtenus au niveau des nitrates sont plus préoccupants. Les concentrations maximales (12 à 22 mg/L N-NO<sub>3</sub>), observées entre la fin de juillet et novembre 1993 avec l'application d'une dose de boues correspondant à 320 kg/ha d'azote disponible, ont en effet

dépassé la limite prescrite pour l'approvisionnement en eau potable, soit 10 mg/L N-NO<sub>3</sub>. Et malgré que les traitements de 80 et 160 kg/ha N disponible n'aient occasionné des concentrations de nitrates que de 5 mg/L et moins, des concentrations plus élevées ont pu être rencontrées lors du dégel printanier.

Comme il a déjà été mentionné, la composition chimique de l'eau du sol ne reflète pas nécessairement celle des nappes souterraines. Le profil de sol peut en effet agir comme un filtre et retenir une certaine partie des nitrates, évitant ainsi qu'ils n'atteignent l'eau souterraine en quantités importantes. Les plantes et l'immobilisation microbienne peuvent également jouer un rôle important. Ainsi, une concentration en nitrates de 10 mg/L dans l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur ne signifie pas nécessairement que l'on retrouvera une valeur identique dans la nappe phréatique. L'analyse des nitrates dans la nappe d'eau souterraine aurait permis de mieux établir les risques de contamination. Malgré tout, les résultats obtenus dans le cadre de la présente étude méritent une attention particulière car certaines conditions (sols plus poreux, épandages répétés de boues) pourraient être favorables à un lessivage encore plus important des nitrates.

À la lumière des informations recueillies en plantation d'arbres de Noël, il est par conséquent recommandable que le taux d'application des boues en milieu sylvicole ne dépasse pas 200 kg/ha d'azote disponible, limite actuellement prescrite par le Guide québécois de valorisation sylvicole. Des chercheurs (Riekerk, 1982; Aschmann *et al.*, 1992) soutiennent que des problèmes environnementaux peuvent survenir suite à l'application de doses de 400 kg/ha/an N total (environ 200 kg/ha/an d'azote disponible si l'on considère un coefficient de disponibilité moyen de 50 %) et plus, puisque la quantité d'azote ajouté au sol excède substantiellement la capacité de prélèvement de la végétation forestière. Afin de s'assurer que cette ligne de conduite est adéquate, il serait également pertinent de poursuivre d'autres travaux de recherche permettant d'étudier les impacts réels sur les nappes souterraines et d'éprouver des conditions qui pourraient être encore plus favorables au lessivage des nitrates (ex: précipitations abondantes et de longue durée, sols sablonneux et épandages répétés de boues).

#### **3.2.2.4.3 Phosphore, potassium, calcium et magnésium**

Les figures 73 à 80 présentent l'évolution des concentrations en phosphore, en potassium, en calcium et en magnésium dans l'eau de percolation au cours des saisons 1993 et 1994.

Les données recueillies indiquent que les teneurs naturelles, mesurées au niveau des parcelles témoins, ont varié entre <0,02 et 0,04 mg/L pour le phosphore, entre 0,02 et 0,24 mg/L pour le potassium, entre 9 et 23 mg/L pour le calcium et entre 2 et 6 mg/L pour le magnésium. L'étendue des concentrations en phosphore dépasse légèrement le critère pour la vie aquatique (0,02 mg/L P-PO<sub>4</sub> pour les lacs; 0,03 mg/L P-PO<sub>4</sub> pour les rivières; MENVIQ, 1990) et aucun critère de qualité de l'eau brute n'est retenu pour le phosphore. Par ailleurs, le potassium, le calcium et le magnésium ne comportent pas de risques appréciables au niveau de la qualité des eaux et il n'existe d'ailleurs aucun critères particuliers qui concernent ces éléments.

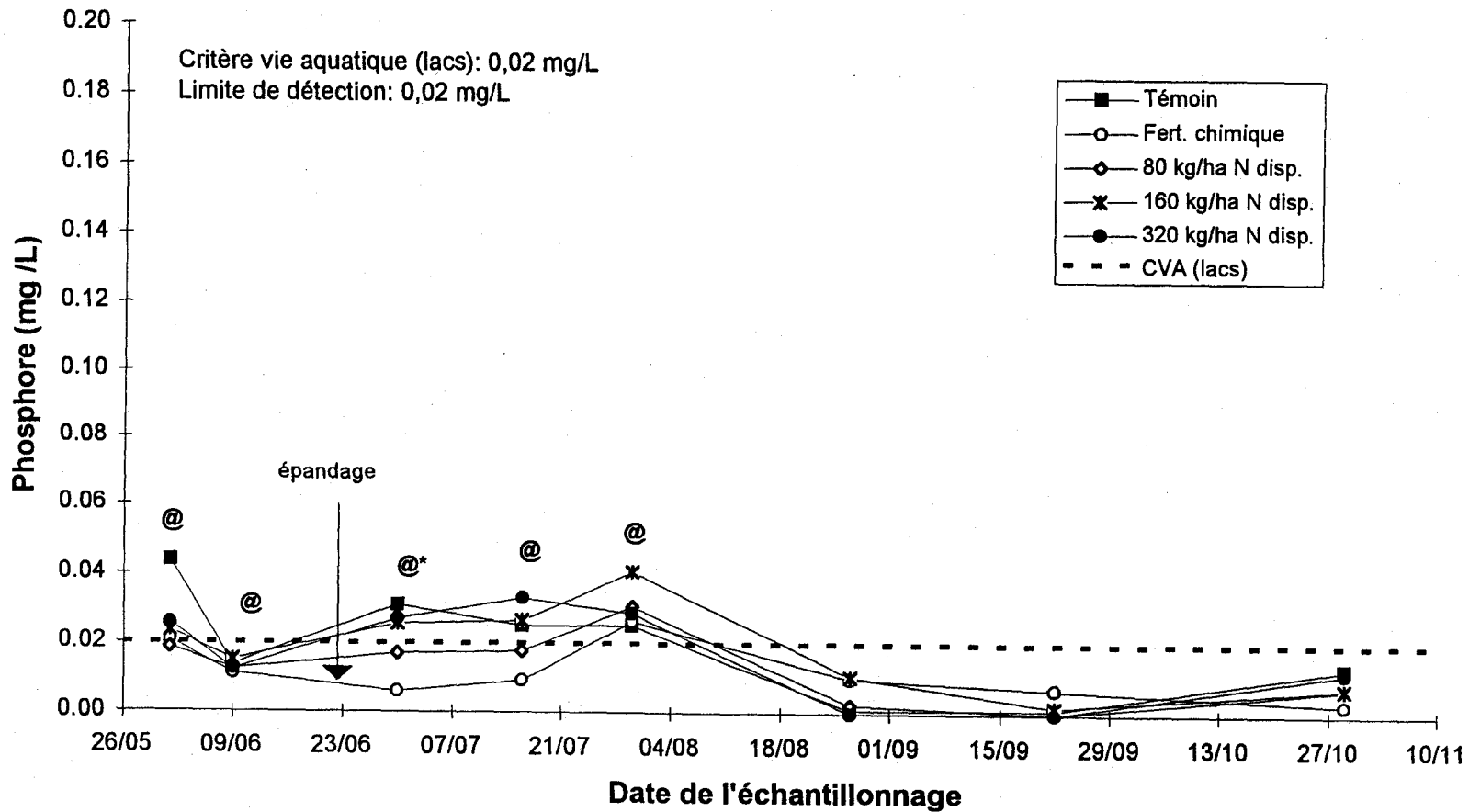


Figure 73 Évolution de la teneur en phosphore total de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1993

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique). L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.

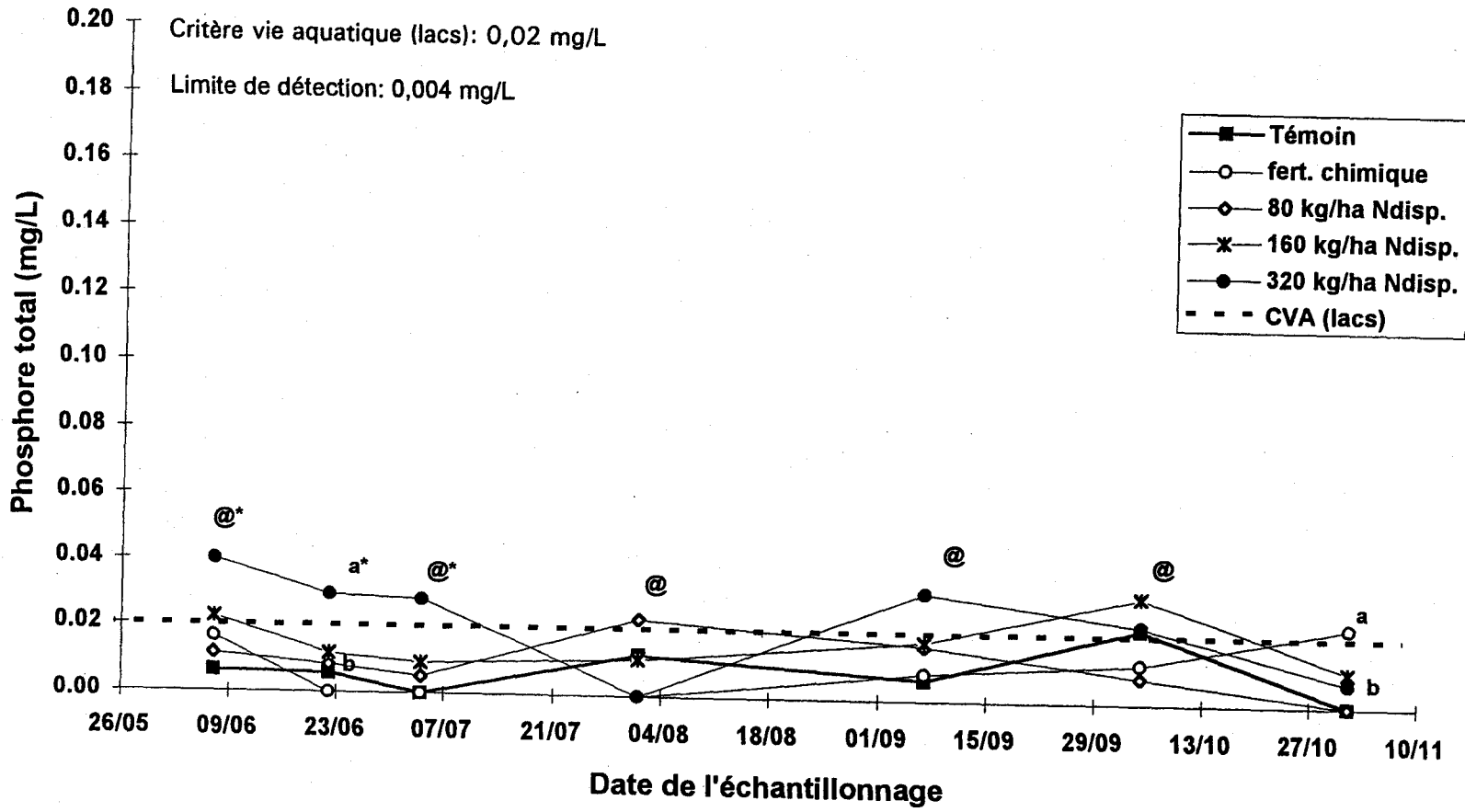


Figure 74 Évolution de la teneur en phosphore total de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994  
 Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique). L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.



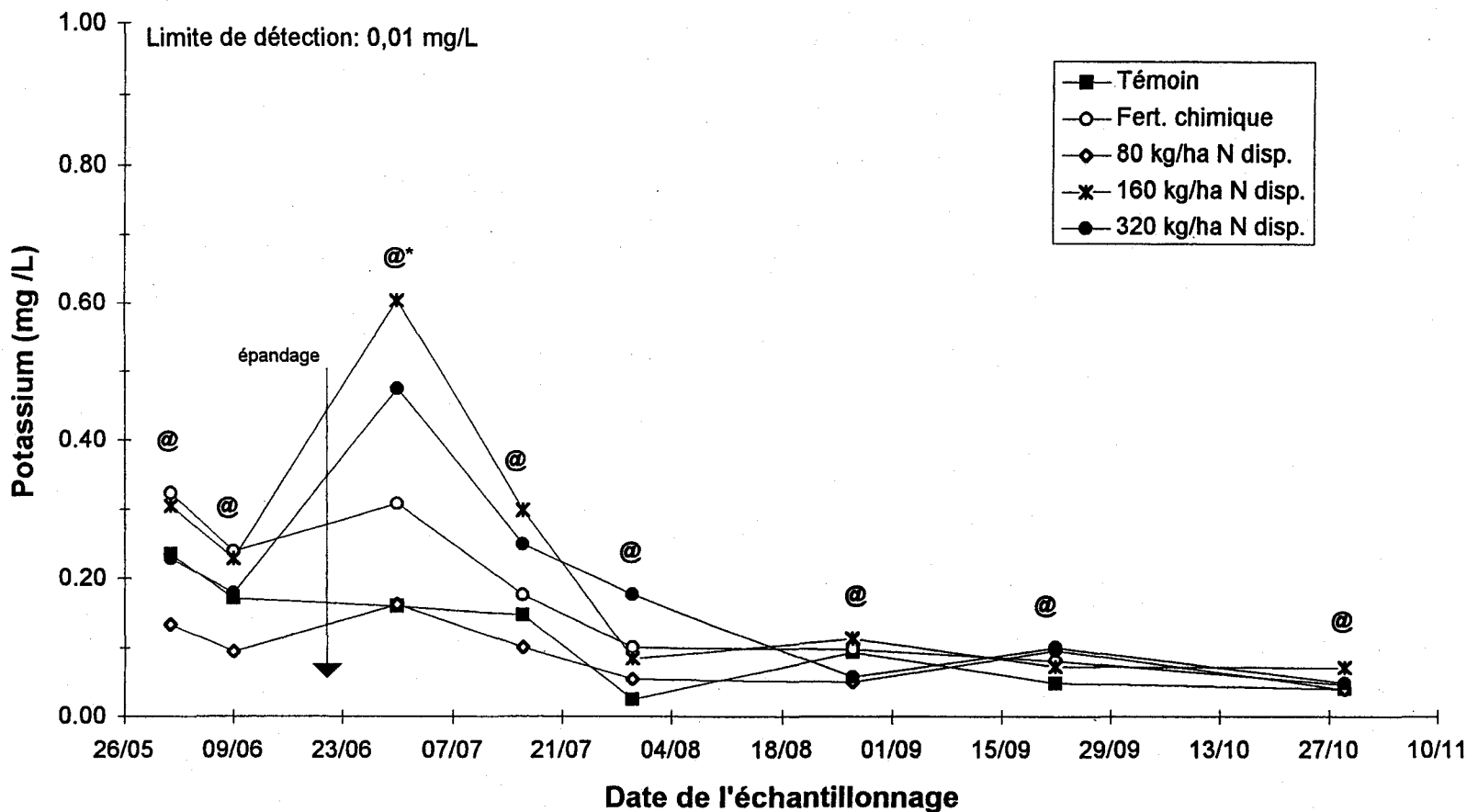


Figure 75

Évolution de la teneur en potassium de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1993

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.

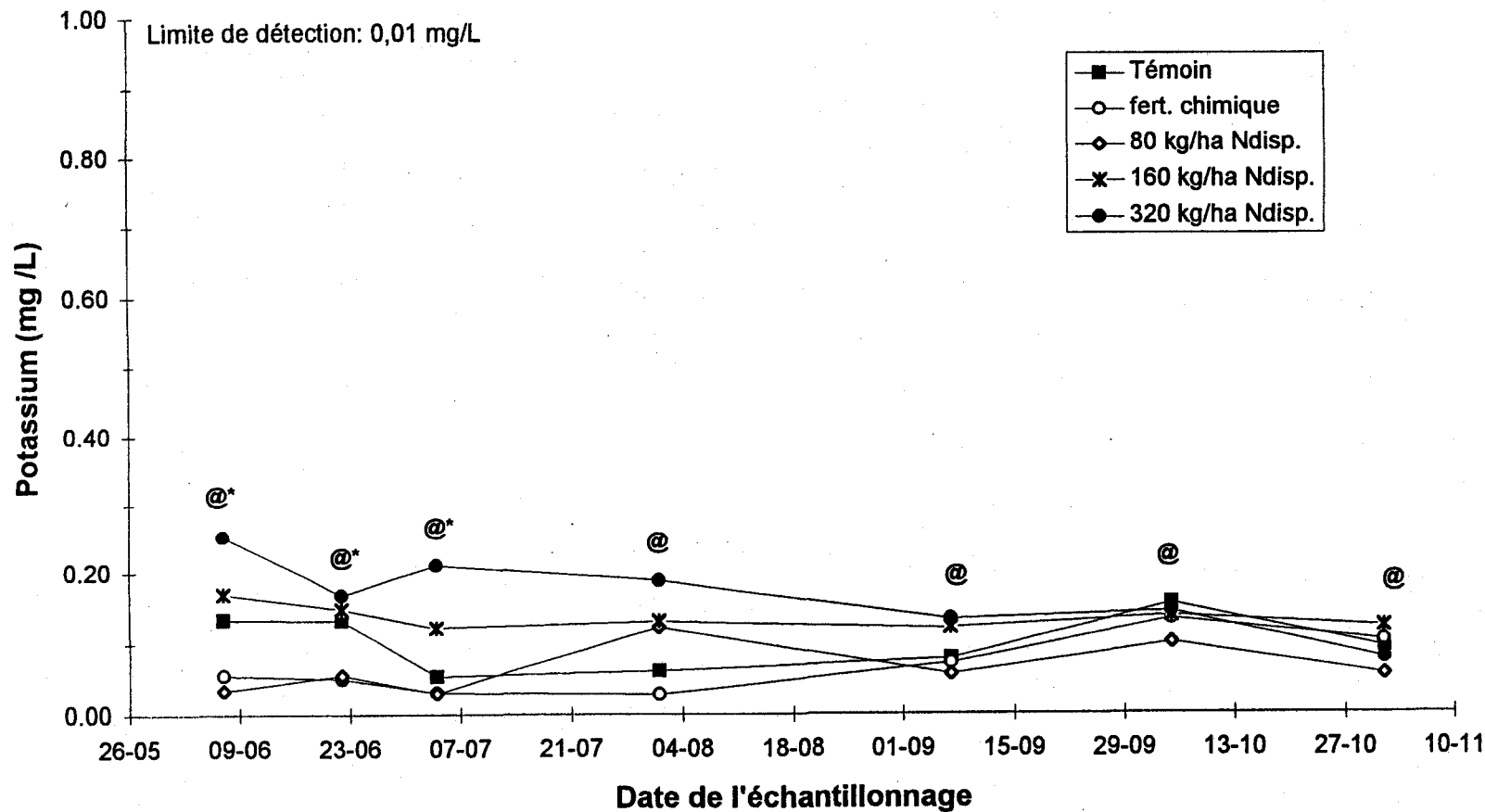


Figure 76

Évolution de la teneur en potassium de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.

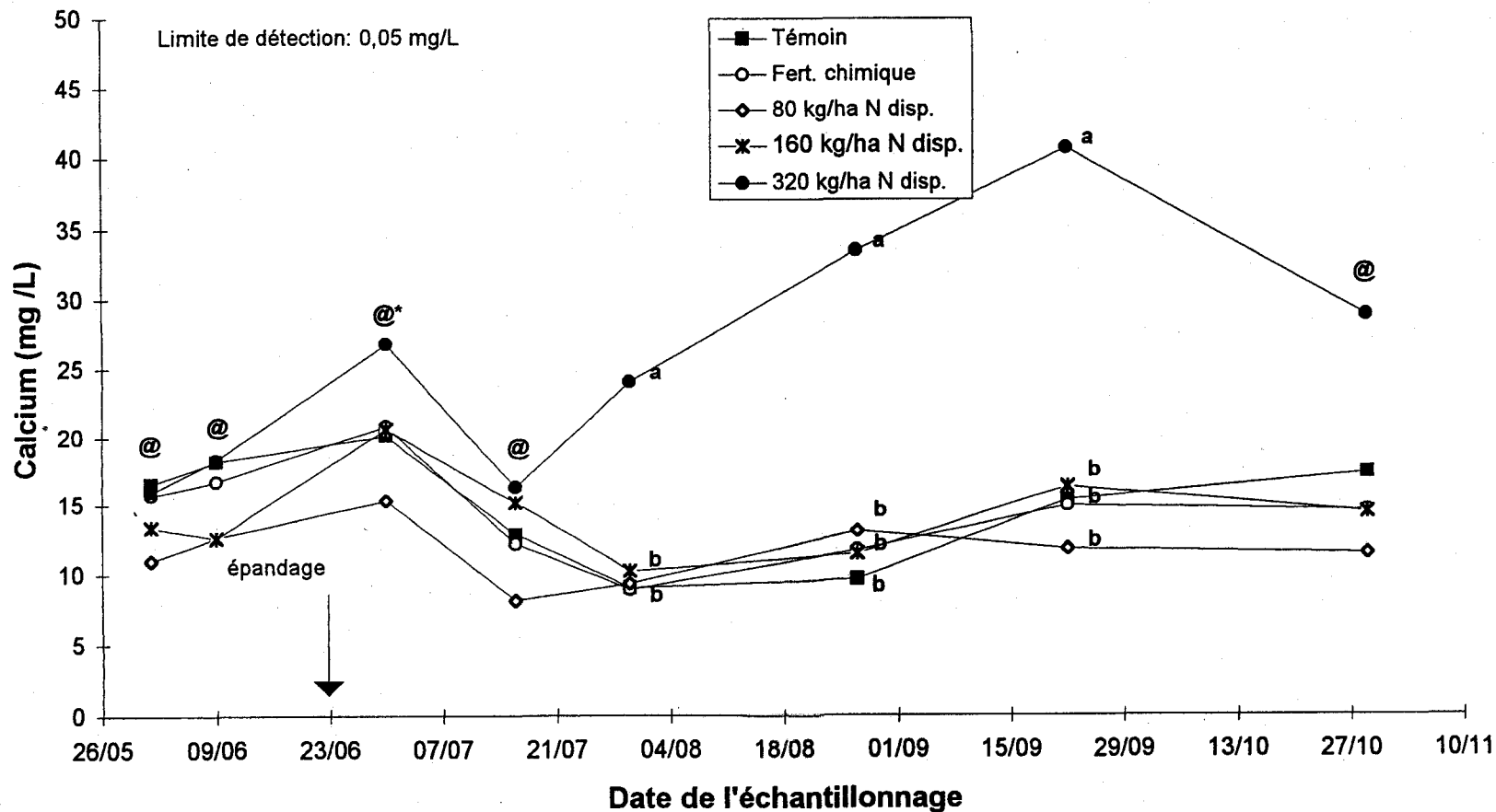


Figure 77

Évolution de la teneur en calcium de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1993

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.

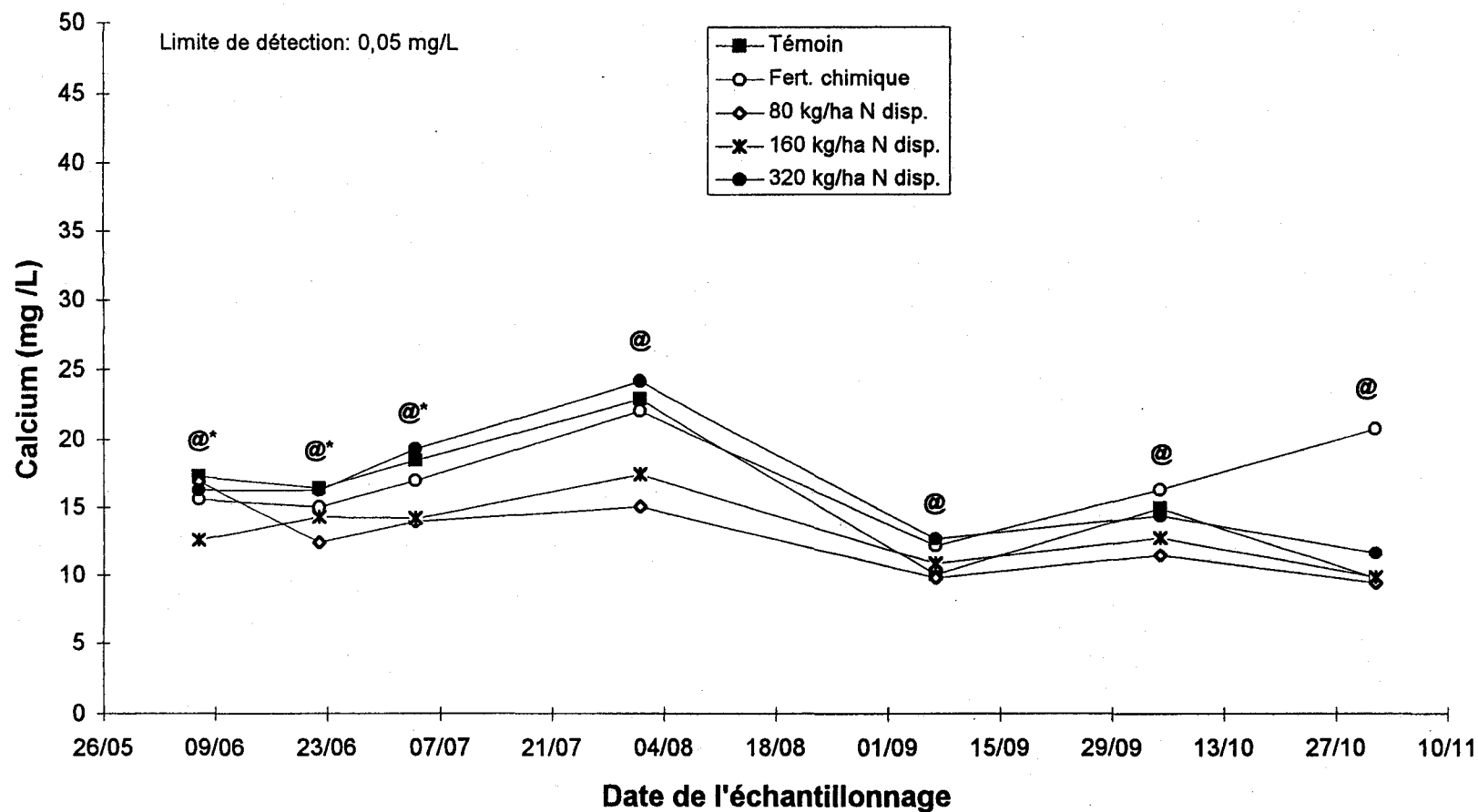
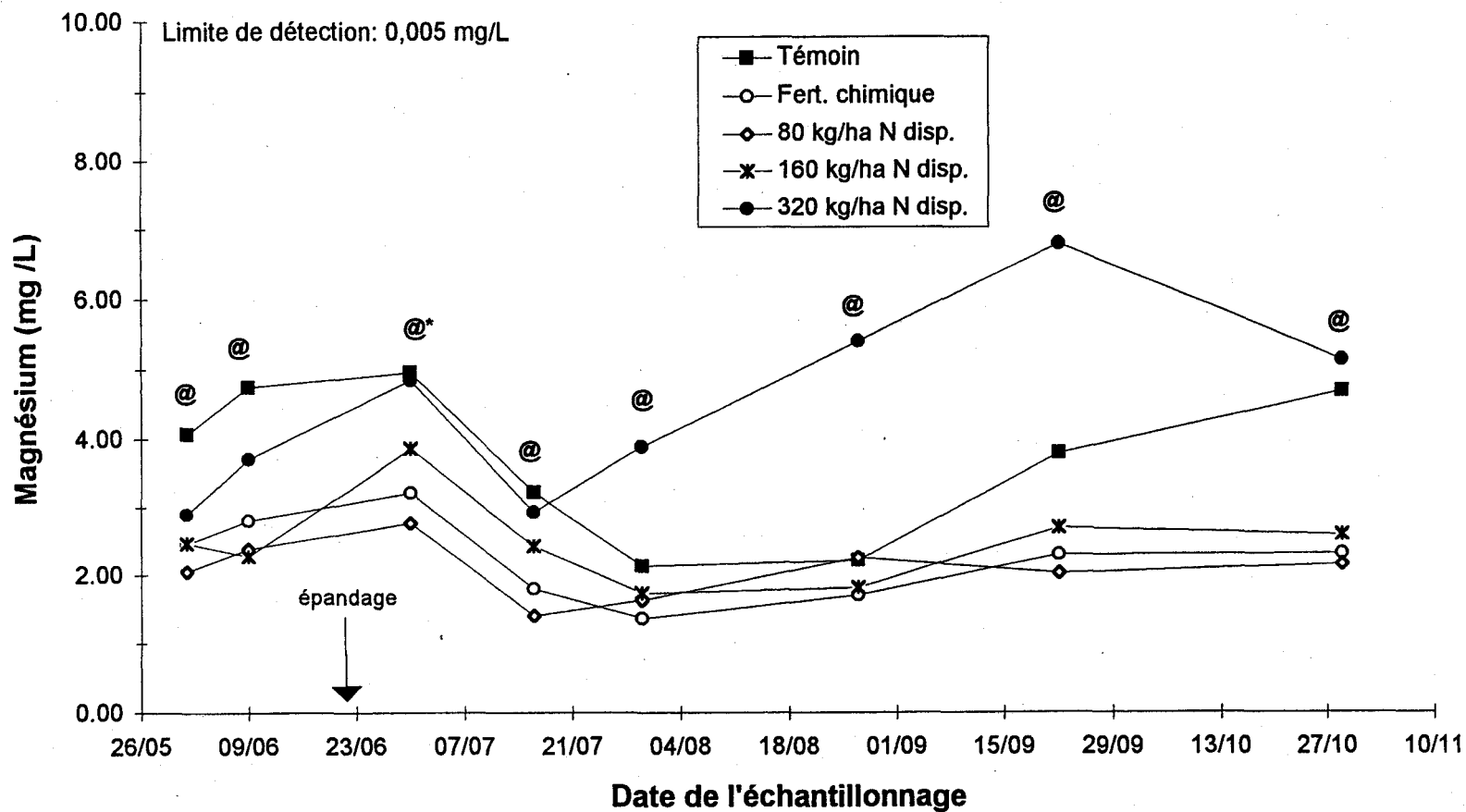


Figure 78 Évolution de la teneur en calcium de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.



**Figure 79** Évolution de la teneur en magnésium de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1993

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.

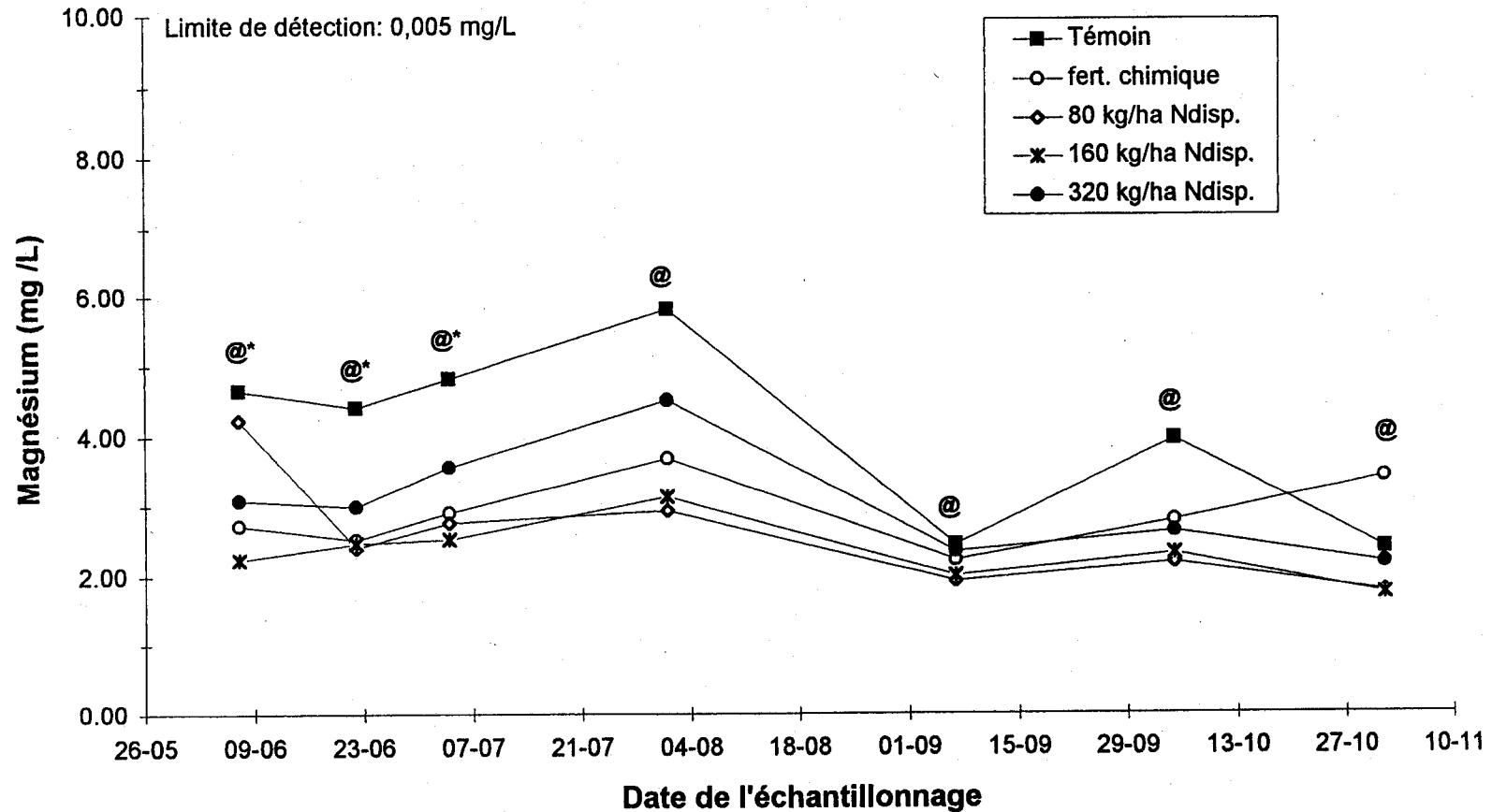


Figure 80

Évolution de la teneur en magnésium de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.

La valorisation des boues n'a pas favorisé la migration de phosphore dans l'eau. Selon les figures 73 et 74, on observe en effet que toutes les valeurs mesurées au cours des deux saisons de croissance sont demeurées inférieures à 0,05 mg/L P-PO<sub>4</sub>, ce qui est légèrement supérieur aux critères de qualité pour la vie aquatique. L'analyse statistique des données recueillies n'a cependant pas permis de déceler la présence de différences significatives entre les cinq traitements et on ne dénote aucune tendance particulière en 1993 et en 1994.

Très peu d'impacts ont également été relevés au niveau du potassium. Les concentrations mesurées en 1993 et en 1994 sont demeurées relativement près de celles du témoin et les tests statistiques n'ont révélé aucune différence significative entre les traitements (figures 75 et 76). Une semaine après la réalisation des épandages, soit le 30 juin 1993, on note des valeurs un peu plus élevées (0,5 à 0,6 mg/L P) que l'ensemble avec les traitements 160-P et 320-P. Cette tendance pourrait indiquer qu'il y eu une légère migration de potassium peu de temps après les épandages. Les teneurs en potassium de l'eau échantillonnées dans les parcelles de ces deux traitements sont par la suite retournées rapidement à des valeurs comparables à celles du témoin.

Le calcium et le magnésium ont eu un comportement très similaire au cours des présents essais. Dans l'ensemble, seule une dose de boues correspondant à 320 kg/ha d'azote disponible a eu certains impacts au niveau des concentrations en calcium et en magnésium de l'eau de percolation. Les figures 77 à 80 montrent en effet que ce traitement a conduit à une légère augmentation de la teneur de ces deux éléments dans l'eau entre la fin de juillet et octobre 1993. L'analyse statistique des données recueillies pendant cette période révèle la présence de quelques différences significatives entre le traitement 320-P et l'ensemble des autres. Les concentrations maximales en calcium et en magnésium, mesurées en septembre 1993, ont ainsi atteint 41 et 6,8 mg/L respectivement. Les résultats obtenus en 1994 indiquent par ailleurs que les impacts observés avec le traitement 320-P en 1993 ne sont plus présents au cours de la deuxième saison. Finalement, toutes les valeurs mesurées en 1994 dans le cadre des différents traitements sont très similaires à celles du témoin.

L'analyse du sol de la plantation d'arbres de Noël montre que la valorisation des plus fortes doses de boues a eu tendance à accroître la disponibilité du phosphore dans la couche 0-15 cm (cf. section 3.2.2.1.4). Le suivi de cet élément dans l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur indique par contre que sa migration verticale est très restreinte. Ces observations sont en accord avec la plupart des travaux qui démontrent que le phosphore associé aux boues a tendance à être immobilisé dans les couches superficielles de sol (cf. sections 1.2.3 et 1.2.5.1). Elles sont également assez comparables à celles qui ont été effectuées dans le cadre des essais réalisés en érablière (cf. section 3.2.1.3).

Le suivi du potassium assimilable dans la couche de sol 0-15 cm indique par ailleurs que la valorisation des boues n'a pas eu d'influence appréciable sur sa disponibilité (cf. section 3.2.2.1.4). Malgré un faible lessivage à la suite des épandages, les données recueillies au niveau de l'eau de percolation tendent ainsi à confirmer qu'il n'y a pas eu de solubilisation importante du potassium. Les travaux réalisés en érablière (cf. section 3.2.1.3) et certains autres rapportés dans la littérature (cf. section 1.2.5.1) ont permis d'observer un lessivage du potassium à la suite de la valorisation de boues. Les doses mises à l'essai dans la plantation d'arbres de Noël sont moins importantes que celles éprouvées lors des travaux

mentionnés précédemment et c'est ce qui explique probablement qu'aucun impact important n'ait été observé au niveau de ce site expérimental.

Même si l'analyse du calcium et du magnésium assimilables dans la couche de sol 0-15 cm n'a pas permis de montrer leur plus grande disponibilité, les résultats obtenus au niveau de l'eau de percolation révèlent que l'application d'une dose de boues correspondant à 320 kg/ha d'azote disponible a favorisé une plus grande mise en solution de ces deux éléments en 1993. Les essais conduits en érablière (cf. section 3.2.1.3) et certaines études rapportées dans la section 1.2.5.1 ont également mis en évidence un accroissement du lessivage du calcium et du magnésium à la suite de l'épandage de doses croissantes de boues. L'augmentation des concentrations de ces éléments dans l'eau de percolation peut être reliée directement à la charge apportée par les boues. Certains auteurs (Corey *et al.*, 1986; Medalie *et al.*, 1994) rapportent que la migration verticale du calcium et du magnésium est en grande partie reliée au lessivage de quantités importantes de nitrates.

Les résultats obtenus tendent à démontrer que la valorisation de boues liquides en plantation d'arbres de Noël jusqu'à des taux d'application correspondant à 320 kg/ha d'azote disponible comporte peu de risques de contamination des eaux souterraines par le phosphore, le potassium, le calcium et le magnésium. Un faible lessivage du calcium et du magnésium a été observé mais il apparaît très peu préoccupant. En fait, très peu d'attention est habituellement portée à la présence accrue de calcium et de magnésium dans l'eau de percolation. Cet impact pourrait même être bénéfique et profiter à la végétation par la mise en circulation de plus grandes quantités de calcium et de magnésium. Dans les conditions éprouvées dans cette plantation de sapins, les critères actuels du Guide apparaissent en mesure de protéger adéquatement la qualité des eaux superficielles et souterraines de tout enrichissement excessif en phosphore, en potassium, en calcium et en magnésium.

#### **3.2.2.4.4 Aluminium et fer**

Les teneurs en aluminium et en fer, mesurées à plusieurs reprises dans l'eau de percolation pendant les saisons 1993 et 1994, apparaissent aux figures 81 à 84.

Les concentrations naturelles de l'eau en aluminium et en fer, mesurées dans les parcelles témoins, ont varié respectivement entre <0,01 et 0,11 mg/L Al et entre <0,01 et 4,5 mg/L Fe. Au Québec, le MENVIQ (1990) recommande que les concentrations en aluminium et en fer de l'eau destinée à l'approvisionnement en eau potable ne dépassent 0,2 mg/L et 0,05 mg/L respectivement, alors que le critère de qualité pour la vie aquatique (toxicité aiguë) est de 0,75 mg/l pour l'Al et aucun critère de toxicité aiguë n'est retenu pour le fer. On constate ainsi que l'eau de percolation de la plantation comporte relativement peu d'aluminium. Des teneurs en fer plus élevées que l'indice recommandé pour les eaux brutes dans les eaux de percolation ne sont pas anormales. Le sol comporte en effet beaucoup de fer et sous certaines conditions, notamment en anaérobiose, cet élément peut se solubiliser dans l'eau du sol.

Les données des figures 81 et 82 indiquent que les épandages de boues à des doses atteignant 320 kg/ha d'azote disponible n'ont pas favorisé la solubilisation et le lessivage d'aluminium. Toutes les concentrations en aluminium mesurées en 1993 et en 1994 sont demeurées similaires à celles du témoin et elles n'ont pas dépassé l'indice recommandé



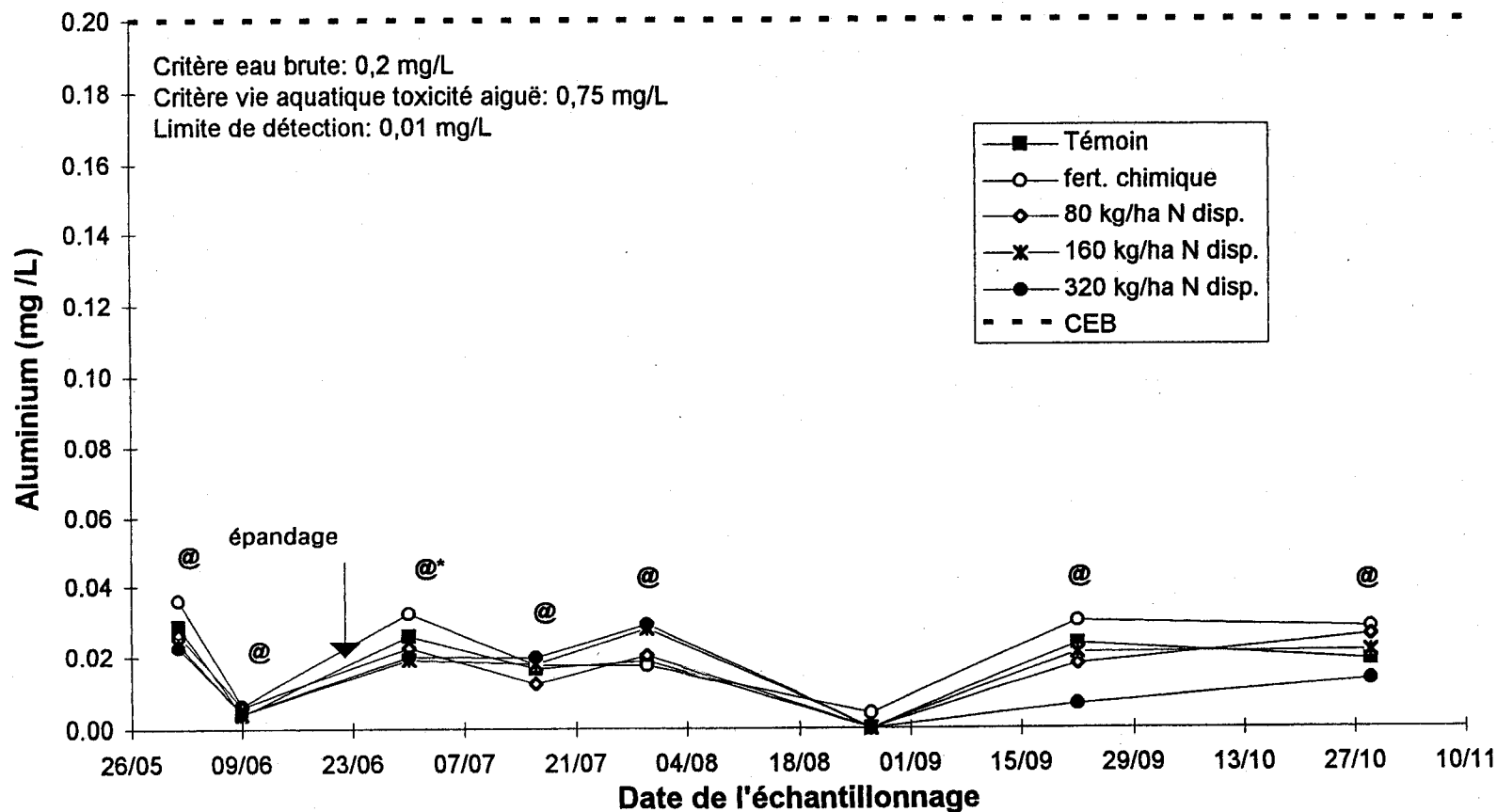


Figure 81

Évolution de la teneur en aluminium de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1993

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique). L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.

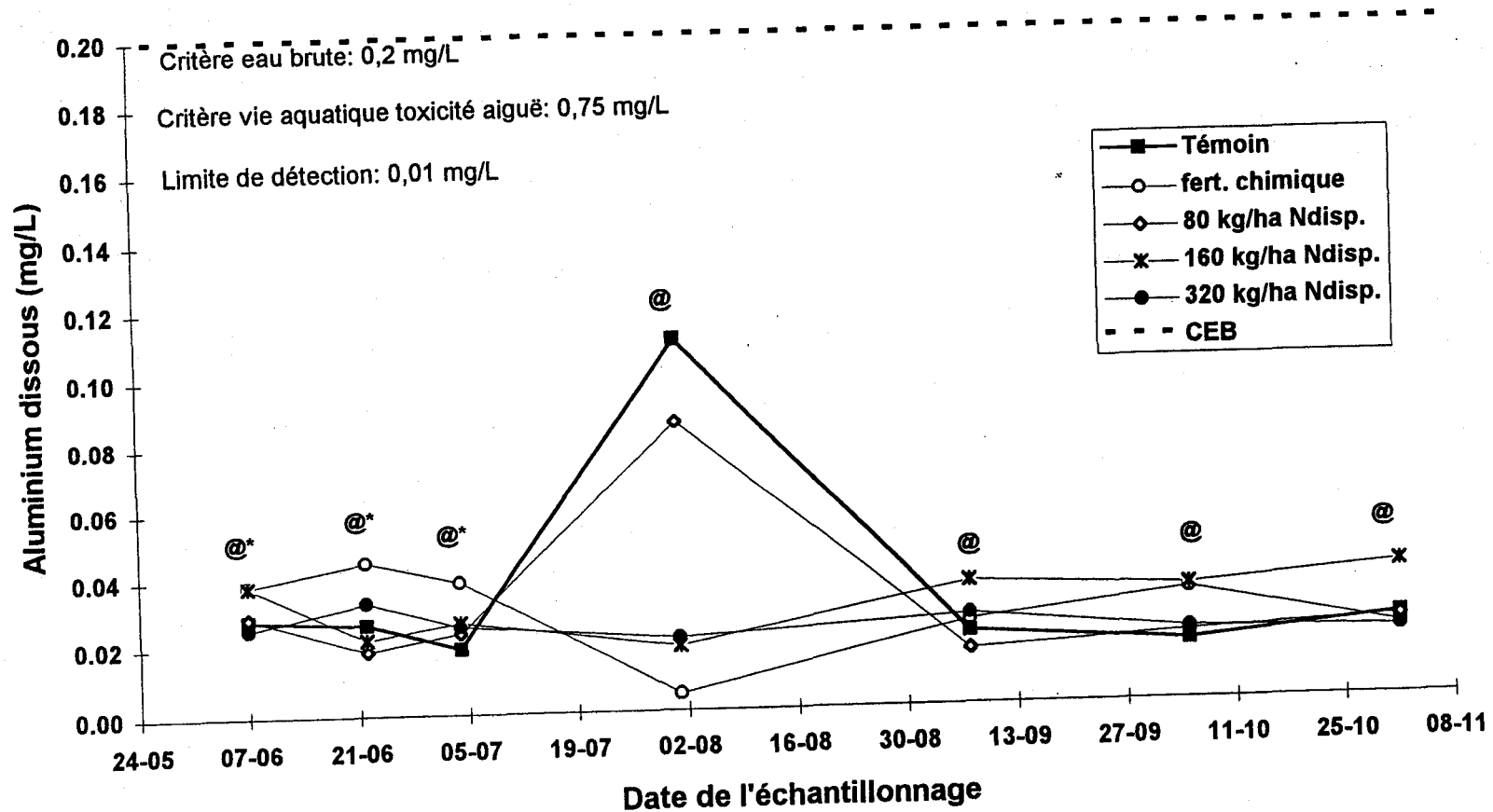


Figure 82

Évolution de la teneur en aluminium de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique). L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.

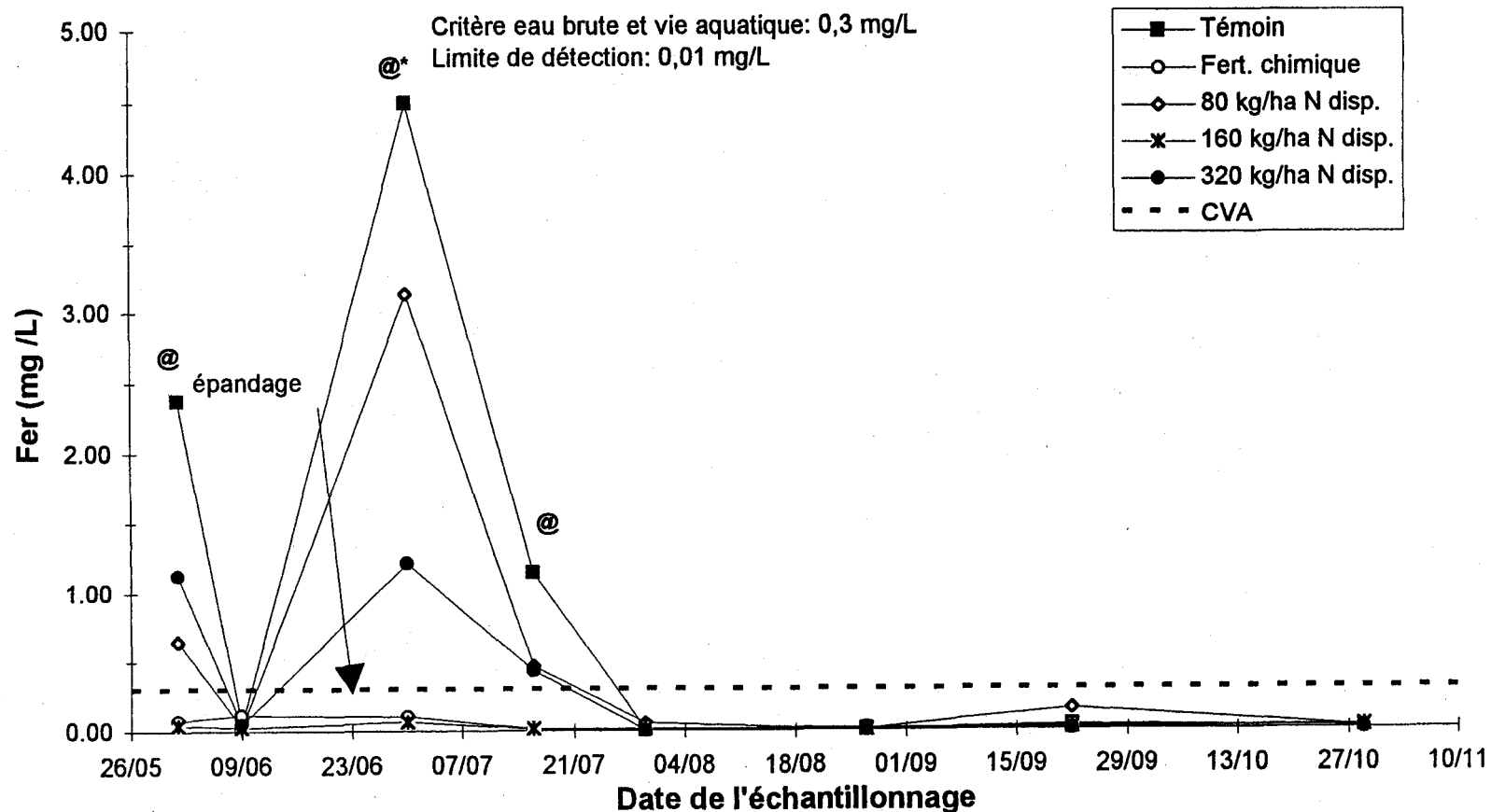


Figure 83

Évolution de la teneur en fer de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1993

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique). L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.

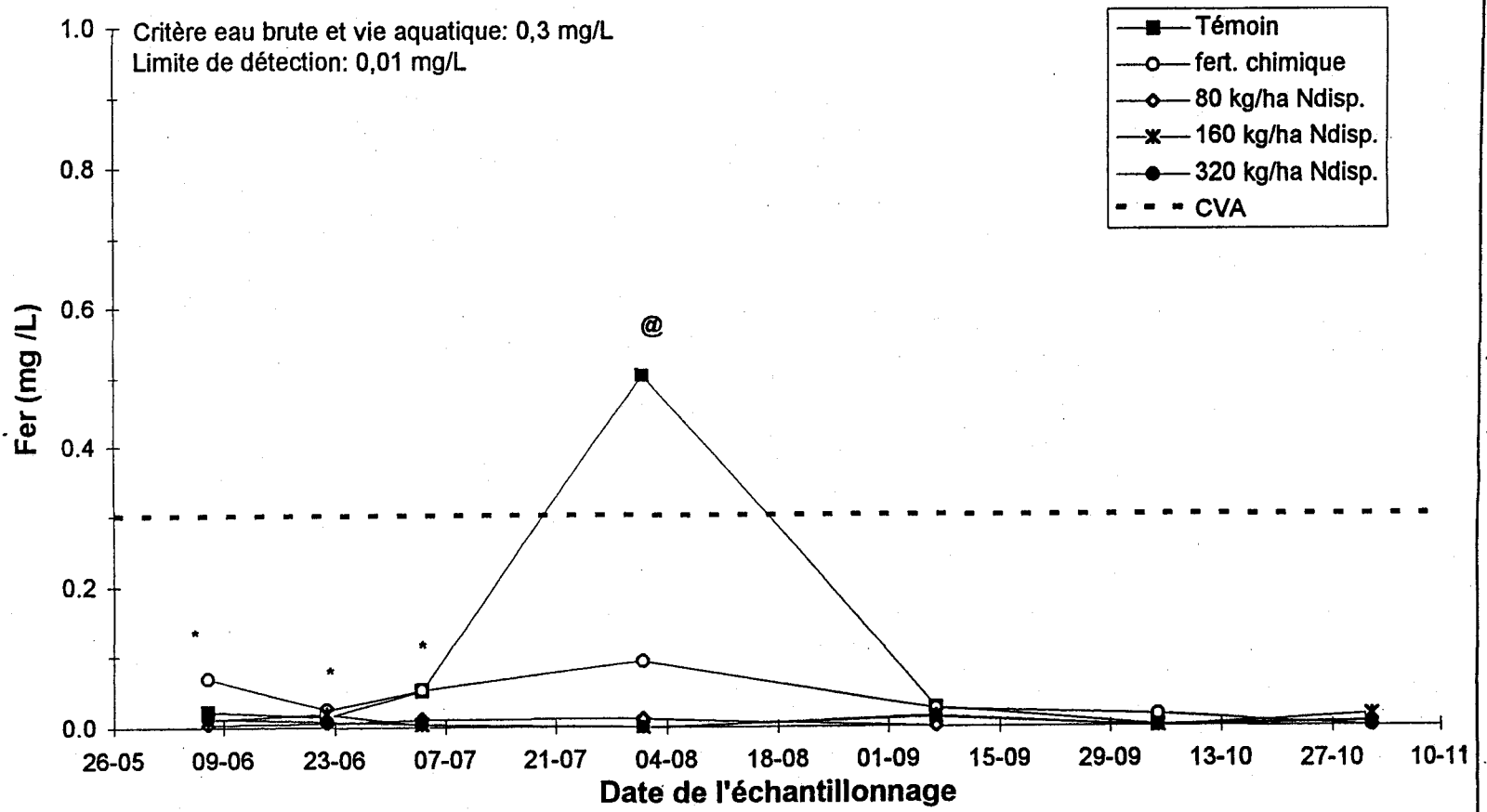


Figure 84 Évolution de la teneur en fer de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique). L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.

pour les eaux brutes destinées à l'approvisionnement en eau potable, soit 0,2 mg/L Al. L'analyse statistique des données n'a montré aucune différence entre les traitements et on ne dénote par ailleurs pas de tendance particulière.

Les tests statistiques ne révèlent également aucun impact significatif au niveau du fer (figures 83 et 84). Dans l'ensemble, les concentrations mesurées se situent toutes dans la gamme des valeurs observées dans l'eau de percolation des parcelles témoins. Les teneurs en fer les plus élevées (4,5 mg/L) ont été obtenues avec le témoin. Comme il a déjà été mentionné auparavant, des concentrations en fer de l'ordre de 5 mg/L dans les eaux de percolation n'apparaissent pas anormales. La précipitation du fer devrait faire en sorte que de telles concentrations n'atteignent pas les eaux superficielles ou souterraines.

L'analyse de l'aluminium et du fer assimilables dans la couche de sol 0-15 cm indique que la valorisation des boues n'a pas eu d'influence appréciable sur leur disponibilité (cf. section 3.2.2.1.4). Les données recueillies au niveau de l'eau de percolation tendent à confirmer qu'il n'y a pas eu une solubilisation importante de l'aluminium et du fer. Les résultats obtenus sont ainsi en accord avec ceux de Wells *et al.* (1986). Ces auteurs rapportent en effet ne pas avoir observé d'augmentation des concentrations en aluminium et en fer dans les eaux récoltées à des profondeurs de 0,5 et 1,0 m à la suite de l'épandage de doses de boues correspondant à 400 et 800 kg/ha d'azote total (environ 200 et 400 kg/ha d'azote disponible) dans une plantation de pins.

Dans le cas de l'aluminium, les observations effectuées en plantation d'arbres de Noël et celles de Wells *et al.* (1986) vont à l'encontre des résultats obtenus en érablière (cf. section 3.2.1.3). Une augmentation assez importante de l'aluminium a en effet été observée en érablière. Comme il a déjà été mentionné, le pH plus acide du sol de l'érablière a apparemment favorisé la solubilisation de l'aluminium.

Selon les informations recueillies, l'application de doses de boues atteignant jusqu'à 320 kg/ha d'azote disponible en plantation d'arbres de Noël est peu favorable à la solubilisation d'aluminium et de fer et elle comporte peu de risques de contamination importante des eaux souterraines par ces éléments, dans les conditions éprouvées en plantation de sapins. Cependant, les impacts observés en érablière, au niveau de l'aluminium, justifient une révision des mesures de protection du Guide québécois de valorisation sylvicole.

#### **3.2.2.4.5 Cadmium, cuivre, manganèse, plomb et zinc**

Les figures 85 à 92 présentent l'évolution des concentrations en cadmium, en cuivre, en manganèse et en zinc des échantillons d'eau récoltés en 1993 et en 1994. Le plomb a été analysé seulement dans l'eau provenant des parcelles témoins et amendées avec une dose de boues de 320 kg/ha d'azote disponible (traitement 320-P). Les résultats obtenus apparaissent au tableau 92.

Une concentration élevée de cadmium (14 µg/L) a été observée pour le témoin, le 16 juillet 1993. Cette observation peut être expliquée soit par une contamination de l'échantillon, soit par l'hétérogénéité spatiale et temporelle de la composition de la solution du sol. Les concentrations des autres métaux dans l'eau recueillie dans les parcelles témoins sont demeurées très faibles pendant les deux saisons d'échantillonnage. Elles se sont maintenues près des limites de détection dans le cas du cuivre (<0,01 mg/L), du plomb (<1

µg/L) et du zinc (<0,005 mg/L). Les teneurs naturelles en manganèse de l'eau ont par ailleurs varié entre <0,002 mg/L et 0,64 mg/L. Lorsque l'on compare les étendues de concentration des métaux dans l'eau des parcelles témoins avec les indices de qualité de l'eau brute en vigueur au Québec (MENVIQ, 1990), on constate que seul le manganèse dépasse légèrement le critère. Tous les autres métaux comportent des teneurs naturelles se situant sous les limites. Les concentrations de Cd, Cu, Pb et Zn mesurées dans les parcelles témoins sont inférieures également aux critères de toxicité aiguë pour la vie aquatique pour une eau d'une dureté de 60 mg/L et plus (cf. tableau 28).

Les épandages de boues en plantation d'arbres de Noël jusqu'à un taux d'application correspondant à 320 kg/ha d'azote disponible n'ont eu aucun impact sur les concentrations en cadmium, en cuivre et en zinc de l'eau de percolation au cours des deux saisons de croissance. Selon les figures 85 à 88, 91 et 92, on constate en effet que toutes les valeurs mesurées dans les différents traitements en 1993 et en 1994 sont similaires à celles du témoin et qu'elles se situent près des limites de détection.

Même si l'on note quelques valeurs plus élevées en 1993 avec les traitements comportant des boues, l'analyse statistique des données recueillies au niveau du manganèse durant toute la durée du suivi ne révèle aucune différence significative entre les traitements (figure 89 et 90). Il est possible que les épandages aient eu tendance à favoriser une légère migration du manganèse en 1993. L'ampleur de l'impact demeure tout de même très faible et on constate que les concentrations mesurées dans l'eau des traitements 80-P, 160-P et 320-P en 1994 sont retournées rapidement au niveau des valeurs obtenues pour les parcelles témoins.

Les analyses de plomb effectuées, bien que relativement limitée en nombre, tendent à démontrer que le plus fort taux d'application (320-P) n'a eu aucun impact en 1993 et en 1994 sur la présence de ce métal dans l'eau du sol. D'après les données du tableau 92, on note en effet que les concentrations observées se sont maintenues très près de la limite de détection (1,0 µg/L) et qu'elles sont demeurées bien en-deçà de l'indice limite recommandé pour l'eau brute (50 µg/L).

Les résultats obtenus au niveau des cinq métaux montrent que la valorisation des boues jusqu'à une dose de 320 kg/ha d'azote disponible n'a pas eu d'impact appréciable sur la composition chimique de l'eau de percolation en plantation d'arbres de Noël. Ces résultats étaient prévisibles puisque la plupart des travaux de recherche (cf. section 1.2.5.2) qui ont porté sur cet aspect indiquent que seules de fortes doses de boues sont susceptibles de favoriser une faible solubilisation de certains métaux dans l'eau du sol. Selon les informations recueillies en érablière (cf. section 3.2.1.3.5), des doses de boues supérieures ou égales à 400 kg/ha d'azote disponible, et à certains moments, des doses de 200 kg/ha N disponible, peuvent induire des effets sur les concentrations en cadmium, en manganèse et en zinc de l'eau de percolation récoltée à 30 cm de profondeur.

Dans l'ensemble le suivi des métaux dans l'eau de percolation de la plantation d'arbres de Noël tend à démontrer que l'application de doses de boues atteignant jusqu'à 320 kg/ha d'azote disponible ne comporte pas de risques importants pour la qualité des eaux souterraines. Les essais conduits dans la plantation demeurent cependant spécifiques et

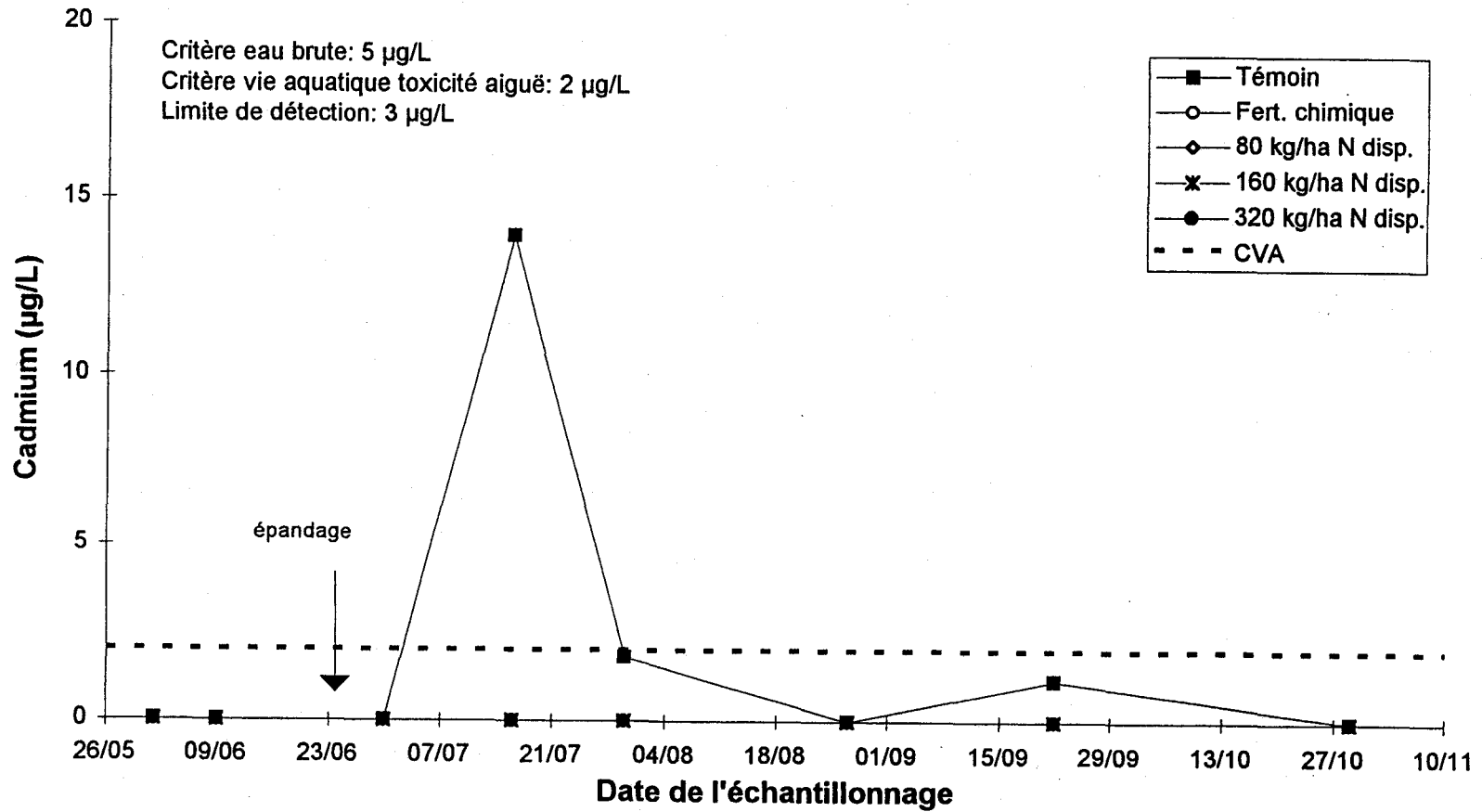


Figure 85 Évolution de la teneur en cadmium de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1993

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique). L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.

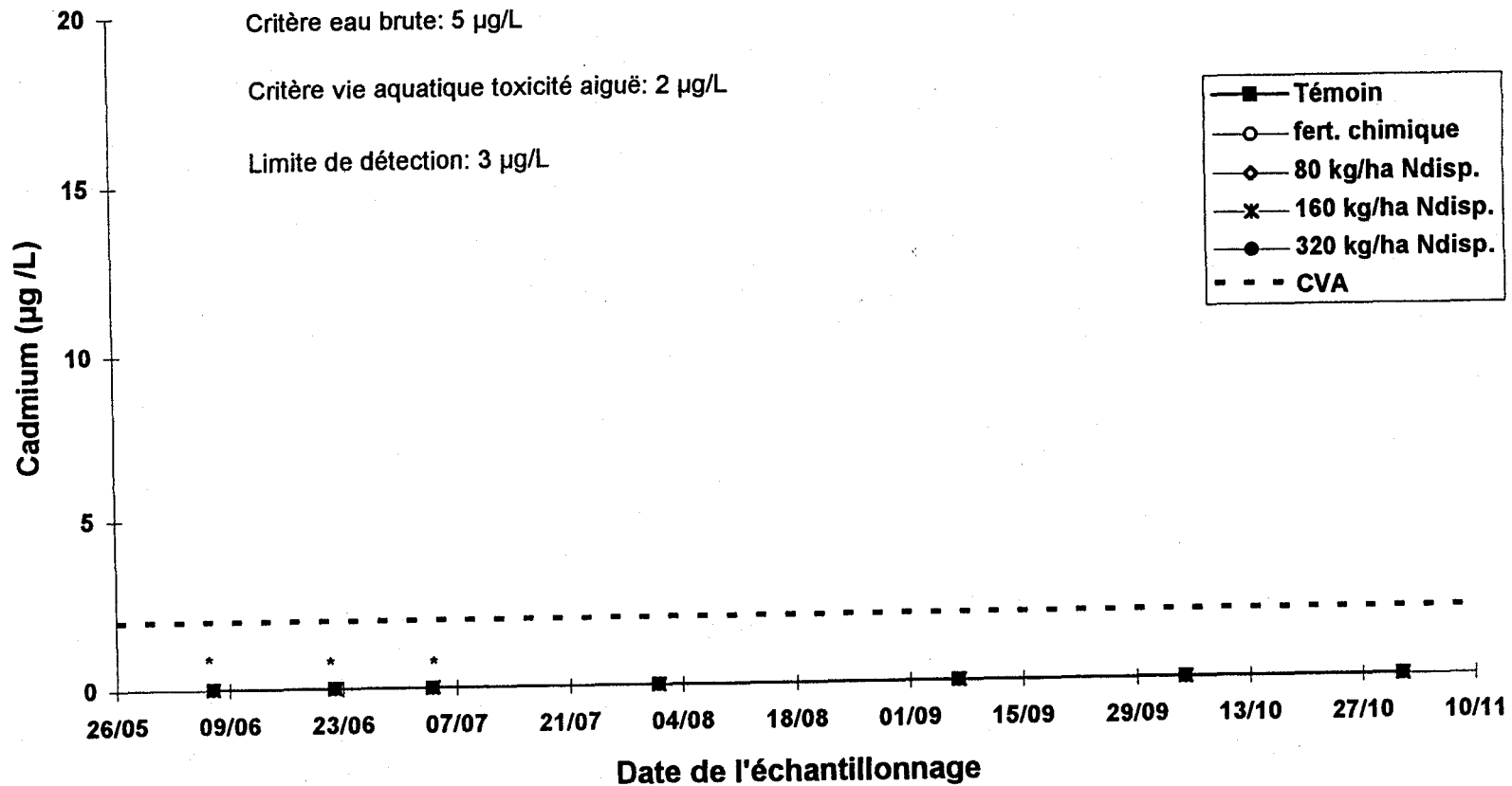


Figure 86

Évolution de la teneur en cadmium de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique). L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.



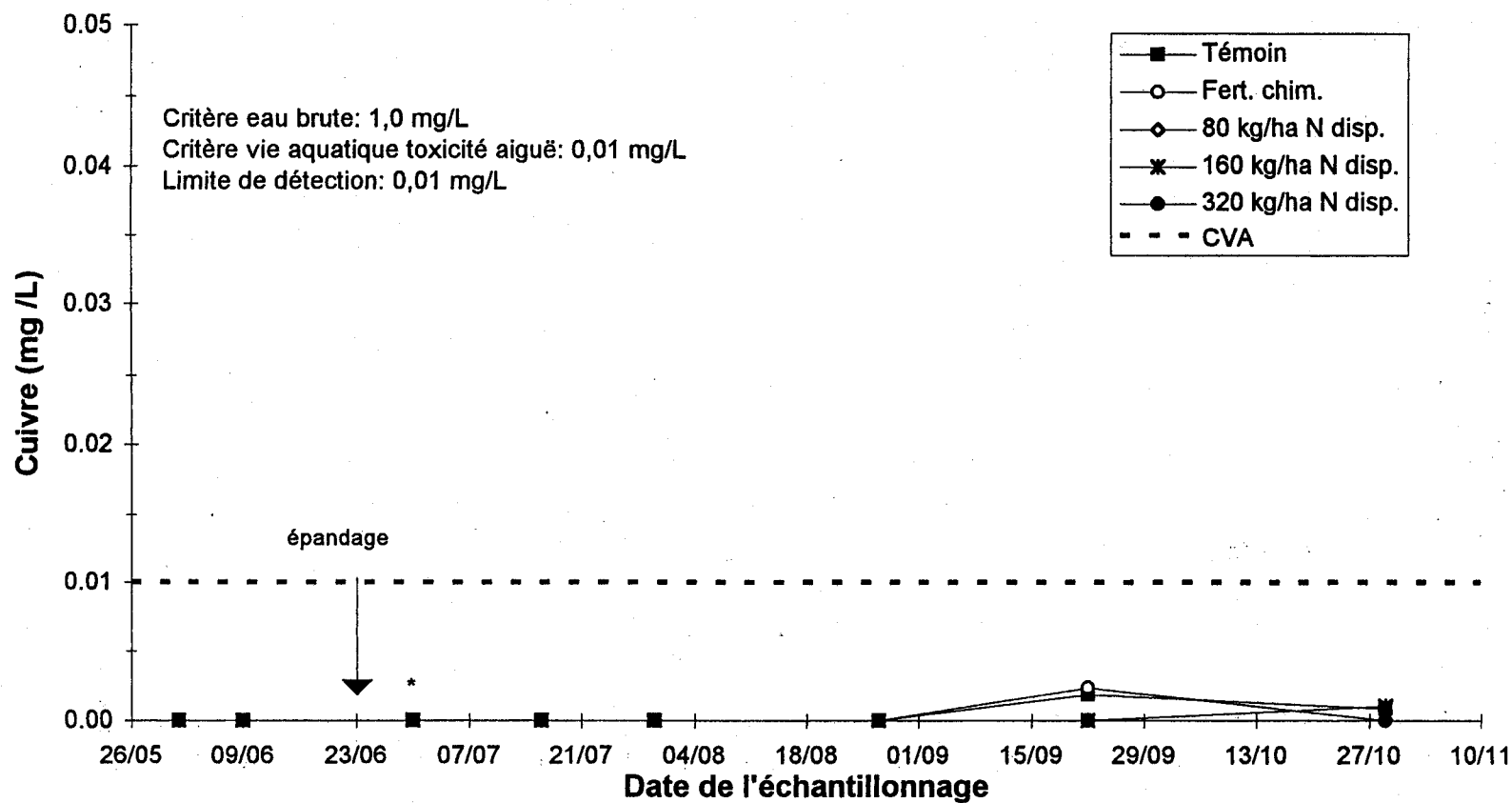


Figure 87 Évolution de la teneur en cuivre de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1993

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique). L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.

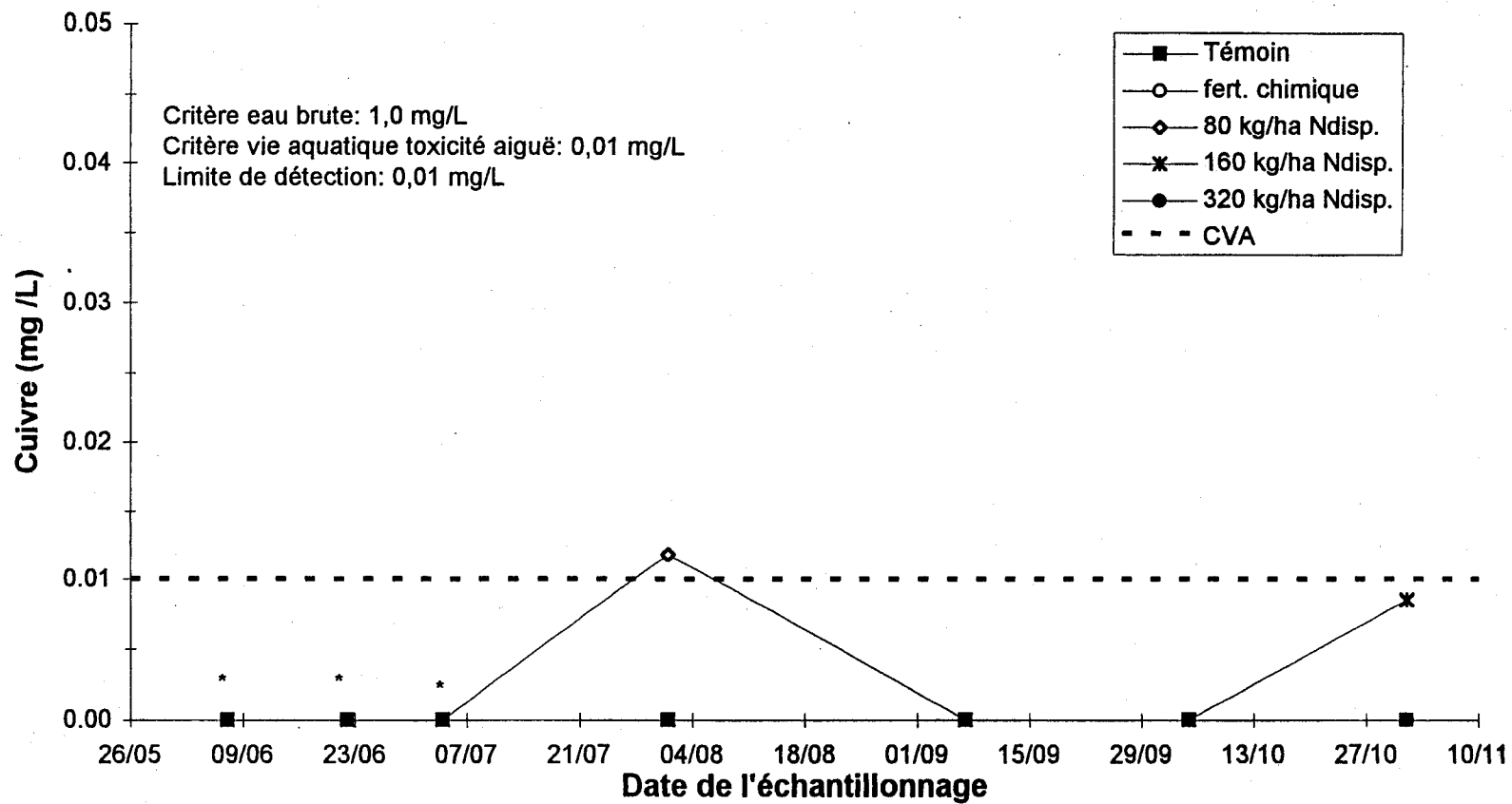


Figure 88 Évolution de la teneur en cuivre de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique). L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.

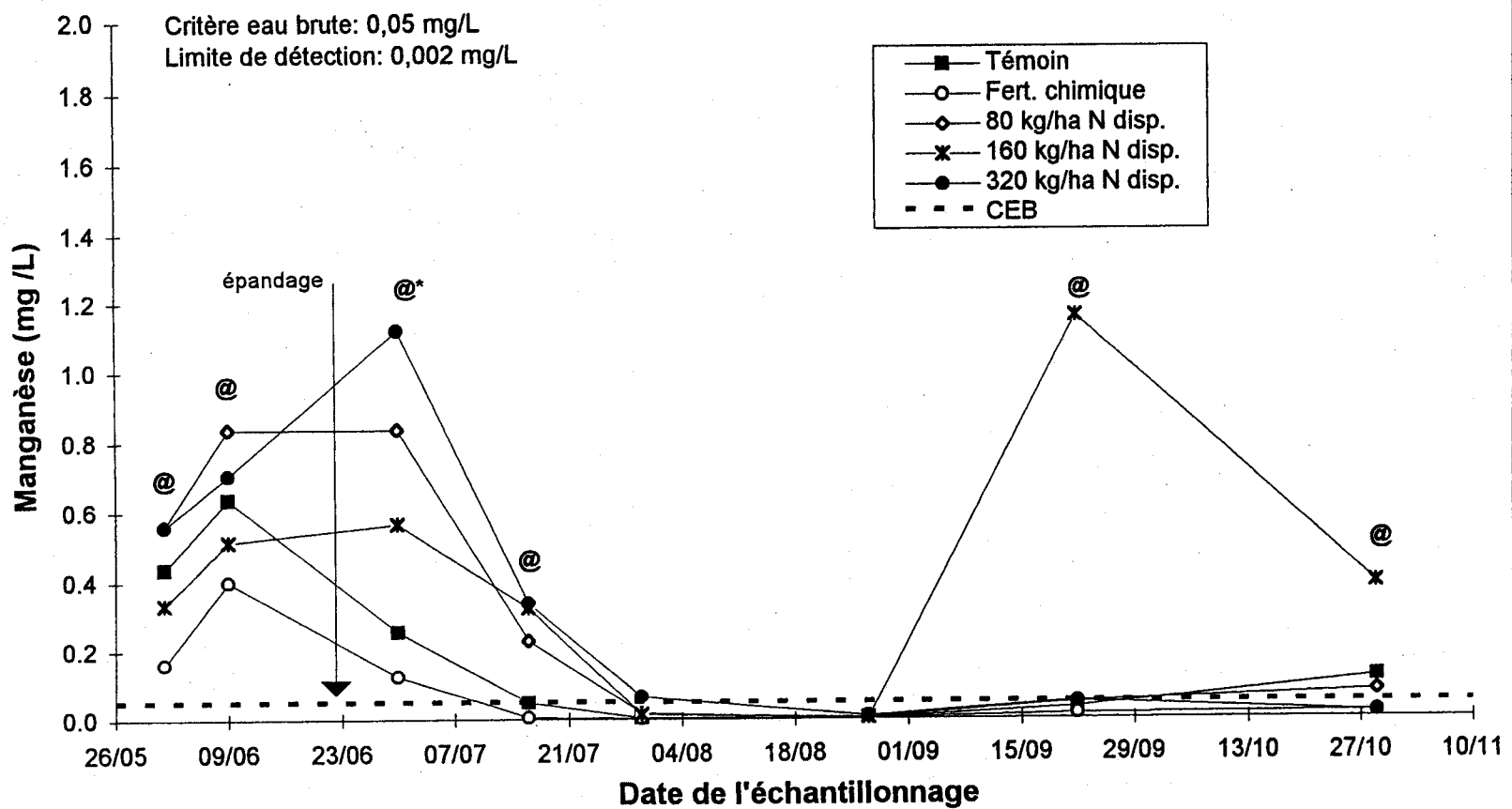


Figure 89

Évolution de la teneur en manganèse de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1993

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique). L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.

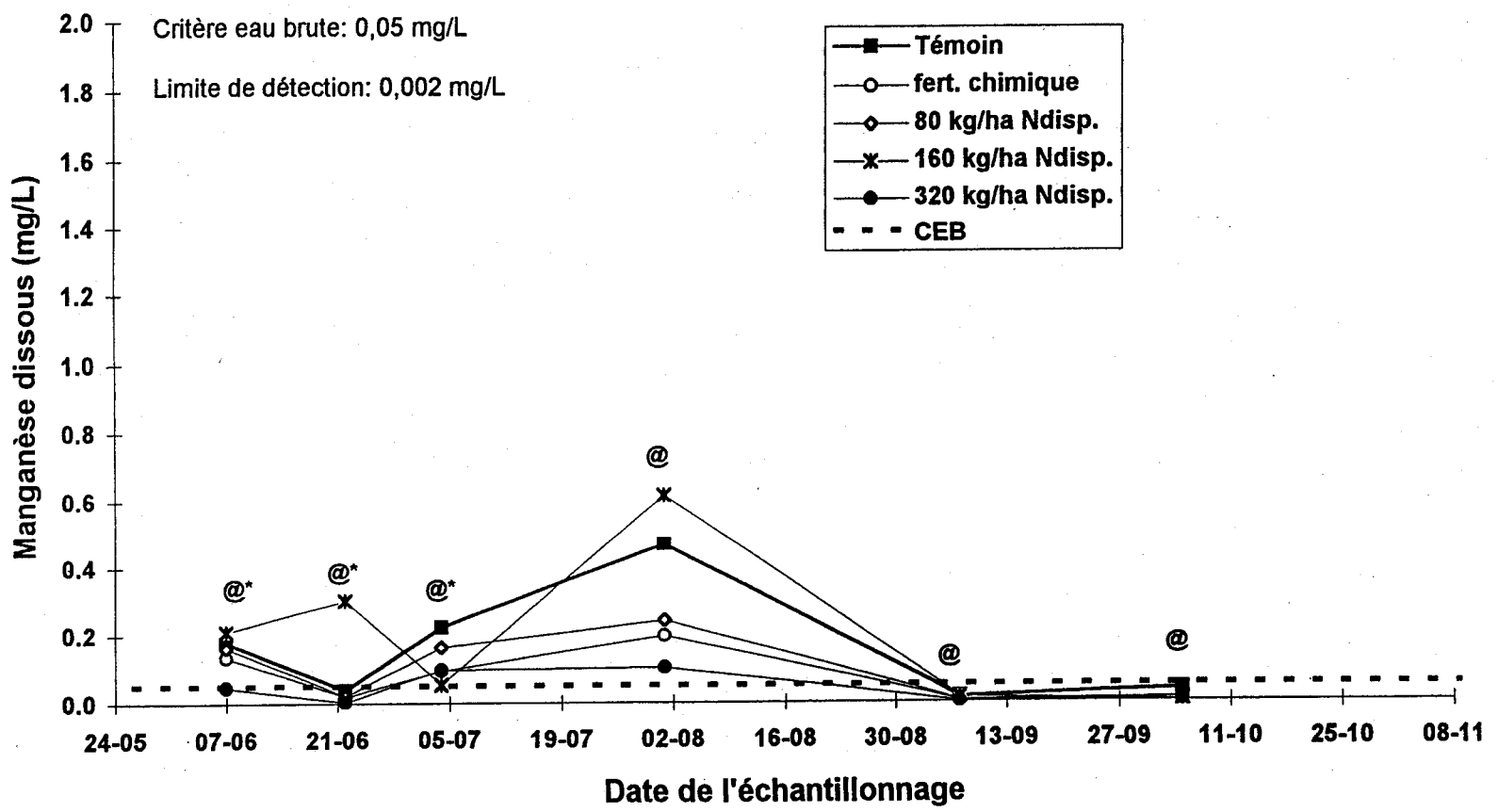


Figure 90 Évolution de la teneur en manganèse de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique). L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.

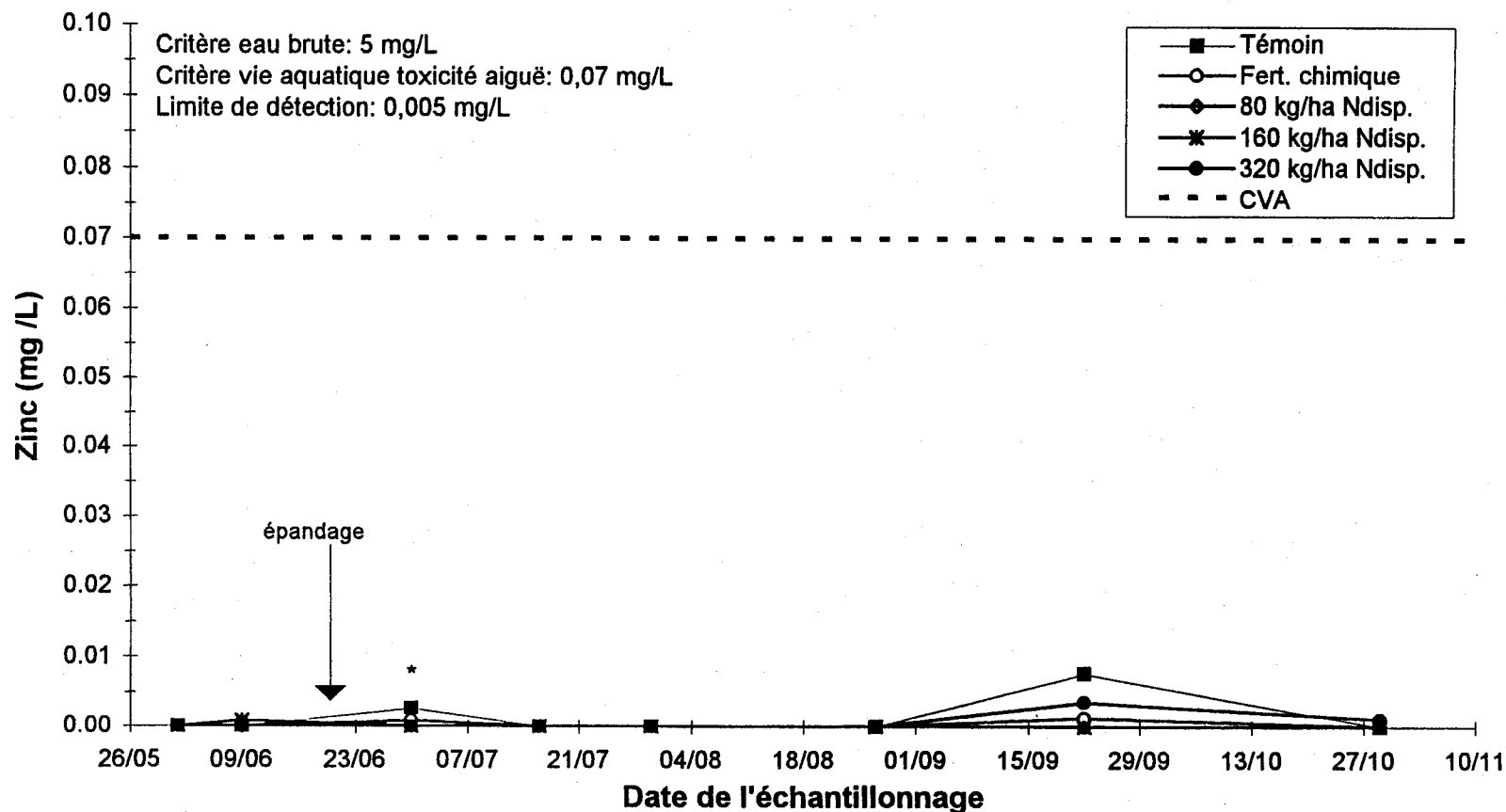


Figure 91 Évolution de la teneur en zinc de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1993

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique). L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.

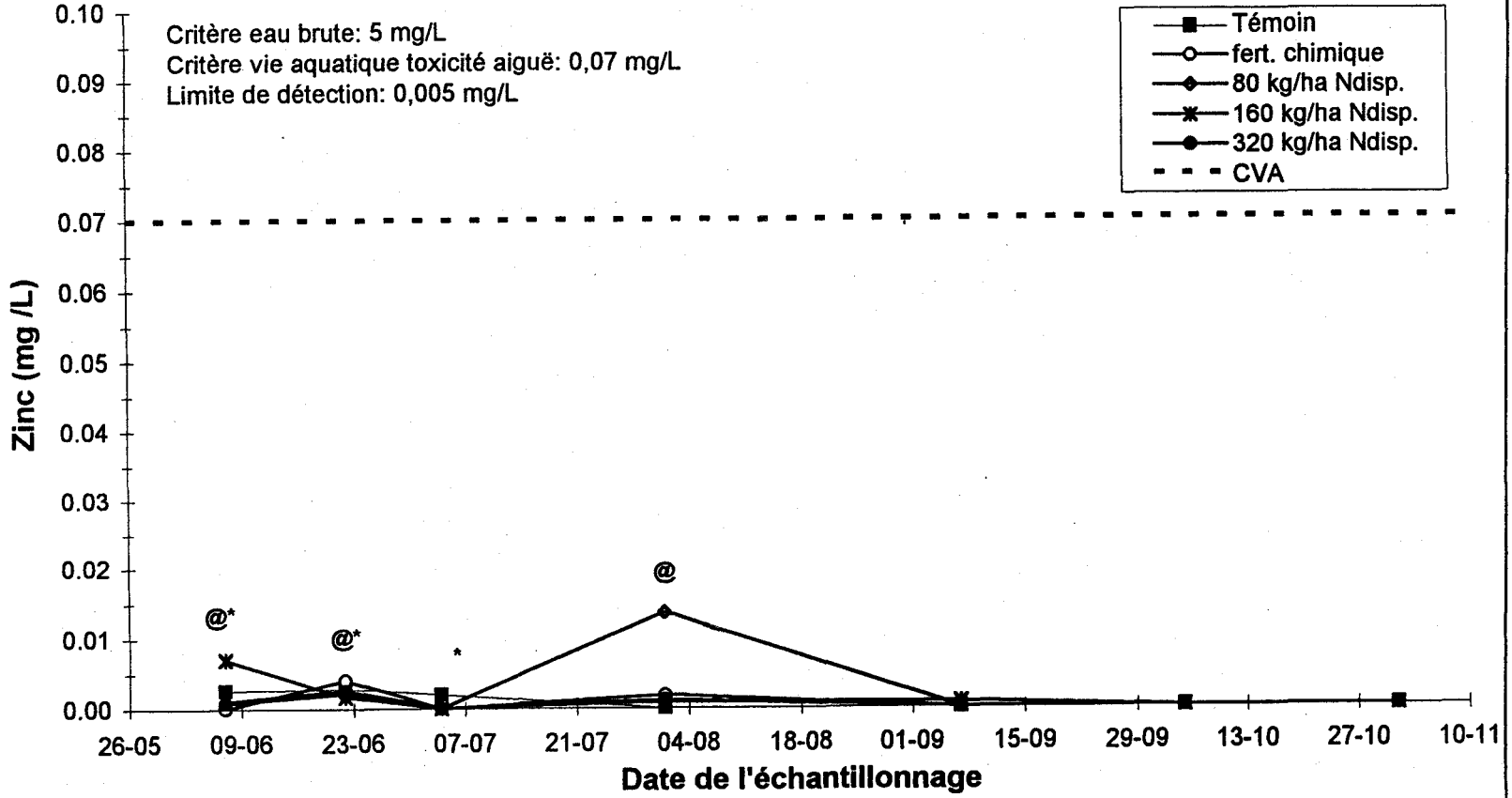


Figure 92

Évolution de la teneur en zinc de l'eau de percolation récoltée dans la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994

Les valeurs suivies de lettres différentes pour une même date comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan) tandis que le symbole @ indique que les traitements ne sont pas significativement différents. Aucune lettre ou symbole n'apparaît lorsque les données ne permettaient pas la réalisation de tests statistiques. (CEB: critère eau brute; CVA: critère vie aquatique). L'astérisque (\*) indique que la profondeur de la nappe phréatique souterraine se situait dans la zone de captation des lysimètres lors de la récolte des échantillons.

Tableau 92 Évolution de la teneur en plomb de l'eau de percolation récoltée en plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours des saisons 1993 et 1994<sup>1</sup>

Date	Traitement <sup>2</sup>	Concentration en Pb (µg/L)
9 juin 1993	Témoin	< 1
	Boues, 320 kg/ha N disp.	< 1
30 juin 1993	Témoin	< 1
	Boues, 320 kg/ha N disp.	< 1
16 juillet 1993	Témoin	< 1
	Boues, 320 kg/ha N disp.	< 1
30 juillet 1993	Témoin	< 1
	Boues, 320 kg/ha N disp.	< 1
27 août 1993	Témoin	< 1
	Boues, 320 kg/ha N disp.	< 1
22 septembre 1993	Témoin	< 1
	Boues, 320 kg/ha N disp.	< 1
29 octobre 1993	Témoin	< 1
	Boues, 320 kg/ha N disp.	< 1
7 juin 1994	Témoin	< 1
	Boues, 320 kg/ha N disp.	< 1
22 juin 1994	Témoin	< 1
	Boues, 320 kg/ha N disp.	< 1
4 juillet 1994	Témoin	1,2
	Boues, 320 kg/ha N disp.	< 1
1er août 1994	Témoin	< 1
	Boues, 320 kg/ha N disp.	1,5
7 septembre 1994	Témoin	< 1
	Boues, 320 kg/ha N disp.	< 1
5 octobre 1994	Témoin	< 1
	Boues, 320 kg/ha N disp.	< 1
1er novembre 1994	Témoin	1,2
	Boues, 320 kg/ha N disp.	< 1

1. Le critère de qualité de l'eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable est égal à 50 µg/L (MENVIQ, 1990).
2. 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).

limités. D'autres conditions pourraient être plus favorables à la solubilisation et au lessivage des métaux. La valorisation de boues sur des sols plus poreux que celui du site utilisé et l'accumulation de métaux dans le sol à moyen et à long terme à la suite d'épandages répétés devraient ainsi être considérées. Compte-tenu également des résultats obtenus en érablière (cf. section 3.2.1.3.5), indiquant en effet que des taux d'application de 200 kg/ha d'azote disponible et plus peuvent favoriser un lessivage faible à modéré du cadmium, du manganèse et du zinc, il est préférable et recommandable de réviser les critères actuels du Guide québécois de valorisation sylvicole. À la lumière des informations obtenus avec les différents essais du présent projet et des connaissances actuelles, le pH initial des sols amendés est un facteur important à considérer pour évaluer le comportement des métaux dans l'environnement. À cet effet, il apparaît essentiel d'ajouter un critère limitatif concernant le pH des sols visés par la valorisation sylvicole comme il en existe un pour la valorisation agricole.

### **3.2.2.5 Croissance et nutrition minérale des arbres de Noël et des plantes herbacées**

#### **3.2.2.5.1 Croissance des arbres de Noël**

Les tableaux 93 et 94 présentent l'évolution de différents paramètres de croissance chez les sapins à la suite de l'application des différents traitements.

Les mesures de circonférence du tronc démontrent que les boues épandues en juin 1993 ont stimulé la croissance des arbres au cours des deux saisons végétatives qui ont suivi. Les accroissements observés avec les traitements 80-P, 160-P et 320-P à la fin des saisons 1993 et 1994 sont en effet statistiquement plus élevés que ceux mesurés au niveau du témoin (tableau 93). Les données indiquent également que la fertilisation avec des engrais minéraux (régie de production) a conduit à l'obtention d'arbres comportant une circonférence du tronc se situant entre celles des sapins poussant dans les parcelles témoins et celles des arbres fertilisés avec des boues (80-P, 160-P et 320-P). En outre, malgré l'absence de différences statistiques entre les traitements impliquant l'épandage de doses de boues correspondant à 80, 160 et 320 kg/ha d'azote disponible, on constate que les deux taux d'application les plus élevés ont eu tendance à favoriser une plus forte croissance du tronc en 1993 et en 1994. Les anneaux de croissance des arbres représentatifs de chaque traitement ont été photographiés en novembre 1994 et ces derniers illustrent assez bien les résultats obtenus au niveau de la croissance des sapins (annexe 5).

La valorisation des boues a également eu des impacts positifs sur de la croissance en longueur des tiges terminales et latérales des sapins de Noël. Les mesures de la pousse terminale et de la hauteur des arbres prises en août 1994, avant la taille de 1994 (14 mois après les épandages), indiquent en effet une augmentation appréciable de la croissance en hauteur. L'analyse statistique des données portant sur l'accroissement de la hauteur et sur la pousse annuelle terminale de 1994 (tableau 93) montre ainsi des valeurs significativement plus élevées que le témoin et la régie de production pour les arbres des parcelles ayant reçu des doses de boues de 80, 160 et 320 kg/ha d'azote disponible. Les résultats obtenus tendent aussi à démontrer que le traitement 160-P a conduit à la plus



Tableau 93 Influence des traitements sur la croissance et la qualité générale des arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994<sup>1,2</sup>

Traitement <sup>3</sup>	Circonférence du tronc <sup>5</sup> (mm)					Hauteur totale de l'arbre <sup>4</sup> (cm)					Croissance annuelle de la pousse terminale (cm)		Diamètre maximale du feuillage (cm)			Indice général de qualité <sup>6</sup>		
	Mai 1993	Sept. 1993	Août 1994	Accroissement		Mai 1993	Sept. 1993	Août 1994	Accroissement		Sept. 1993	Août 1994	Mai 1993	Août 1994	Écart	Mai 1993	Sept. 1993	Août 1994
				Mai 1993 à sept. 1993	Mai 1993 à août 1994				Mai 1993 à sept. 1993	Mai 1993 à août 1994								
Témoin	58a	72b	88b	14b	30c	98a	n.m.	136a	n.m.	39b	n.m.	24c	62	79	17bc	3,0a	3,1a	2,9b
Fert. chim.	59a	77ab	95b	18ab	36bc	98a	n.m.	138a	n.m.	41b	n.m.	28bc	64	78	14c	3,1a	3,2a	3,2b
80P	61a	80ab	101ab	19a	40ab	97a	n.m.	142a	n.m.	45a	n.m.	30ab	61	82	21ab	3,1a	3,4a	3,7a
160-P	67a	89a	113a	22a	46a	103a	n.m.	150a	n.m.	50a	n.m.	34a	65	89	24a	3,4a	3,8a	3,9a
320-P	59a	79ab	103ab	20a	44a	97a	n.m.	144a	n.m.	47a	n.m.	32a	61	82	21ab	3,2a	3,5a	3,6a

- Mesures effectuées sur 16 arbres par parcelle et dans trois parcelles. L'abréviation 'n.m.' indique que le paramètre n'a pas été mesuré.
- Les valeurs suivies de lettres différentes dans la même colonne comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan).
- Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible. La lettre qui suit le chiffre précise qu'il s'agit d'une application au printemps ('P').
- La taille des arbres a empêché de mesurer la hauteur totale et la croissance annuelle des sapins en septembre 1993.
- La circonférence a été mesurée à une hauteur de 40 cm à partir du sol.
- Paramètre évalué visuellement. L'indice tient compte de l'état de santé et de la qualité esthétique générale de l'arbre. Une cote de '1' est attribuée aux arbres de très mauvaise qualité. Une cote de '5' signifie que la qualité de l'arbre est exceptionnelle.

Tableau 94 Influence des traitements sur le développement des structures foliaires des arbres de Noël au cours des saisons 1993 et 1994<sup>1</sup>

Traitements <sup>2</sup>	Biomasse sèche des pousses latérales récoltées pour les analyses de tissus (g/pousse)			Bourgeons de la pousse annuelle terminale (septembre 1994)			Aiguilles			
	Mai 1993	Août 1993	Août 1994	Nombre moyen par arbre	Poids sec (mg / bourgeons)	Densité (bourgeons / cm de tige)	Biomasse sèche (mg / 60 aiguilles)		Longueur (mm)	
							Mai 1994	Sept. 1994	Mai 1994	Sept. 1994
Témoin	1,09a	0,79a	0,63a	9c	18a	0,40a	300a	350ab	21a	21a
Fert. chim.	1,15a	0,80a	0,70a	12bc	19a	0,44a	330a	380a	22a	21a
80-P	1,01a	0,85a	0,71a	14ab	21a	0,46a	300a	310c	21a	20a
160-P	1,12a	0,92a	0,93a	18a	23a	0,54a	340a	380a	23a	23a
320-P	1,18a	0,89a	0,83a	15ab	23a	0,48a	320a	340bc	22a	20a

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

2. Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible. La lettre qui suit le chiffre précise qu'il s'agit d'une application au printemps (P).

forte augmentation de croissance en hauteur et qu'à ce titre, la fertilisation avec des engrais minéraux se situe entre le témoin et les trois traitements comportant l'épandage de boues. Par ailleurs, la mesure du diamètre maximal du feuillage en août 1994, i.e. avant la taille, permet également de constater que la valorisation des boues, surtout à un taux d'application correspondant à 160 kg/ha d'azote disponible, favorise l'allongement des tiges latérales. Lorsque l'on compare les diamètres des traitements 80-P, 160-P et 320-P avec ceux des sapins du témoin et de la régie de production, on observe en effet des valeurs statistiquement plus importantes.

Les paramètres se rapportant à l'accumulation de matière sèche dans les tissus foliaires (biomasse sèche des pousses latérales, biomasse sèche des aiguilles et longueur des aiguilles) et mesurées en 1993 et en 1994 (tableau 94) montrent dans l'ensemble que la fertilisation n'a pas eu d'impact majeur à ce niveau. Malgré l'absence de différences statistiques, on note toutefois que la biomasse sèche des pousses latérales récoltées pour les analyses de tissus (cf. section 3.2.2.5.3) a eu tendance à s'accroître légèrement en 1993 et en 1994 à la suite de l'application de doses croissantes de boues. Les tests statistiques réalisés au niveau du poids sec des aiguilles récoltées en septembre 1994 révèlent également la présence de différences significatives entre les traitements. Ces dernières indiquent que la régie de production et le traitement 160-P ont contribué à favoriser l'accumulation de matière sèche dans les aiguilles alors que le traitement 80-P semble avoir mené à une réduction. Ces derniers effets sont difficiles à expliquer.

Le dénombrement des bourgeons sur la pousse annuelle terminale ainsi que l'évaluation de leur poids sec et de leur densité sur la tige ont été effectués au début et à la fin de la saison 1994. L'analyse statistique des données recueillies (tableau 94) montre que certains traitements ont eu un impact significatif sur le nombre moyen de bourgeons alors qu'aucune différence n'a été détectée au niveau de leur poids sec et de leur densité. Comparativement au témoin, un nombre statistiquement plus élevé de bourgeons a ainsi été retrouvé sur les tiges des arbres soumis à des épandages de boues de 80, 160 et 320 kg/ha d'azote disponible. Le traitement 160-P est celui qui a conduit à l'obtention du nombre le plus élevé. De façon moins importante que les traitements comportant l'épandage de boues, la fertilisation avec des engrais minéraux semble avoir contribué également à accroître la quantité de bourgeons sur la tige à la fin de la saison 1994. Comme il a été déjà mentionné précédemment, aucune différence statistique n'a été relevée au niveau de la densité des bourgeons. Ces résultats indiquent ainsi que la croissance supérieure de la pousse terminale est probablement responsable de l'augmentation du nombre total de bourgeons sur la tige. Par ailleurs, malgré l'absence de différences statistiques, on observe que l'application de doses croissantes de boues a eu tendance à accroître légèrement le poids sec et la densité des bourgeons sur la tige terminale. Cet impact peut être intéressant puisque des bourgeons plus gros et plus denses se développent mieux et favorisent la formation d'un arbre bien garni.

L'évaluation de la coloration du feuillage avec les indices de la charge Munsell en 1994 montre que les épandages de boues réalisés au printemps 1993 ont conduit à l'obtention d'une grande proportion d'arbres comportant un feuillage vert foncé (figure 93).

Les indices de la qualité générale des arbres de Noël (tableau 93) corroborent assez bien les résultats obtenus avec l'ensemble des paramètres de nature quantitative. Globalement,

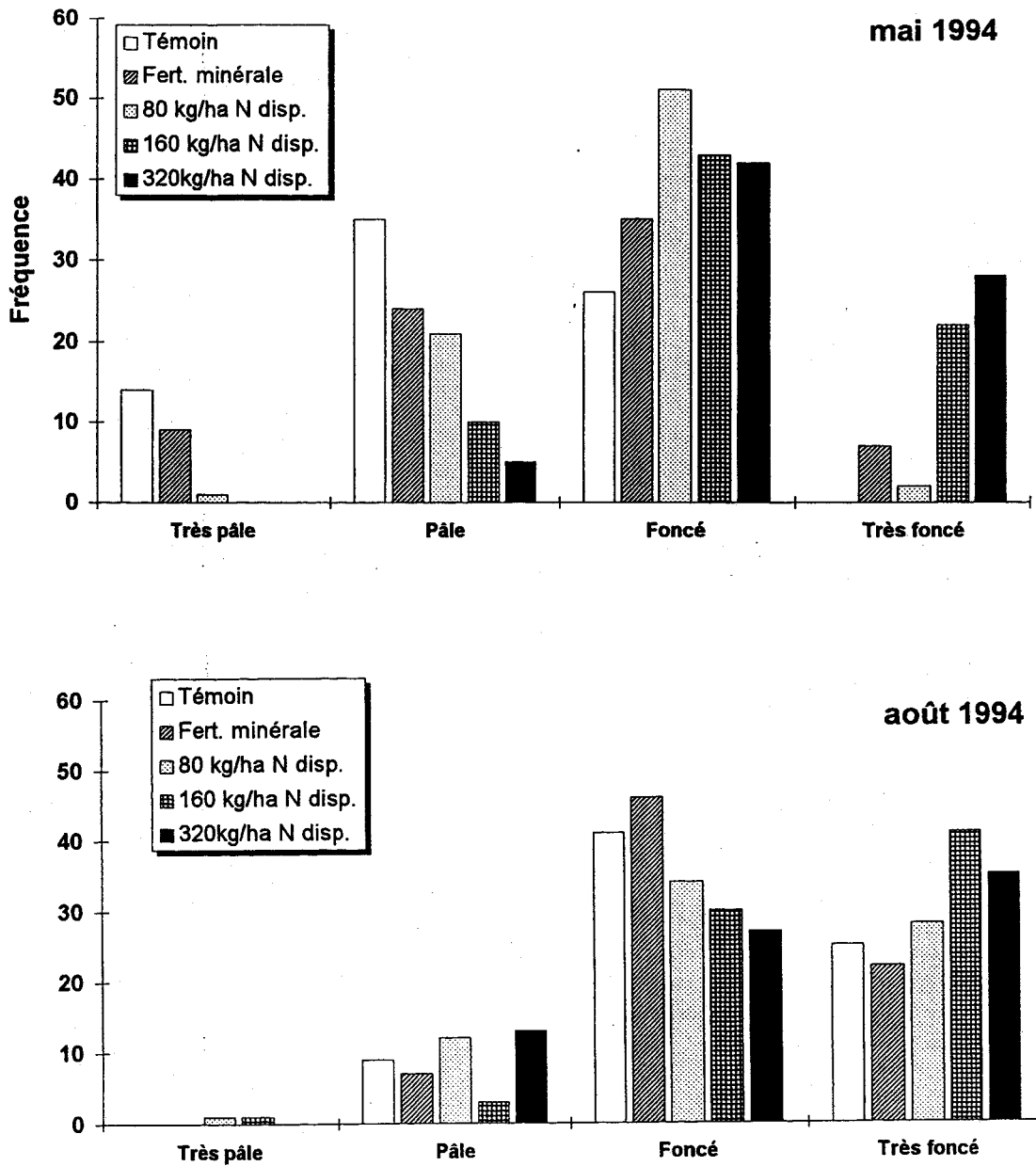


Figure 93 Influence des traitements sur la coloration du feuillage des arbres de Noël (Couleurs établies selon la charte Munsell. Très pâle: 2.5 GY, pâle: 5 GY 4/8 et 5 GY 4/6, foncé: 5 GY 4/4, très foncé: 7.5 GY)

ces données montrent que la fertilisation des arbres avec des boues a amélioré sensiblement leur qualité esthétique et commerciale. Les indices accordés aux sapins des traitements 80-P, 160-P et 320-P en septembre 1994 sont statistiquement supérieurs à ceux du témoin et de la régie de production. Selon les résultats obtenus, le traitement comportant l'application d'une dose de boues correspondant à 160 kg/ha d'azote disponible au printemps 1993 semble être le plus optimal. Les données recueillies au niveau de plusieurs paramètres quantitatifs de croissance et de développement qui ont été présentées précédemment tendent d'ailleurs à démontrer que le traitement 160-P a été le plus profitable pour la culture dans le cadre des essais réalisés.

L'utilisation des boues comme matière fertilisante pour la production d'arbres de Noël apparaît donc très intéressante. Les résultats obtenus dans le cadre des présents essais indiquent même que les épandages de boues à des taux de 160 et 320 kg/ha d'azote disponible ont favorisé une croissance supérieure à la régie de production conventionnelle avec des engrais chimiques. L'apport de plus grandes quantités d'azote et de phosphore disponibles sur une période de deux ans expliquent probablement la plus forte croissance des sapins soumis à ces taux d'épandage. Dans le cas du traitement 160-P, 226 kg/ha d'azote (160 kg/ha en 1993 et 66 kg/ha en 1994) et 124 kg/ha de phosphore (96 kg/ha en 1993 et 28 kg/ha en 1994) étaient disponibles pendant les deux saisons qui ont suivi les épandages (cf. section 3.1.1). Ces quantités ont été doublées avec le traitement 320-P. Comparativement, des fertilisations annuelles de 70 kg/ha d'azote et 33 kg/ha de phosphore disponibles ont été effectuées en 1993 et 1994 dans le cadre de la régie de production avec des engrais minéraux (cf. section 3.1.1). Par ailleurs d'autres facteurs comme la présence d'éléments nutritifs mineurs dans les boues, la libération à plus long terme de l'azote organique des boues ainsi que la fertilisation sur une superficie plus grande dans l'entourage du système racinaire des sapins avec l'épandage des boues pourraient avoir contribué également à une meilleure croissance des arbres de Noël.

Il existe peu de recherches qui ont permis d'établir les impacts sur la croissance de la valorisation des boues dans des plantations d'arbres de Noël établie depuis cinq ans (cf. section 1.2.2.1). Les travaux réalisés lors de la présente étude apportent donc des informations nouvelles. Dans l'ensemble, les résultats obtenus indiquent ainsi que l'application d'une dose de boues équivalente à 160 kg/ha d'azote disponible est la plus recommandable au plan cultural et environnemental. Parmi tous les traitements mis à l'essai dans le cadre de la présente expérience, le traitement 160-P constitue en effet celui qui a permis la meilleure réponse des sapins. L'épandage de boues à une dose de 320 kg/ha d'azote disponible a conduit à une réponse similaire et parfois même légèrement inférieure au traitement 160-P, ce qui indique qu'il y a probablement surfertilisation avec ce taux d'application. Les informations recueillies au niveau de l'eau de percolation (cf. section 3.2.2.4) montrent par ailleurs que le traitement 320-P favorise le lessivage de quantités relativement importantes de nitrates et, au point de vue environnemental, l'épandage d'une dose de boues de 160 kg/ha apparaît beaucoup plus sécuritaire.

Les essais réalisés ont permis de constater que les impacts positifs du traitement 160-P sur la croissance se sont manifestés pendant les deux saisons qui ont suivi les épandages. Il est difficile d'établir si les effets pourraient se poursuivre pendant la troisième saison sans

qu'il y ait de nouvelle fertilisation. Considérant la quantité de boues apportée et les coefficients de disponibilité de l'azote, du phosphore, du potassium et du magnésium (cf. section 3.1.1), il y a lieu de croire qu'une fertilisation additionnelle soit requise en 1995 afin de maintenir une croissance optimale et la qualité esthétique et commerciale des arbres.

Il est possible que d'autres approches de valorisation des boues en plantation d'arbres de Noël soient encore plus profitables que le traitement 160-P éprouvé dans le cadre des présents travaux. Le fractionnement des épandages en des doses annuelles plus petites (ex. : 40 à 80 kg/ha d'azote disponible par année) et l'application en bandes des boues pourraient répondre plus adéquatement aux besoins nutritifs de la production et restreindre les risques de contamination des eaux souterraines par les nitrates. Par ailleurs, la valorisation de boues dans des plantations âgées d'au moins 4 à 5 ans est recommandable car la compétition des plantes herbacées, dont la croissance est stimulée par les épandages, peut nuire fortement aux sapins. Certains travaux (cf. section 1.2.2.1) indiquent également que les fortes concentrations ammoniacales apportées par les boues peuvent être toxiques aux jeunes arbres. L'épandage de boues en pré-plantation constitue toutefois une approche à envisager afin d'améliorer la fertilité et la structure du sol. Dans ce cas, l'établissement préalable pendant une saison d'une culture transformant l'azote ammoniacal sous forme organique (ex. céréales) aiderait à réduire les risques de compétition par les mauvaises herbes et de toxicité ammoniacale lors de la plantation des sapins de Noël. Enfin, puisque la pulvérisation des boues a tendance à salir les arbres, il est recommandable de ne pas les employer pendant la saison de croissance qui précède la récolte, i.e pour les plantations âgées de plus de 7 à 8 ans.

Selon le Guide québécois de valorisation sylvicole, une dose maximale de boues correspondant à 200 kg/ha d'azote disponible peut être épandue sur une période de 10 ans. Cependant cette dose peut être appliquée en une seule fois. Dans le contexte des essais réalisés en plantation, une dose de 200 kg/ha d'azote disponible, appliquée entièrement la première année de la valorisation, représente une surfertilisation. La quantité de boues à valoriser en milieu sylvicole devrait reposer sur les besoins réels de la végétation tout en considérant les caractéristiques des boues (physiques, chimiques et biologiques) et le type de sols à amender. Des analyses de boues et de sols, de même que des analyses foliaires devraient être réalisées avant les épandages de manière à établir un plan de fertilisation adapté au site visé.

#### **3.2.2.5.2 Croissance des plantes herbacées**

Une croissance visuellement plus importante des plantes herbacées a été notée en 1993 à la suite de l'épandage des boues dans la plantation d'arbres de Noël. Toutefois, aucune mesure quantitative de la biomasse sèche de ces végétaux n'a été prise en 1993. L'évaluation de ce paramètre a toutefois été effectuée en 1994. Les résultats obtenus (tableau 95) tendent à démontrer que les applications de doses croissantes de boues ont contribué à augmenter la production de matière sèche au niveau des plantes herbacées. Malgré l'absence de différences significatives entre les cinq traitements, on constate en effet que les biomasses par mètre carré des traitements comportant une fertilisation à base

d'engrais minéraux (régie de production) et de boues ont eu tendance à s'accroître de façon plus importante par rapport au témoin. En outre, la plus forte productivité a été observée avec le traitement 320-P.

Tableau 95 Influence des traitements sur la croissance des plantes herbacées en plantation d'arbres de Noël (expérience no. 2) au cours de la saison 1994

Traitement <sup>1</sup>	Biomasse sèche (g/m <sup>2</sup> ) <sup>2</sup>	Principales espèces observées
Témoin	281a	Pas de différences visibles entre les traitements. Fétuque prédominante (75-90%) avec présence de bouton d'or, de chiendent, de pissenlit et de vesce Jargeau
Fert. chim.	306a	
80-P	304a	
160-P	314a	
320-P	346a	

1. Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible. La lettre qui suit le chiffre précise qu'il s'agit d'une application au printemps ('P').

2. Les valeurs suivies de lettres différentes comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (Test de Duncan).

Plusieurs études (Grenier et Couillard, 1990; Haufler et West, 1986; Campa *et al.*, 1986) indiquent que la biomasse des herbacées s'accroît considérablement à la suite de l'application de boues. Ces espèces, à croissance rapide, profitent beaucoup de la valeur fertilisante des boues. Dans le cas de jeunes plantations d'arbres, on a souvent observé une charge compétitive très forte de la part des herbacées à la suite de l'épandage de boues d'épuration, ce qui peut dans certains cas limiter considérablement la croissance et le développement des espèces ligneuses (Grenier et Couillard, 1990; Lambert et Weidensaul, 1982; Henry et Cole, 1986). Dans le cas présent, les données recueillies au niveau de la croissance des arbres de Noël montrent que la compétition des plantes herbacées n'a pas eu d'influence marquée. La hauteur initiale suffisamment haute des arbres a sûrement contribué à limiter les impacts négatifs. Le fauchage régulier des plantes herbacées (à deux reprises dans la saison) et leur répression sur le rang avec des herbicides ont probablement aidé également à restreindre la compétition.

### **3.2.2.5.3 Absorption des éléments nutritifs et des métaux par les arbres de Noël**

L'évolution des concentrations en éléments nutritifs et en métaux des tissus des pousses latérales de l'année (prélevées dans la moitié supérieure de l'arbre) est présentée aux tableaux 96 et 97.

L'analyse des tissus prélevés en mai 1993 montre que la composition chimique des sapins des différentes parcelles était assez uniforme avant l'application des traitements. Aucune différence statistique n'a en effet été retrouvée. On constate également que la teneur des

Tableau 96 Évolution des concentrations en éléments majeurs dans les tissus foliaires de sapin au cours des saisons 1993 et 1994<sup>1</sup>

Traitement <sup>2</sup>	N (µg/g m.s.)			P (µg/g m.s.)			K (µg/g m.s.)			Ca (µg/g m.s.)			Mg (µg/g m.s.)		
	Mai 1993	Août 1993	Août 1994	Mai 1993	Août 1993	Août 1994	Mai 1993	Août 1993	Août 1994	Mai 1993	Août 1993	Août 1994	Mai 1993	Août 1993	Août 1994
Témoin	21500a	13400d	12350a	3350a	2800a	2600a	7950a	6950a	5700a	5825a	8250a	6250a	1150a	1500a	1250a
Régie prod.	21500a	16000c	15000a	3700a	2700a	2300a	8550a	7850a	5950a	5850a	7550a	4350a	1100a	1350a	1050a
80P	23000a	18150bc	13050a	3750a	3100a	2350a	8550a	6550a	4850a	6800a	7700a	5850a	1250a	1300a	1150a
160-P	22650a	19850ab	15150a	3700a	2950a	2350a	8300a	7450a	4900a	6200a	9750a	6750a	1150a	1550a	1100a
320-P	21650a	21650a	15500a	3350a	2850a	2400a	8450a	7500a	5400a	5650a	9200a	4400a	1150a	1350a	950a
Palier de suffisance <sup>3</sup>	15000			1900			7200			6200			1000		

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

2. Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible. La lettre qui suit le chiffre précise qu'il s'agit d'une application au printemps ('P').

3. Selon Bruns (1973), cité par Veilleux (1986).



Tableau 97 Évolution des concentrations en éléments mineurs et en métaux dans les tissus foliaires de sapin au cours des saisons 1993 et 1994<sup>1</sup>

Traitement <sup>2</sup>	Fe (µg/g m.s.)			Mn (µg/g m.s.)			Zn (µg/g m.s.)			Cu (µg/g m.s.)			Al (µg/g m.s.)			Cd (µg/g m.s.)		
	Mai 1993	Août 1993	Août 1994	Mai 1993	Août 1993	Août 1994	Mai 1993	Août 1993	Août 1994	Mai 1993	Août 1993	Août 1994	Mai 1993	Août 1993	Août 1994	Mai 1993	Août 1993	Août 1994
Témoin	86a	70c	61a	203a	98a	80a	64a	44a	40a	1,2a	5,9c	4,7a	44a	<25c	28a	0,10a	0,17a	0,21a
Régie prod.	71a	66c	61a	288a	154a	90a	46a	39a	31a	1,2a	6,4c	4,5a	64a	32c	28a	0,15a	0,21a	0,16a
80P	85a	178b	55a	217a	111a	74a	68a	54a	34a	1,6a	7,7bc	5,3a	63a	84b	28a	0,13a	0,19a	0,18a
160-P	95a	155b	52a	333a	150a	103a	106a	40a	32a	1,3a	8,8b	5,0a	97a	103b	37a	0,16a	0,22a	0,39a
320-P	69a	387a	51a	228a	208a	146a	58a	46a	32a	1,2a	11,0a	4,7a	61a	198a	29a	0,15a	0,18a	0,29a
Teneurs moyennes et phytotoxiques <sup>3</sup>	—			20-300 (300-500)			27-150 (100-400)			5-30 (20-100)			— (160) <sup>4</sup>			0,05-0,2 (5-30)		

1. Les valeurs suivies de lettres différentes dans la même colonne comportent une différence significative à un seuil alpha de 5% (test de Duncan).
2. Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible. La lettre qui suit le chiffre précise qu'il s'agit d'une application au printemps ('P').
3. Teneurs moyennes et seuils de phytotoxicité (entre parenthèses) selon Kabata-Pendias et Pendias (1984). Concentrations généralisées pour différentes espèces végétales, à l'exception des plantes très sensibles ou très tolérantes.
4. Concentration foliaire pour laquelle une réduction de 20% de biomasse foliaire a été observée chez l'épinette rouge (Raynal *et al.*; 1990)

éléments majeurs N, P, K, Ca et Mg se situait au-dessus ou près des paliers de suffisance rapportés dans la littérature.

De façon générale, les analyses foliaires effectuées en août 1993 et en août 1994 montrent que les traitements ont eu un impact seulement en 1993 et ceux-ci ont été observés au niveau de l'azote, du fer, du manganèse, du cuivre et de l'aluminium.

Selon le tableau 96, on constate que la teneur en azote des tissus foliaires prélevés en août 1993 sur des arbres fertilisés (régie de production, 80-P, 160-P et 320-P) est statistiquement supérieure à celle des sapins non fertilisés (témoin). L'analyse statistique des données d'août 1993 montre également des écarts significatifs entre la concentration en azote des tissus des arbres cultivés selon la régie de production (16000 µg/g) et celles obtenues avec les traitements 160-P et 320-P (20000 et 22000 µg/g). Des teneurs plus élevées ont ainsi été mesurées avec les taux d'application de 160 et 320 kg/ha d'azote disponible. L'échantillonnage foliaire effectué en août 1994 indique que les impacts au niveau de l'azote en 1993 sont disparus au cours de la deuxième saison. Aucune différence statistique n'a en effet pu être mise en évidence. On constate cependant que la fertilisation annuelle avec des engrais minéraux ainsi que les traitements 160-P et 320-P ont eu tendance à maintenir les teneurs foliaires en azote plus élevées et plus près du palier de suffisance (15000 µg/g).

Plusieurs chercheurs (Weetman *et al.*, 1994; Couillard et Grenier, 1989; Henry, 1986) ont observé une augmentation de la teneur en azote des tissus foliaires chez des plantes ligneuses soumises à des applications de boues (cf. section 1.2.2.2). L'augmentation de la disponibilité de l'azote dans le sol et sa solution, d'ailleurs observée dans le cadre des présents travaux (cf. sections 3.2.2.1 et 3.2.2.4) a ainsi probablement contribué à sa meilleure absorption par les sapins. Par ailleurs, la fertilisation apportée par les boues a permis de relever les concentrations foliaires à un niveau plus élevé que le palier de suffisance recommandé (tableau 96). Cette amélioration du statut nutritionnel des sapins a ainsi probablement contribué à optimiser leur croissance (cf. section 3.2.2.5).

Les concentrations en aluminium et en fer mesurées en août 1993 se sont considérablement accrues sous l'effet des boues (tableau 97). Les moyennes obtenues avec les traitements 80-P, 160-P et 320-P sont statistiquement plus élevées que celles du témoin et de la régie de production. La réalisation des tests statistiques indiquent également que les écarts entre le traitement 320-P et les traitements 80-P et 160-P sont significatifs. Les concentrations d'Al mesurées dans les feuilles des sapins des traitements 320-P dépassent les concentrations considérées toxiques pour l'épinette rouge (tableau 97). Les teneurs en aluminium et en fer sont par ailleurs toutes retournées au niveau de celle du témoin en 1994 et on ne note aucun impact des traitements au cours de la deuxième saison.

Couillard et Grenier (1989) ont également noté un accroissement de la teneur en fer des tissus chez des transplants de mélèze fertilisés avec des boues. Toutefois, d'autres chercheurs ayant mené des travaux sur la valorisation sylvicole des boues (Harrison et Henry, 1994; Weetman *et al.*, 1994) rapportent n'avoir constaté aucun effet. Par ailleurs,

l'absorption de l'aluminium par les plantes ligneuses soumises à des épandages de boues a été très peu étudiée (cf. section 1.2.2.2).

Les boues comportent des concentrations assez élevées en aluminium et en fer. Ainsi, il est possible que les épandages aient contribué à accroître les prélèvements de ces deux éléments par les sapins. Les observations effectuées au niveau de la chimie du sol (cf. section 3.2.2.1) et de l'eau de percolation (section 3.2.2.4) tendent à démontrer qu'il n'y a pas eu d'augmentation de la disponibilité de l'aluminium et du fer dans le sol et sa solution à la suite des épandages. Cependant, ces données sont le résultats de mesures ponctuelles, et il est possible que les échantillons récoltés ne soient pas représentatifs de la composition de la solution du sol à la périphérie de la racine. De plus, l'aluminium et le fer ont pu être absorbés directement par le feuillage. Celui-ci a en effet été enduit de boues au moment des applications. Le fer joue un rôle appréciable dans la coloration vert foncé du feuillage puisque cet élément participe à la synthèse de la chlorophylle (Salisbury et Ross, 1985). Son absorption effectivement plus importante avec les boues pourrait expliquer la coloration plus foncée qui a été observée en 1993 chez les arbres soumis à des épandages (cf. section 3.2.2.5.1). Il est aussi possible que la présence de dépôts tenaces de boues sur les aiguilles et les branches des arbres ait conduit à des mesures de concentration en aluminium et en fer plus élevées. Le retour très rapide des teneurs au niveau du témoin en 1994 pourrait supporter cette dernière hypothèse.

Des teneurs en cuivre statistiquement plus importantes ont été relevées en août 1993 dans les tissus foliaires des sapins soumis à des applications de boues correspondant à 160 et 320 kg/ha d'azote disponible. Les données du tableau 97 montrent en effet des différences significatives par rapport au témoin et au traitement comportant une fertilisation avec des engrais minéraux. La concentration en cuivre la plus élevée a été observée au niveau du traitement 320-P et elle a atteint 11 µg/g. Par ailleurs, les impacts notés en 1993 sont disparus en 1994. Toutes les teneurs foliaires en cuivre sont retournées à des valeurs se situant près de celle du témoin (environ 5 µg/g) et aucune différence statistique n'a été décelée entre les traitements au cours de la deuxième saison de croissance.

Un accroissement de la concentration foliaire en cuivre a été observé lors de certaines études portant sur la valorisation sylvicole des boues (Dutch et Wolstenholme, 1994; Couillard et Grenier, 1989). En Europe (Danemark), Grant et Olesen (1991) ont mesuré des concentrations foliaires en Cu plus faibles chez des épinettes de 75 ans, deux ans après les applications de boues. Cette diminution de l'absorption du Cu a été attribuée à la forte fertilisation en N et P apportée par les boues.

Les boues de Victoriaville sont relativement riches en cuivre (cf. section 3.1). Ainsi, les épandages ont pu contribuer à favoriser une augmentation de sa disponibilité et une absorption accrue par les sapins. Les observations effectuées au niveau de la chimie du sol (cf. section 3.2.2.1) et de l'eau de percolation (section 3.2.2.4) tendent à démontrer que les épandages n'ont pas eu d'impact sur la disponibilité du cuivre dans le sol et sa solution. Tout comme pour l'aluminium et le fer, l'absorption directe au niveau du feuillage ou la présence de dépôts de boues sur celui-ci pourraient expliquer les résultats obtenus.

Dans l'ensemble, les augmentations de la teneur en azote des tissus foliaires, relevées en 1993, rendent compte de l'effet fertilisant de l'application des boues liquides en plantation de sapins. L'ampleur des accroissements notés avec les concentrations foliaires en aluminium, en fer et en cuivre s'est avérée relativement faible et les effets ont été observés seulement au cours de la première saison de croissance. Par conséquent, les impacts observés au niveau de l'absorption des éléments nutritifs et des métaux par les arbres de Noël soumis à des applications de boues atteignant 320 kg/ha d'azote disponible comportent peu de risque de phytotoxicité sauf dans le cas de l'aluminium. De telles doses (320 kg/ha N disponible) ne devraient pas être utilisées de toute façon, dans le respect des besoins nutritifs de la végétation (c.f. section 3.2.2.5.1). Malgré tout, comme les résultats obtenus en érablière le suggèrent, une limite sur les concentrations d'Al dans les boues devra être établie afin d'éviter que des boues, contenant plus d'Al que celles utilisées dans les essais, apportent des quantités d'Al nocives pour l'environnement.

#### **3.2.2.5.4 Absorption des éléments nutritifs et des métaux par les plantes herbacées**

L'analyse de la composition chimique des plantes herbacées a été réalisée seulement au cours de la saison 1994. La compilation des données recueillies apparaît au tableau 98. Les tests statistiques montrent que les boues n'ont eu aucun impact sur les concentrations en N, K, Ca, Mg, Mn, Zn, Al et Cd. Ils révèlent toutefois des écarts significatifs au niveau du P et du Cu.

Sous l'effet de la fertilisation avec des engrais minéraux (régie de production) et des boues (traitements 80-P, 160-P et 320-P), les concentrations en phosphore des plantes herbacées se sont accrues considérablement. Ces dernières semblent ainsi avoir profité de l'augmentation de la quantité de phosphore disponible. Les informations recueillies au niveau de la chimie du sol (cf. section 3.2.2.1) indiquent d'ailleurs une meilleure disponibilité du phosphore dans la couche de sol de surface pour les parcelles fertilisées. Une partie importante du système racinaire des plantes herbacées se développe en surface du sol, ce qui fait en sorte que ces dernières sont probablement en mesure de prélever cet élément peu mobile.

Les tests statistiques montrent que l'application de doses de boues correspondant à 160 et 320 kg/ha d'azote disponible a conduit à une augmentation significative de la teneur en cuivre des plantes herbacées. La concentration mesurée en juin 1994 pour le témoin se situe à 3,5 µg/g alors que celles des traitements 160-P et 320-P ont atteint 7,9 et 10,2 µg/g respectivement.

Certains chercheurs (McLeod *et al.*, 1986) rapportent une légère augmentation de la concentration en cuivre chez des plantes herbacées soumises à des épandages de boues. Les résultats obtenus lors des présents essais au niveau des tissus foliaires des sapins (cf. section 3.2.2.5.3) montrent également un accroissement de leur teneur en cuivre sous l'effet de la valorisation des boues. Ainsi, on constate que les épandages de boues semblent avoir conduit à une augmentation de l'absorption de cuivre par les végétaux de la plantation.

Tableau 98 Influence des traitements sur la composition chimique des plantes herbacées de la plantation d'arbres de Noël au cours de la saison 1994<sup>1</sup>

Traitement <sup>2</sup>	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Al	Cd
	(µg/g m.s.)										
Témoin	25600a	2950c	19600a	6300a	2200a	94a	142a	31a	3,5c	54a	0,19a
Régie prod.	28500a	4100ab	21500a	8150a	2350a	143a	132a	40a	4,2c	90a	0,22a
80P	30150a	3950b	15500a	8300a	2600a	85a	112a	35a	6,1bc	49a	0,13a
160-P	32500a	3650bc	17350a	7500a	2350a	82a	132a	53a	7,9ab	40a	0,22a
320-P	25850a	4900a	20750a	8300a	2250a	69a	153a	40a	10,2a	36a	0,33a
Teneurs moyennes et phytotoxiques <sup>3</sup>	---	---	---	---	---	---	20-300 (300-500)	27-150 (100-400)	5-30 (20-100)	---	0,05-0,20 (5-30)
Critères de qualité des aliments de la diète des bovins <sup>4</sup>	---	10000	30000	20000	50000	1000	1000	500	100	100	0,50

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

2. Le chiffre du traitement indique le taux d'application des boues en azote disponible. La lettre qui suit le chiffre précise qu'il s'agit d'une application au printemps ('P').

3. Teneurs moyennes et seuils de phytotoxicité (entre parenthèses) selon Kabata-Pendias et Pendias (1984). Concentrations généralisées pour différentes espèces végétales, à l'exception des plantes très sensibles ou très tolérantes.

4. Tiré de NRC (1980).

Les niveaux de cuivre retrouvés dans les plantes herbacées ne semblent pas poser de risques importants. Les concentrations maximales observées (8 à 10 µg/g) sont demeurées dans la gamme des valeurs moyennes et en-dessous des seuils de phytotoxicité rapportés dans la littérature (cf. tableau 98). Dans l'éventualité où ces végétaux seraient consommés par des animaux, il ne semble pas exister de problèmes importants également. Les teneurs maximales sont en effet bien en-deçà du critère de qualité (100 µg/g) recommandé pour l'alimentation des bovins.

À court terme, les résultats obtenus dans le cadre de la présente étude indiquent que l'épandage de boues atteignant une dose de 320 kg/ha d'azote disponible comporte peu de risques quant à l'absorption des métaux par la végétation de la plantation d'arbres de Noël. Cependant, les concentrations limites souhaitables et maximales de métaux dans les boues permises par le Guide québécois de valorisation sylvicole n'ont pas été validées par les présents travaux. En effet, les boues de Victoriaville comportaient des teneurs en métaux bien inférieures aux critères établis (tableau 58). De plus, les impacts à moyen et à long terme demeurent difficile à établir. Selon la littérature (tableau 5), les indices recommandés au niveau du Guide pour la teneur totale maximale des métaux dans le sol protègent probablement adéquatement la chaîne alimentaire. Les effets de l'utilisation répétées des boues sur une période de temps assez longue devraient cependant être étudiés.

### **3.2.3 Expérience no. 3: Application de boues liquides en pente**

#### **3.2.3.1 Comportement des agents pathogènes dans le sol**

Le tableau 99 présente l'évolution de différents agents pathogènes dans le sol d'une parcelle située sur une pente égale à 3 % et ayant reçu des boues seulement en 1994 (taux d'application: 200 kg/ha d'azote disponible). Il est à noter que cet essai ne permettait aucune analyse statistique des données recueillies.

L'analyse du sol à cinq reprises au cours de la saison 1994 n'a pas permis d'y détecter la présence de salmonelles. Contrairement à celles de 1993, les boues de Victoriaville épandues en 1994 contenaient ce type de bactéries (cf. section 3.1.3). Même si le dispositif expérimental utilisé est peu rigoureux au point de vue scientifique, les données recueillies au niveau du sol tendent à indiquer que les salmonelles associées aux boues épandues étaient peu résistantes et qu'elles n'ont pas pu se développer et survivre plus d'une semaine aux conditions qui prévalaient dans la plantation d'arbres de Noël. Il est possible également que le nombre de salmonelles, inconnu dans les boues utilisées, n'ait pas été suffisamment élevé pour permettre l'inoculation du sol.

Tableau 99 Évolution de la population des agents pathogènes dans le sol de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1994<sup>1</sup>.

Organisme	Date				
	06/06/94	26/07/94	23/08/94	13/09/94	11/10/94
Salmonelles	R.N.	R.N.	R.N.	R.N.	R.N.
Entérocoques	< 33	1,72 X 10 <sup>4</sup> ± 1,50 X 10 <sup>4</sup>	1,14 X 10 <sup>4</sup> ± 1,83 X 10 <sup>4</sup>	1,88 X 10 <sup>3</sup> ± 2,10 X 10 <sup>3</sup>	1,94 X 10 <sup>2</sup> ± 1,80 X 10 <sup>2</sup>
Coliformes fécaux	< 33	1,43 X 10 <sup>4</sup> ± 1,22 X 10 <sup>4</sup>	9,10 X 10 <sup>2</sup> ± 8,04 X 10 <sup>2</sup>	1,98 X 10 <sup>2</sup> ± 3,42 X 10 <sup>2</sup>	1,50 X 10 <sup>1</sup> ± 2,70 X 10 <sup>1</sup>
Coliformes totaux	1,13 X 10 <sup>4</sup> ± 1,45 X 10 <sup>4</sup>	2,76 X 10 <sup>6</sup> ± 3,91 X 10 <sup>6</sup>	5,43 X 10 <sup>5</sup> ± 6,47 X 10 <sup>5</sup>	9,49 X 10 <sup>4</sup> ± 7,09 X 10 <sup>4</sup>	9,16 X 10 <sup>4</sup> ± 7,28 X 10 <sup>4</sup>
Oeufs non pathogènes <sup>2</sup>	19 ± 16	25 ± 8	44 ± 12	48 ± 17	42 ± 28
Larves non pathogènes <sup>2</sup>	67 ± 36	66 ± 32	95 ± 77	65 ± 48	51 ± 51

1. Épandages effectués le 21 juillet 1994.

2. Non pathogène pour les humains.

R.N.: Recherche négative.

Les données recueillies au niveau des entérocoques, des coliformes fécaux et des coliformes totaux tendent à démontrer que l'application d'une dose de boues équivalente à 200 kg/ha d'azote disponible en juillet 1994 a contribué à accroître les populations de ces bactéries après les épandages. Dans le cas des entérocoques et des coliformes fécaux, le nombre moyen est passé de <33 UFC/g en juin (avant épandage) à près de 10<sup>4</sup> UFC/g le 26 juillet 1994, soit une semaine après les épandages. Au cours de la même période, les populations de coliformes totaux ont augmenté d'environ 100 fois, i.e de l'ordre de 10<sup>4</sup> UFC/g en juin à environ 10<sup>6</sup> UFC/g le 26 juillet. On observe par ailleurs que les populations de bactéries sont retournées graduellement à des niveaux plus faibles et près des valeurs initiales au cours de la saison. À la mi-octobre 1994 (12 semaines après épandages), elles étaient de l'ordre de 10<sup>2</sup> UFC/g pour les entérocoques, de 10<sup>1</sup> UFC/g pour les coliformes fécaux et de 10<sup>4</sup> UFC/g pour les coliformes fécaux.

Aucun oeuf ou larve de parasite pathogène pour les humains n'a été retrouvé dans le sol échantillonné à la suite de l'application des boues en 1994. Des oeufs et des larves non pathogènes ont toutefois été observés (tableau 99). De façon générale, les résultats obtenus sont assez variables et il est difficile d'établir si l'épandage a eu un impact sur ce type d'organisme. Les populations d'oeufs et de larves mesurées entre juillet et octobre 1994 semblent en effet assez similaires à celles observées en juin, avant l'application des boues.

Dans l'ensemble, les résultats obtenus dans le cadre de l'expérience no. 3 appuient ceux de l'expérience no. 2. Ils montrent en effet que les niveaux de population observés avec une dose d'application de 200 kg/ha d'azote disponible comportent probablement peu de risques de transmission des pathogènes via le sol, du moins pour le type de boues employé. Le temps de survie des pathogènes dans le sol de la plantation d'arbres de Noël a par ailleurs diminué rapidement avec le temps. Avec un épandage en juillet, les populations de coliformes fécaux, de coliformes totaux et d'entérocoques sont ainsi pratiquement retournées au niveau initial à l'intérieur de 3 mois. Les mesures préventives rapportées dans le cadre de l'expérience no. 2 (cf. section 3.2.2.2) apparaissent tout de même pertinentes.

### **3.2.3.2 Risques de contamination de l'eau de ruissellement par les éléments nutritifs, les métaux et les agents pathogènes**

Le dispositif expérimental utilisé (cf. section 2.5) lors de ces essais a été élaboré dans le but d'évaluer la qualité de l'eau de ruissellement, mais non sa quantité. Les résultats obtenus ne permettent pas d'apprécier les impacts de l'épandage de boues en terme de charges de contaminants. Par conséquent, l'interprétation des résultats est restreinte à un niveau qualitatif. La présentation des résultats a été jugée utile puisqu'aucune étude mesurant les impacts de l'épandage de boues sur l'eau de ruissellement en milieu forestier n'a encore été publiée.

Les eaux de ruissellement des parcelles comportant des pentes de 3, 9 et 13 % ont été échantillonnées à plusieurs reprises pendant les saisons 1993 et 1994 afin d'en évaluer la qualité chimique et microbiologique. Le suivi a été réalisé à l'aide de trois collecteurs placés au bas de la pente et à 3 m à l'extérieur de chacune des parcelles des six traitements. Les collecteurs comportaient une largeur de 1,5 m. Il est pertinent de rappeler qu'une nouvelle parcelle n'ayant pas reçu de boues en 1993 a été utilisée en 1994 dans le cas des deux traitements appliqués sur des parcelles comportant une pente de 3%. Les détails de la méthodologie et le calendrier des échantillonnages ont été présentés dans les sections 2.5 et 2.6.

Plusieurs observations concernant le phénomène de ruissellement en plantation d'arbres de Noël ont été présentées dans le cadre de l'expérience no. 2 (cf. section 3.2.2.3). Toutefois, certaines particularités ont été notées dans les parcelles comportant une pente plus prononcée. Contrairement à ce que l'on aurait pu s'attendre, le ruissellement de l'eau a la plupart du temps été plus important dans les faibles pentes (3%). Les quantités d'eau récoltées dans les parcelles situées sur une pente de 3 % ont souvent atteint plus de 2 litres par collecteur et elles ont même dépassé la capacité d'emmagasinement des systèmes de collecte (3 L). Les volumes recueillis dans les collecteurs installés au bas des parcelles comportant des pentes de 9 et 13 % ont par contre été beaucoup moins élevés et les quantités maximales mesurées ont rarement dépassé 1 litre. Lors de plusieurs échantillonnages, les quantités d'eau recueillies étaient très faibles (<100 ml) et insuffisantes pour permettre la réalisation des analyses chimiques et microbiologiques. Un meilleur drainage et une plus faible saturation en eau du sol pourraient expliquer que le ruissellement ait été moins appréciable pour les parcelles établies sur des pentes de 9 et 13 %.



Tout comme pour les expériences nos. 1 et 2 (cf. section 3.2.1.2 et 3.2.2.3), une variabilité assez grande a été observée au niveau des données recueillies dans le cadre des présents travaux. Les trop faibles quantités d'eau récoltée et les problèmes d'échantillonnages rencontrés au début de la saison 1993 à la suite de l'endommagement des collecteurs par les campagnols (cf. sections 2.5 et 2.6) ont fait en sorte également qu'un nombre appréciable d'analyses n'ont pu être réalisées. L'emplacement des systèmes de collecte et des différences au niveau des caractéristiques du sol, du couvert végétal et de l'écoulement de l'eau expliquent probablement ces variations et cette hétérogénéité. Les résultats d'analyse obtenus dans l'ensemble montrent par ailleurs beaucoup de variabilité. L'hétérogénéité de l'écoulement, la nature variable du sol, la contamination de l'eau par des débris de sol, de végétaux ou d'excréments d'animaux (ex.: mulots) et la mesure de concentrations chimiques souvent très faibles ou de populations microbiennes très grandes peuvent expliquer le niveau élevé de variation observé entre les différentes données.

Au niveau des analyses microbiologiques, il faut noter par ailleurs que tous les échantillons d'eau recueillis en 1993 ont été congelés (cf. section 2.6), ce qui a pu avoir certains impacts sur les résultats obtenus. Des vérifications tendent à démontrer que la congélation a pu comporter certains impacts sur la survie des microorganismes analysés (cf. section 2.6). L'interprétation des résultats obtenus en 1993 a par conséquent été effectuée en considérant cette possibilité.

Il est important de rappeler que le dispositif expérimental de l'expérience no. 3 est très limité et qu'il ne permet pas de réaliser l'analyse statistique des données recueillies (cf. section 2.1). Les résultats ont ainsi été interprétés de façon plus générale et qualitative. Malgré tout, ils permettent quand même de dégager des informations intéressantes et pertinentes. À cet effet, les résultats obtenus, en plus d'être comparés au témoin, ont ainsi pu être interprétés en considérant différents critères et données rapportées dans la section 1.2.4.

### **3.2.3.2.1 pH**

Il n'avait pas été prévu initialement de mesurer le pH de l'eau de ruissellement. Aucune donnée à cet effet n'a d'ailleurs été prise au cours de la saison 1993. Considérant que ce paramètre peut comporter une influence importante vis-à-vis la solubilité des métaux, il a été décidé de le mesurer en 1994 et les résultats obtenus apparaissent à la figure 94. Les épandages de boues à des doses équivalentes à 320 et 200 kg/ha d'azote disponible en 1993 et en 1994 (non cumulatives pour les parcelles situées sur une pente de 3 %) n'ont pas eu d'impact appréciable sur le pH de l'eau recueillie pendant la saison 1994. Le graphique des résultats obtenus pour les traitements comportant des pentes de 3, 9 et 13 % (figure 94) ne montre en effet aucune différence appréciable entre les valeurs mesurées pour les témoins et les parcelles amendées avec des boues. Les étendues des valeurs de pH obtenues avec chacun des six traitements sont comparables et varient entre 6,5 et 7,5. Ces dernières sont similaires à celles obtenues dans le cadre de l'expérience no. 2 (cf. section 3.2.2.3).

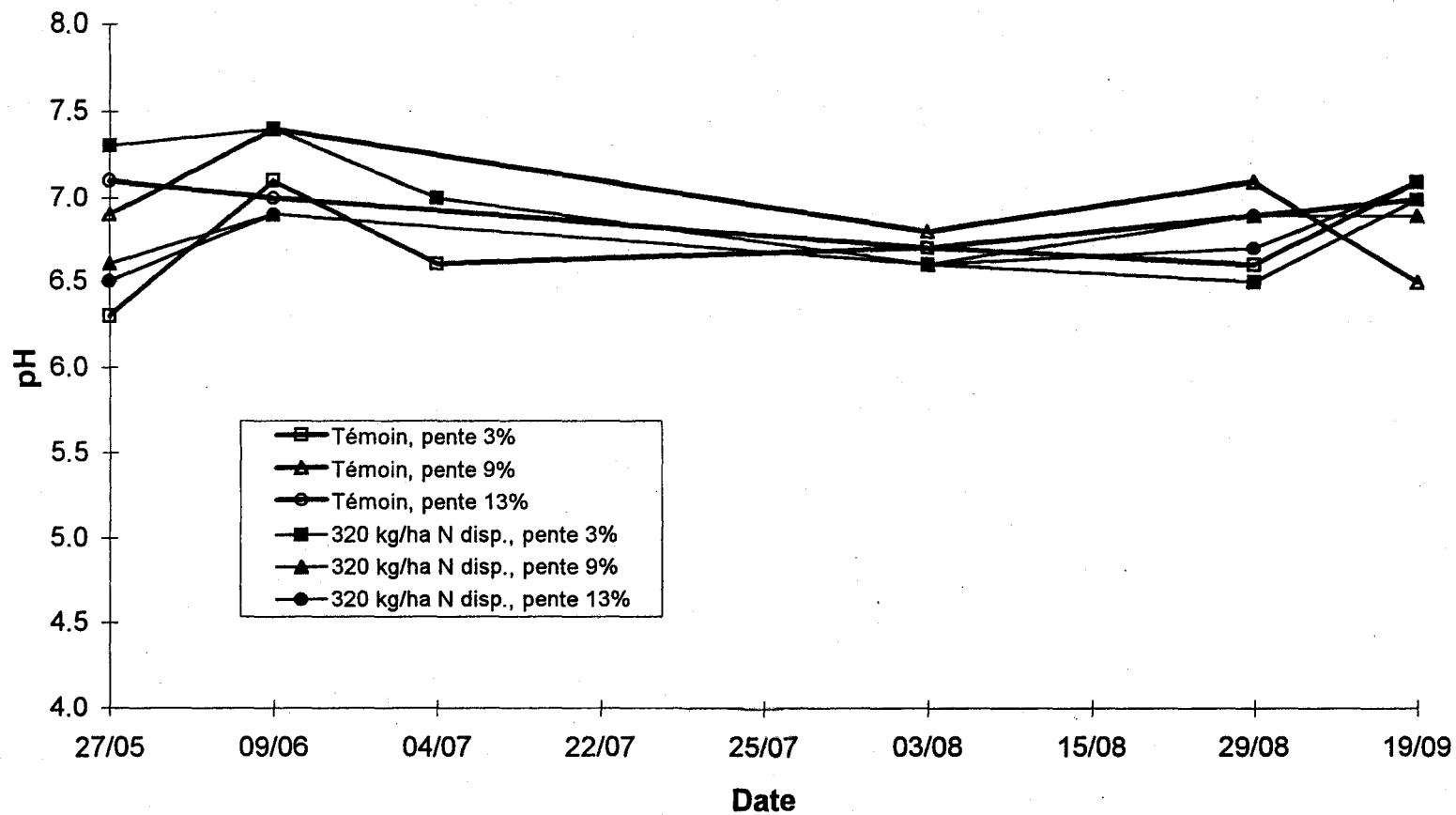


Figure 94 Influence de l'application de boues en pente sur le pH de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1994  
(Épandages: 20-21 juillet 1994; Fauchages: 17 juin 1994 et 27 août 1994)

Les résultats obtenus au niveau du pH de l'eau recueillie dans les parcelles de pentes égales à 3, 9 et 13 % indiquent que ce paramètre a très peu varié et qu'il n'a probablement pas été en mesure d'influencer la solubilité des métaux dans l'eau de ruissellement pendant la saison 1994. En ce qui a trait à la saison 1993, le suivi du pH dans l'eau n'a pas été effectué et il est impossible d'établir si ce paramètre a pu avoir une influence quelconque.

### **3.2.3.2.2 Éléments nutritifs**

Les figures 95 à 98 présentent l'évolution des concentrations en azote ammoniacal dissous et en phosphore total pour les trois niveaux de pente (témoins et parcelles amendées avec des boues) au cours des saisons 1993 et 1994.

Les résultats obtenus montrent que les teneurs naturelles en azote ammoniacal dissous (figures 95 et 96), mesurées dans l'eau de ruissellement des parcelles témoin, ont varié entre <0,007 et 4,5 mg/L pour la pente de 3 %, entre <0,007 et 8 mg/L pour la pente de 9 % et entre <0,007 et 6,5 mg/L pour la parcelle située sur une pente de 13 %. Dans le cas du phosphore total (figures 97 et 98), les étendues naturelles observées pour les témoins des pentes 3, 9 et 13 %, se situent entre 0,2 et 0,9 mg/L, 0,3 et 1,3 mg/L et 0,3 et 2,3 mg/L respectivement. Au Québec, le MENVIQ (1990) recommande que la teneur en azote ammoniacal de l'eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable ne dépasse pas 0,5 mg/L N-NH<sub>4</sub> et le critère de qualité de l'eau pour protéger la vie aquatique d'une toxicité aiguë varie de 0,7 à 28 mg/L selon le pH et la température de l'eau. Dans le cas du phosphore, l'indice souhaitable de concentration dans les rivières est de 0,03 mg/L P-PO<sub>4</sub> et de 0,02 mg/L P-PO<sub>4</sub> dans les lacs (MENVIQ, 1990). Les teneurs naturelles des deux éléments nutritifs excèdent par conséquent les indices recommandés. Il est cependant normal que les eaux de ruissellement captées en surface du sol soient plus riches en éléments nutritifs que les eaux courantes et les eaux souterraines. Les écarts observés avec les indices semblent par conséquent acceptables. Les résultats obtenus sont par ailleurs similaires à ceux des expériences nos. 1 et 2 (cf. sections 3.2.1.2 et 3.2.2.3). Ils tendent également à démontrer que l'accroissement de la pente a conduit à des concentrations maximales légèrement plus élevées dans le cas du phosphore total. La pente semble par contre avoir eu relativement peu d'impact au niveau de l'azote ammoniacal dissous.

Les données recueillies suggèrent que les épandages de boues effectués en 1993 et 1994 (doses respectives de 320 et 200 kg/ha d'azote disponible (non cumulatives pour les parcelles situées sur une pente de 3 %) sur des sols comportant des pentes de 3, 9 et 13 % ne semblent pas avoir été en mesure d'augmenter de façon appréciable la teneur en azote ammoniacal dissous des eaux de ruissellement. Selon les figures 95 et 96, on constate en effet que les concentrations en azote ammoniacal de l'eau provenant des parcelles amendées avec des boues sont similaires à celles obtenues avec les témoins. On note tout de même que certaines valeurs ont légèrement dépassé celles des courbes témoins pendant la saison 1993. Cependant, l'amplitude des écarts observés est faible et il est impossible de dégager une tendance claire et marquée. Les données recueillies pour les six traitements en 1994 sont par ailleurs très semblables et ne montrent aucune particularité. Ainsi, il est possible que l'application de plus fortes doses de boues en 1993 ait mené à une légère augmentation de la teneur en azote ammoniacal de l'eau de

ruissellement. En considérant le critère de toxicité aiguë d'eau douce (MENVIQ, 1990) qui varie de 0,68 à 28,3 mg/L N-NH<sub>4</sub> selon la température et le pH de l'eau, même l'eau de ruissellement des parcelles témoins pourrait comporter un potentiel de contamination d'un cours d'eau dont le pH est supérieur à 7,8. Les résultats ont cependant été observés à seulement 3 mètres de la parcelle. De plus amples études seront nécessaires afin de vérifier les concentrations réelles qui parviennent aux écosystèmes aquatiques adjacents aux zones traitées pour être en mesure de qualifier l'ampleur de la contamination.

Les figures 97 et 98 montrent que les teneurs en phosphore total des parcelles traitées avec des boues en 1993 et en 1994 sont très comparables et similaires à celles des courbes témoins. Les résultats obtenus tendent donc à démontrer que les épandages de boues à des taux d'application respectifs de 320 et 200 kg/ha d'azote disponible en 1993 et en 1994 sur des pentes de 3, 9 et 13 % (doses non cumulatives pour les parcelles situées sur une pente de 3 %) n'ont conduit à aucun enrichissement en phosphore total de l'eau de ruissellement.

Les problèmes rencontrés avec le système de collecte au début de la saison 1993 ont fait en sorte qu'il n'a pas été possible de bien évaluer les risques dans les premières semaines qui ont suivi les épandages. Toutefois, cet aspect a pu être étudié en 1994 à la suite de la deuxième application de boues. Les données recueillies lors des premières semaines post-épandage tendent à démontrer que les impacts sont aussi négligeables pendant cet période que ceux qui ont été observés pour l'ensemble des deux saisons de croissance.

Il existe peu de travaux qui ont étudié l'influence de la pente sur la contamination des eaux de ruissellement par les éléments nutritifs (cf. section 1.2.4) et à cet effet, les résultats obtenus dans le cadre de la présente expérience apportent ainsi des informations pertinentes. Bien qu'elle tend à démontrer que l'impact de l'application en pente des boues en plantation d'arbres de Noël est négligeable, cette expérience demeure, cependant, spécifique aux conditions éprouvées et elle n'est pas exhaustive. Sous certaines situations (ex.: pente supérieure à 13 %, sol peu couvert par la végétation, sol très peu poreux et perméable, précipitations très intenses et abondantes peu de temps après les épandages), il est en effet possible que la migration de l'azote ammoniacal et du phosphore total soit plus grande que celle observée avec l'expérience no. 3. Par ailleurs, l'influence de la valorisation des boues sur la qualité de l'eau de ruissellement lors du dégel printanier n'a pas été étudiée. En outre, le type de suivi effectué n'a pas permis de considérer les mouvements latéraux de l'eau et des éléments nutritifs dans le sol. Ce type de transport peut en effet influencer la qualité chimique des eaux de surface.

Considérant que les présents travaux sont incomplets et que les résultats présentés ne sont que qualitatifs, des études plus élaborées devront être réalisées afin de valider le critère relatif aux caractéristiques du milieu récepteur concernant la pente maximale du terrain (9%), établi par le Guide québécois de valorisation sylvicole. Pour être en mesure de mieux évaluer la qualité de l'eau de ruissellement, le dispositif expérimental utilisé devra tenir compte du volume d'eau ruisselé. Et comme mentionné précédemment (section 3.2.1.2), les critères liés à l'eau (e.g. distance minimum d'épandage à respecter en bordure des cours d'eau) devront également être vérifiés.

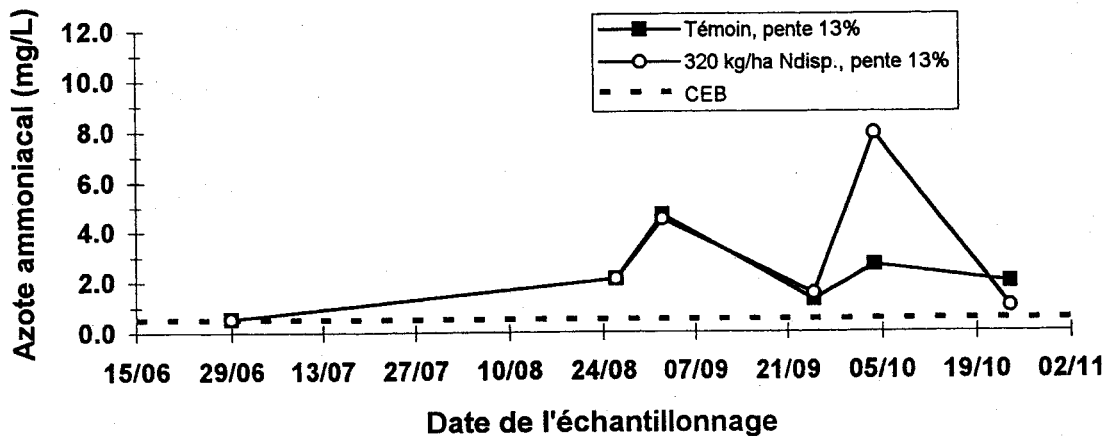
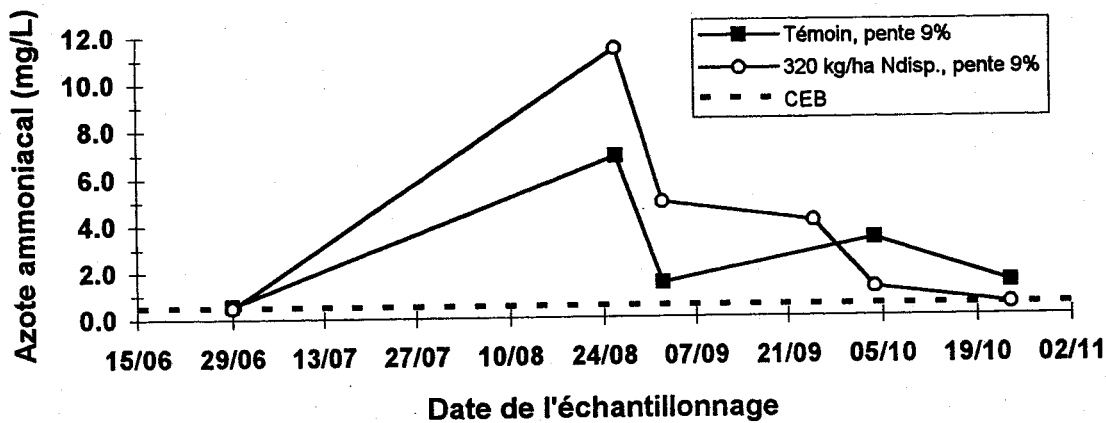
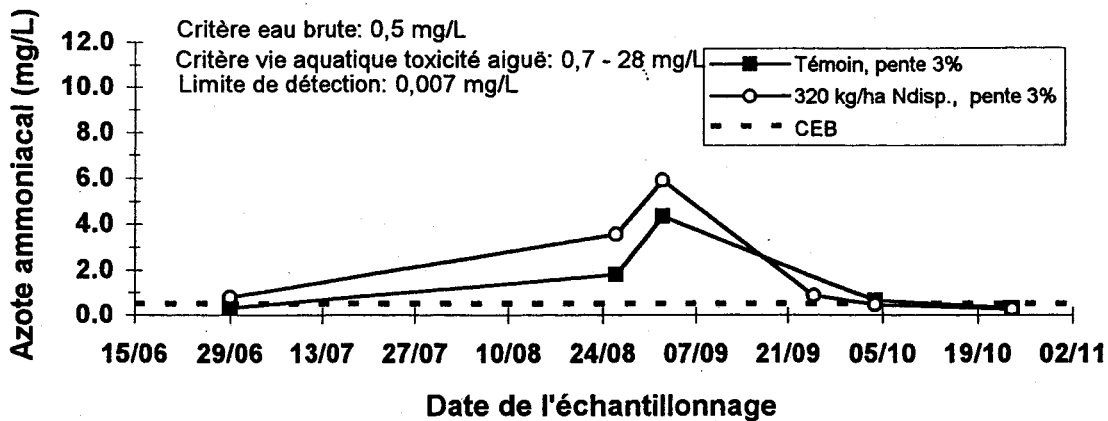


Figure 95 Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en azote ammoniacal dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1993 (Épandages: 20-21 juillet 1994; Fauchages: 17 juin 1994 et 27 août 1994)

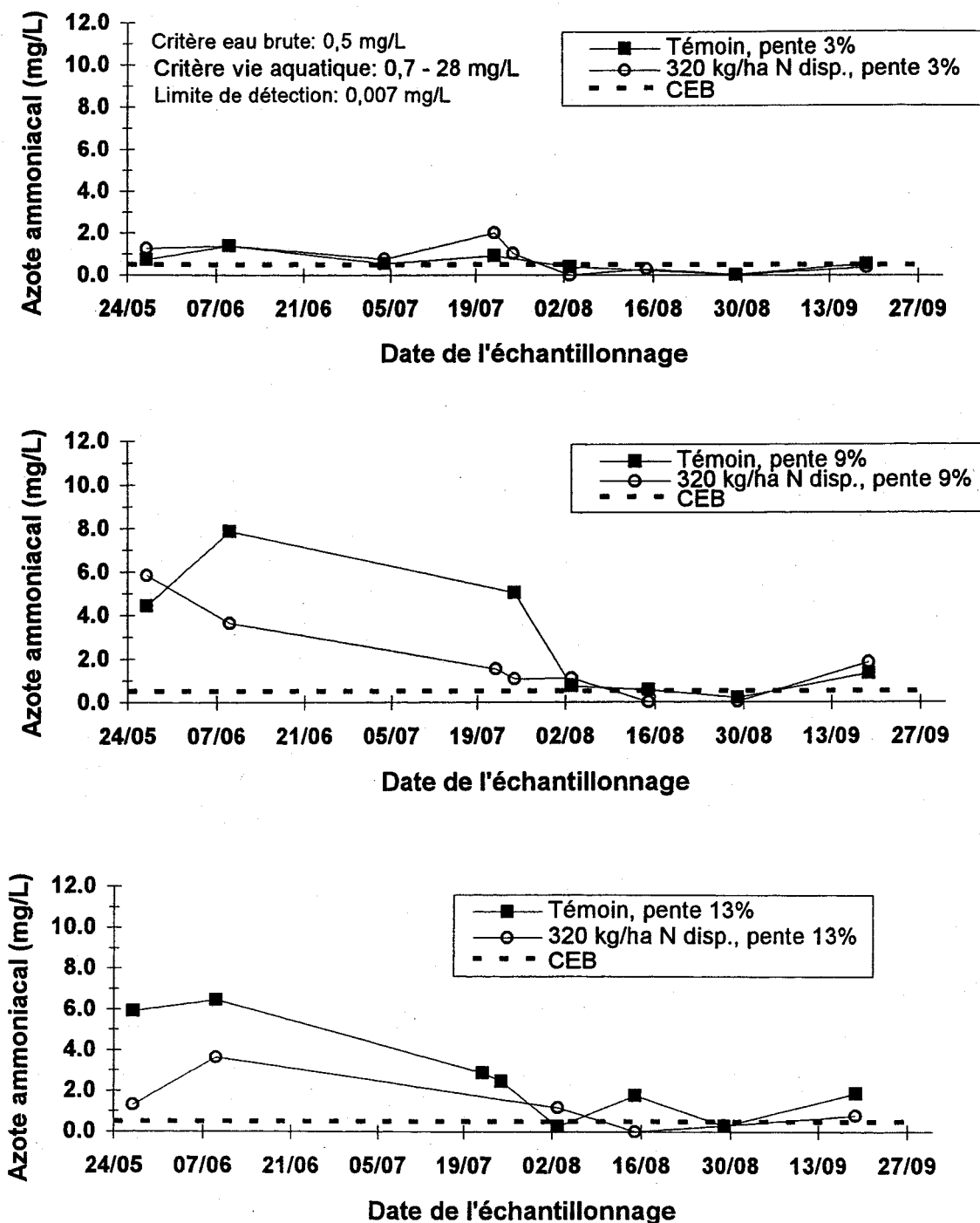


Figure 96 Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en azote ammoniacal dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1994 (Épandages: 20-21 juillet 1994; Fauchages: 17 juin 1994 et 27 août 1994)

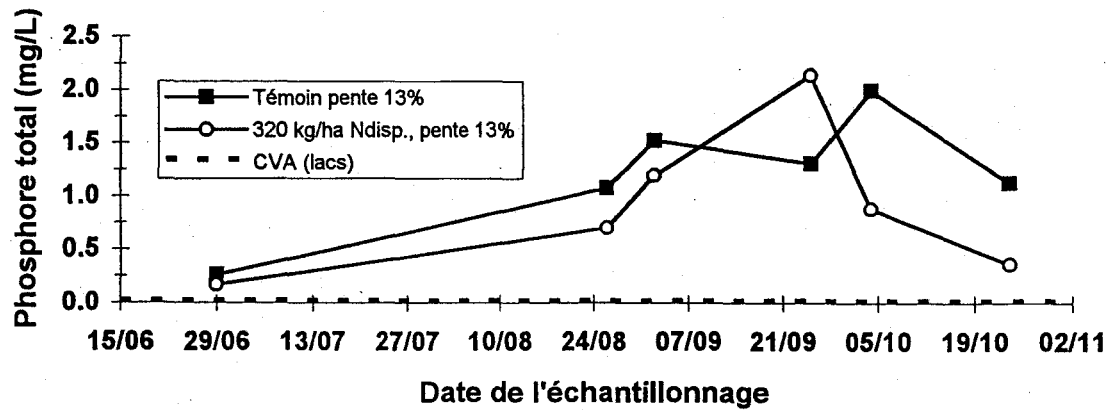
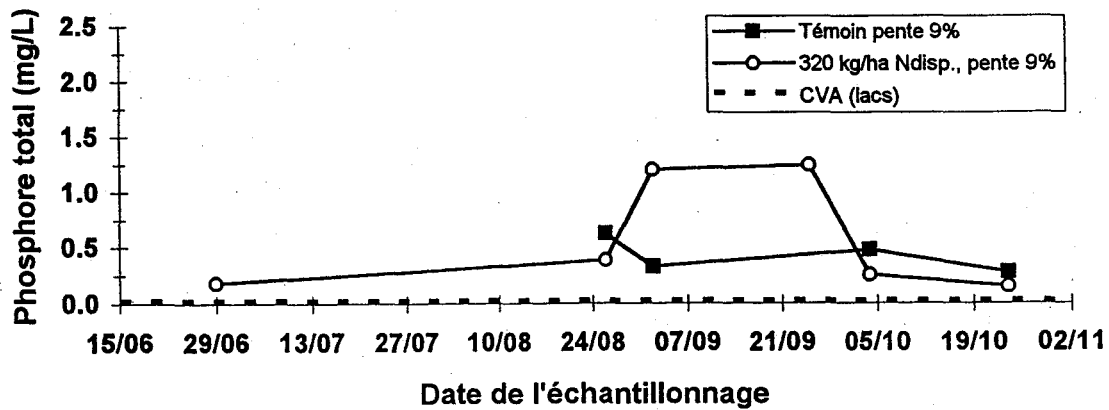
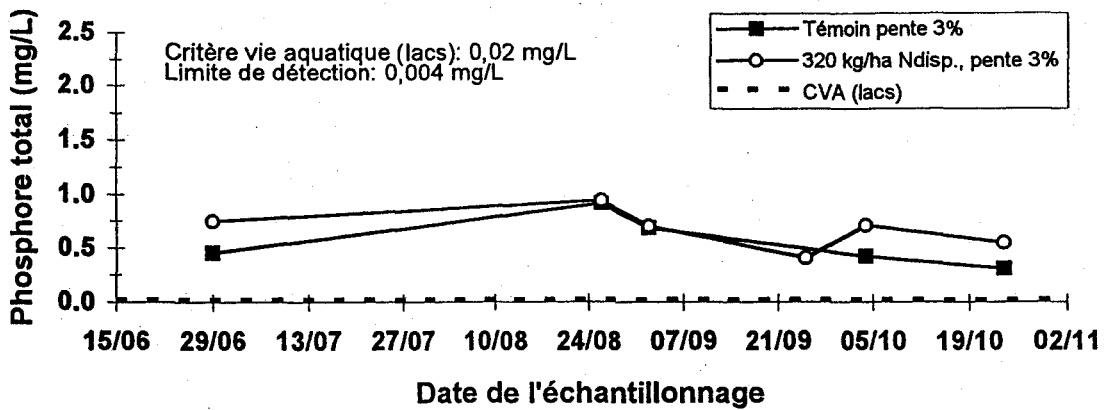


Figure 97 Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en phosphore total de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1993 (Épandages: 20-21 juillet 1994; Fauchages: 17 juin 1994 et 27 août 1994)

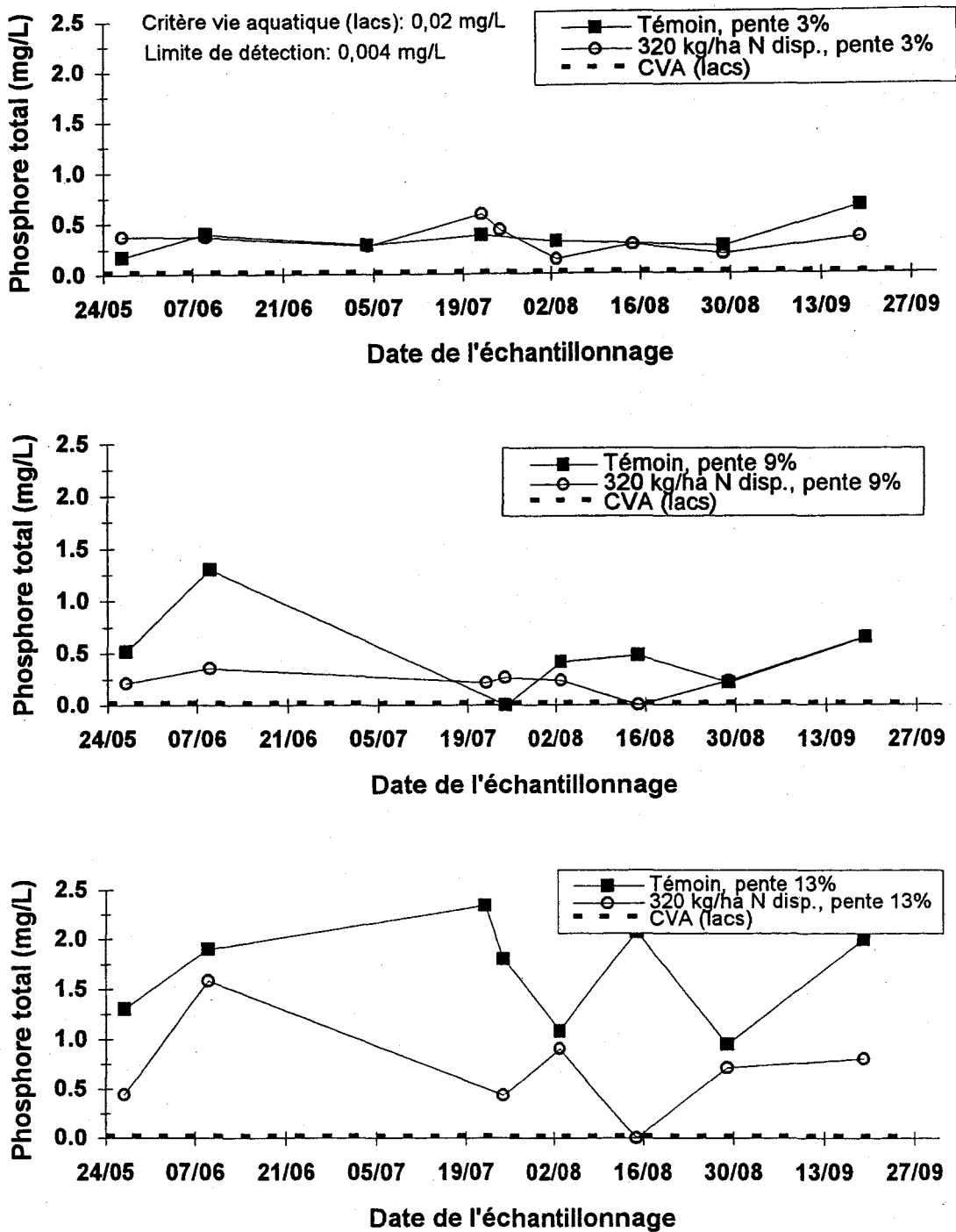


Figure 98 Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en phosphore total de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1994 (Épandages: 20-21 juillet 1994; Fauchages: 17 juin 1994 et 27 août 1994)



### 3.2.3.2.3 Métaux

L'évolution des concentrations en Al, Cd, Cu, Fe, Mn et Pb dissous mesurées dans les eaux de ruissellement récoltées lors des essais de l'expérience no. 3 apparaît aux figures 99 à 110.

Les parcelles témoins permettent d'apprécier l'étendue naturelle de la concentration des différents métaux dans l'eau de ruissellement en fonction des trois niveaux de pente. On constate globalement que la composition chimique de l'eau récoltée dans les parcelles établies sur des pentes de 3, 9 et 13 % est assez homogène et on ne dénote pas d'écarts appréciables entre celles-ci. Selon les figures 99 à 110, les concentrations naturelles observées pour les trois niveaux de pente ont ainsi varié entre 0,03 à 0,15 mg/L pour l'aluminium, entre <0,1 et 0,8 µg/L pour le cadmium, entre <0,01 et 0,03 mg/L pour le cuivre, entre <0,005 et 0,24 mg/L pour le fer, entre <0,002 et 0,01 pour le manganèse et entre <1 et 17 µg/L dans le cas du plomb. À l'exception du fer, les étendues observées à l'état naturel en 1993 et en 1994 pour les six métaux n'ont jamais dépassé les critères de qualité recommandés au Québec pour l'approvisionnement en eau brute (MENVIQ, 1990). Les concentrations de Cu et de Pb des parcelles témoins dépassent les critères de toxicité aiguë pour la vie aquatique (cf. tableau 28). La composition chimique de l'eau à l'état naturel s'est par ailleurs avérée très semblable à celle observée dans le cadre de l'expérience no. 2 (cf. section 3.2.2.3).

L'ensemble des résultats obtenus au niveau des teneurs en métaux de l'eau des six traitements de l'expérience no. 3 tendent à démontrer que les applications de boues sur des pentes de 3, 9 et 13 % n'ont pas eu d'influence majeure sur la qualité des eaux de ruissellement.

Globalement, les observations se rapportant aux concentrations en aluminium et en fer (figures 99, 100, 105 et 106) montrent que les teneurs retrouvées dans les eaux échantillonnées dans les parcelles ayant été amendées avec des boues et établies sur des pentes de 3, 9 et 13 % sont faibles et similaires. Quelques valeurs légèrement plus élevées que celles des courbes témoins peuvent être notées en 1993 dans le cas des traitements comportant l'application de boues sur des pentes de 3 et 13 %. Les écarts observés sont cependant peu marqués et ne permettent pas de mettre en évidence un effet clair et précis. Des concentrations en aluminium plus importantes sont également présentes en 1994 pour les parcelles ayant reçu des boues et situées sur des pentes de 9 et 13 %. Dans ce cas, l'amplitude des différences observées est faible cependant. En outre, l'application des boues ne peut pas expliquer ces valeurs plus élevées puisqu'on les observe au début de la saison 1994 alors que les épandages n'avaient pas encore été réalisés. La variation observée semble donc être inhérente à des facteurs reliés plutôt à l'emplacement des parcelles ou à un faible niveau de contamination des collecteurs.

Dans le cas du cadmium et du cuivre (figures 101 à 104), les courbes des traitements comportant l'épandage de boues sur des pentes de 3, 9 et 13 % montrent des concentrations très faibles pendant les saisons 1993 et 1994 et celles-ci sont en grande partie identiques aux valeurs observées pour les témoins respectifs. Toutes les teneurs mesurées sont très faibles et bien en-deçà des critères de qualité de l'eau brute.

À l'exception de quelques valeurs, les concentrations en manganèse et en plomb (figures 107 à 110) mesurées dans l'eau de ruissellement en relation avec les trois niveaux de

pente au cours des saisons 1993 et 1994 sont très faibles et elles se situent très près de celles observées à l'état naturel. En ce qui a trait au manganèse, une seule valeur se démarque de l'ensemble des autres. Une concentration de 0,85 mg/L a en effet été observée vers la fin de juin 1993 avec le traitement comportant l'application d'une dose de boues de 320 kg/ha d'azote disponible sur une pente de 3 % au début du même mois. Cette parcelle fait aussi partie de l'expérience no. 2 et comme il a déjà été mentionné la valeur plus élevée observée dans l'eau de celle-ci en début de saison peut être attribuable au ruissellement direct de particules de boues ou à une contamination quelconque (cf. section 3.2.2.3). Par ailleurs, les concentrations en plomb de l'eau récoltée dans la nouvelle parcelle établie sur une pente de 3 % et ayant reçu une application de boues seulement en 1994 (200 kg/ha d'azote disponible) sont plus élevées que l'ensemble des valeurs mesurées dans le témoin et les autres traitements. Ces plus grandes concentrations ne sont pas attribuables à l'application des boues puisqu'on les observe surtout en début de saison alors que les épandages de 1994 n'avaient pas encore été réalisés. Une concentration en plomb naturellement plus élevée dans cette parcelle ou la contamination des collecteurs par du sol ou d'autres sources lors de leur installation en 1994 peuvent expliquer les écarts obtenus par rapport à la parcelle témoin, qui n'a pas été déplacée en 1993.

Les problèmes rencontrés avec le système de collecte au début de la saison 1993 ont fait en sorte qu'il n'a pas été possible de bien évaluer les risques de contamination associés aux métaux dans les premières semaines qui ont suivi les épandages. Toutefois, cet aspect a pu être étudié en 1994 à la suite de la deuxième application de boues. Les données recueillies lors des premières semaines suivant les applications tendent à démontrer que les impacts pendant cet période sont aussi négligeables que ceux qui ont été observés pour l'ensemble des deux saisons de croissance.

Les travaux menés dans le cadre de l'expérience no. 3 tendent à démontrer que, dans les conditions éprouvées en plantation d'arbres de Noël, la valorisation des boues à des doses annuelles de l'ordre de 200 et 320 kg/ha d'azote disponible sur des terrains atteignant un niveau de pente de 13 % comporte peu de risques de contamination de l'eau de ruissellement par les métaux. À une distance de 3 m de la zone d'épandage, aucun impact appréciable n'a en effet été observé.

Il existe peu de travaux qui ont étudié l'influence de la pente sur la contamination des eaux de ruissellement par les métaux (cf. section 1.2.4) et à cet effet, les résultats obtenus dans le cadre de la présente expérience apportent ainsi des informations pertinentes. Bien qu'elle tend à démontrer que l'impact de l'application en pente des boues en plantation d'arbres de Noël est négligeable, cette expérience demeure spécifique aux conditions éprouvées et elle n'est pas exhaustive. Sous certaines situations (ex.: pente supérieure à 13 %, sol peu couvert par la végétation, sol très peu poreux et perméable, précipitations très intenses et abondantes peu de temps après les épandages), il est en effet possible que la migration des métaux associés aux boues soit plus grande que celle observée avec l'expérience no. 3. Par ailleurs, l'influence de la valorisation des boues sur la qualité de l'eau de ruissellement lors du dégel printanier n'a pas été étudiée. En outre, le type de

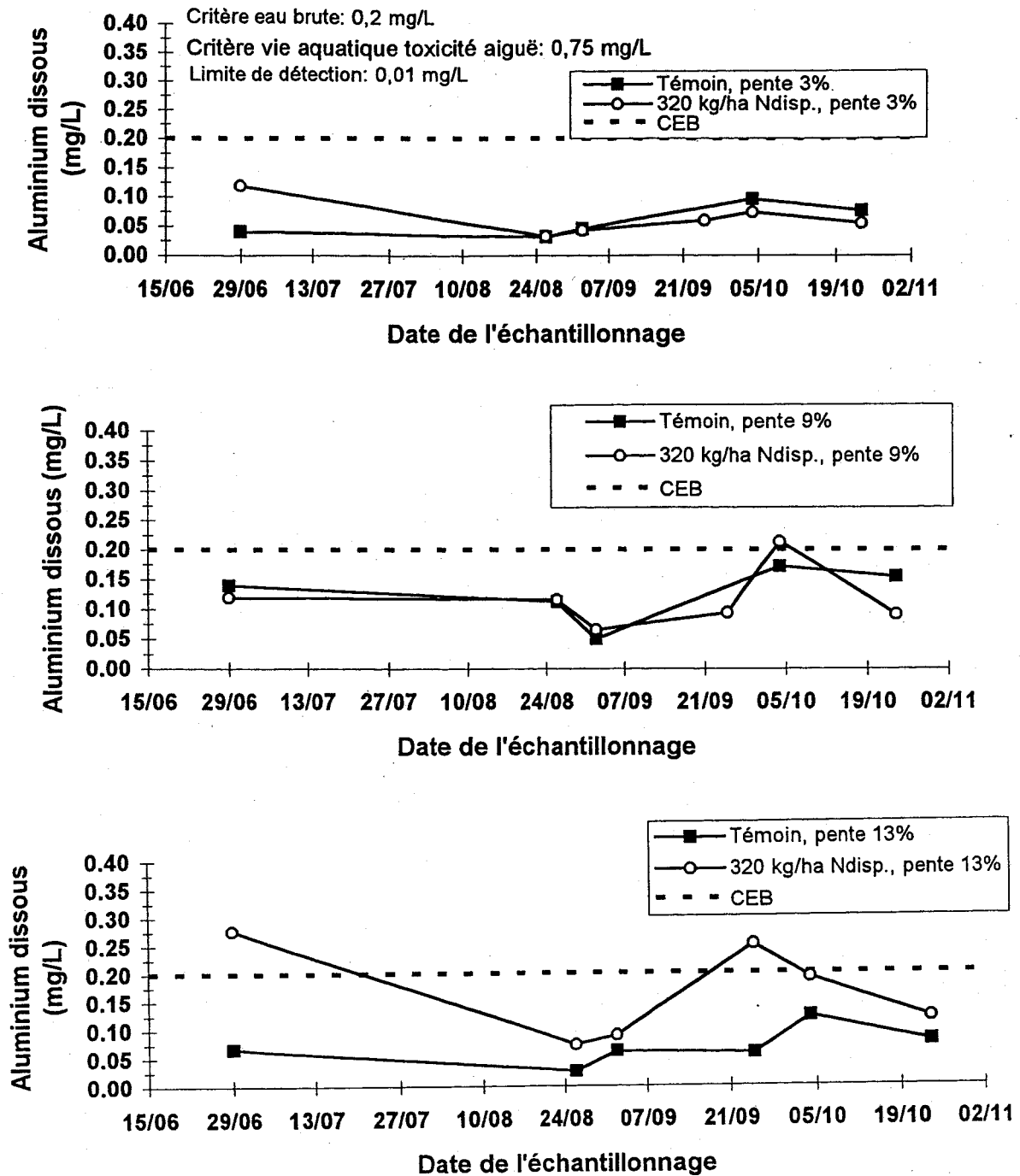


Figure 99 Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en aluminium dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1993 (Épandages: 20-21 juillet 1994; Fauchages: 17 juin 1994 et 27 août 1994)

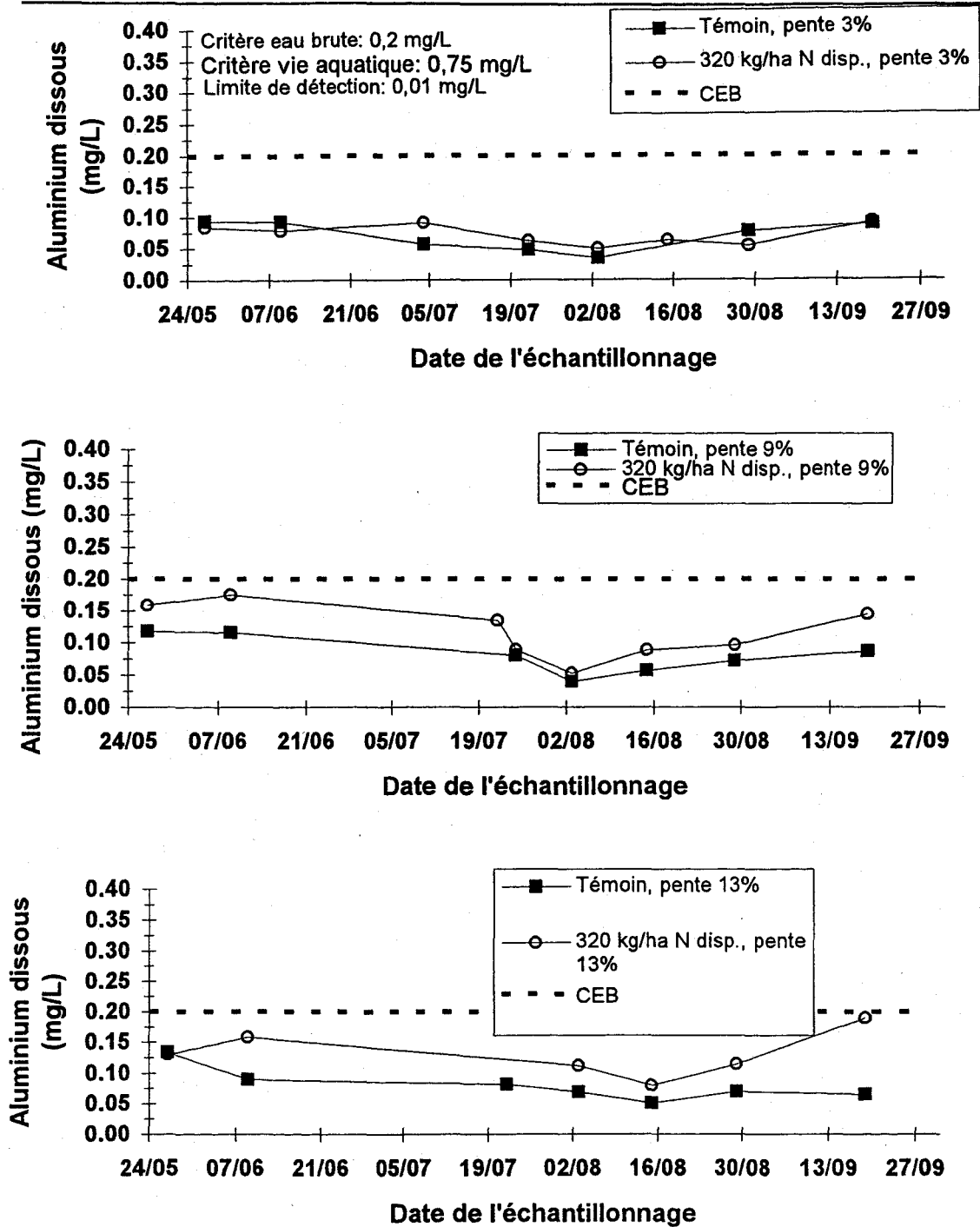


Figure 100 Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en aluminium dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1994 (Épandages: 20-21 juillet 1994; Fauchages: 17 juin 1994 et 27 août 1994)

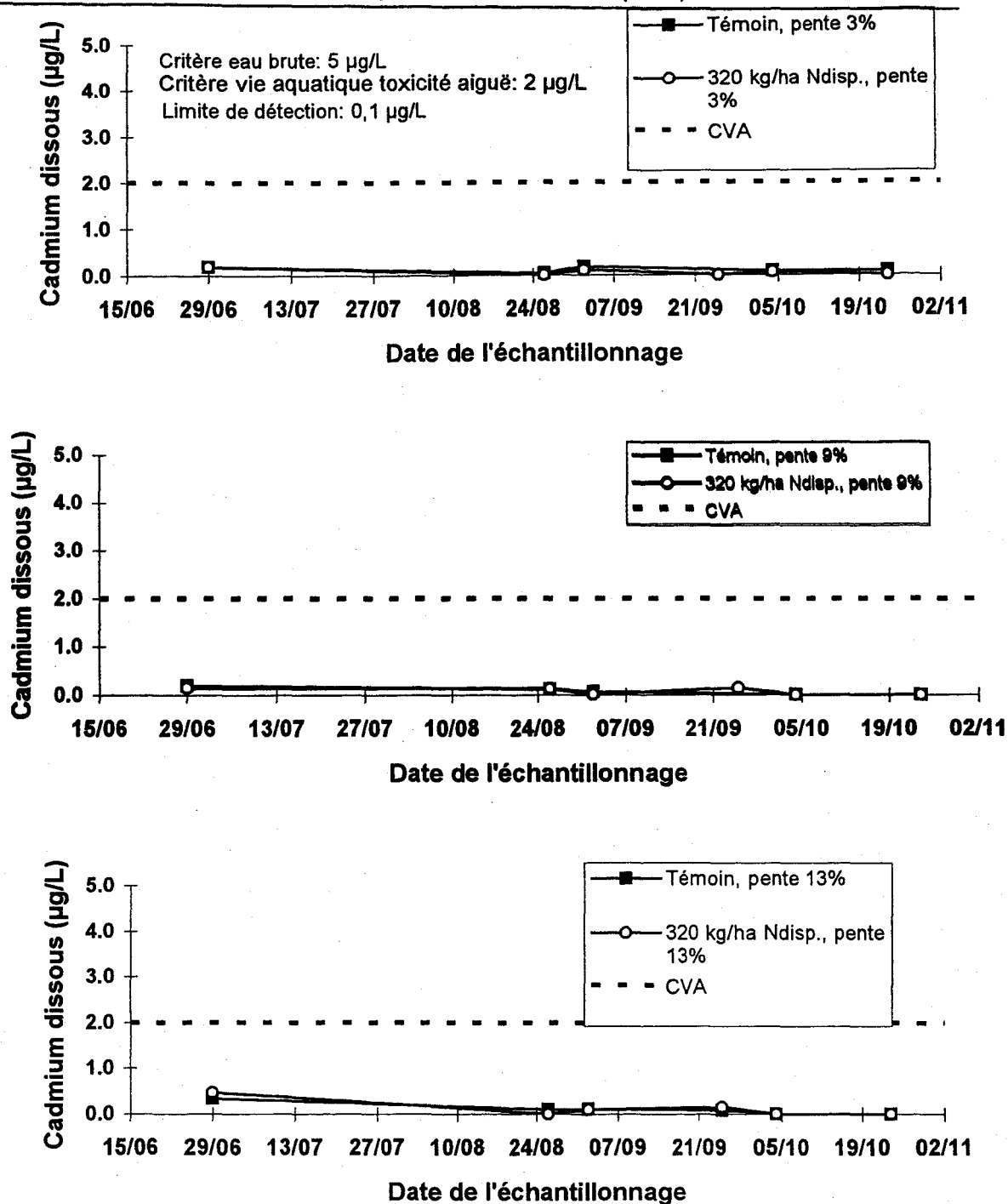


Figure 101 Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en cadmium dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1993 (Épandages: 20-21 juillet 1994; Fauchages: 17 juin 1994 et 27 août 1994)

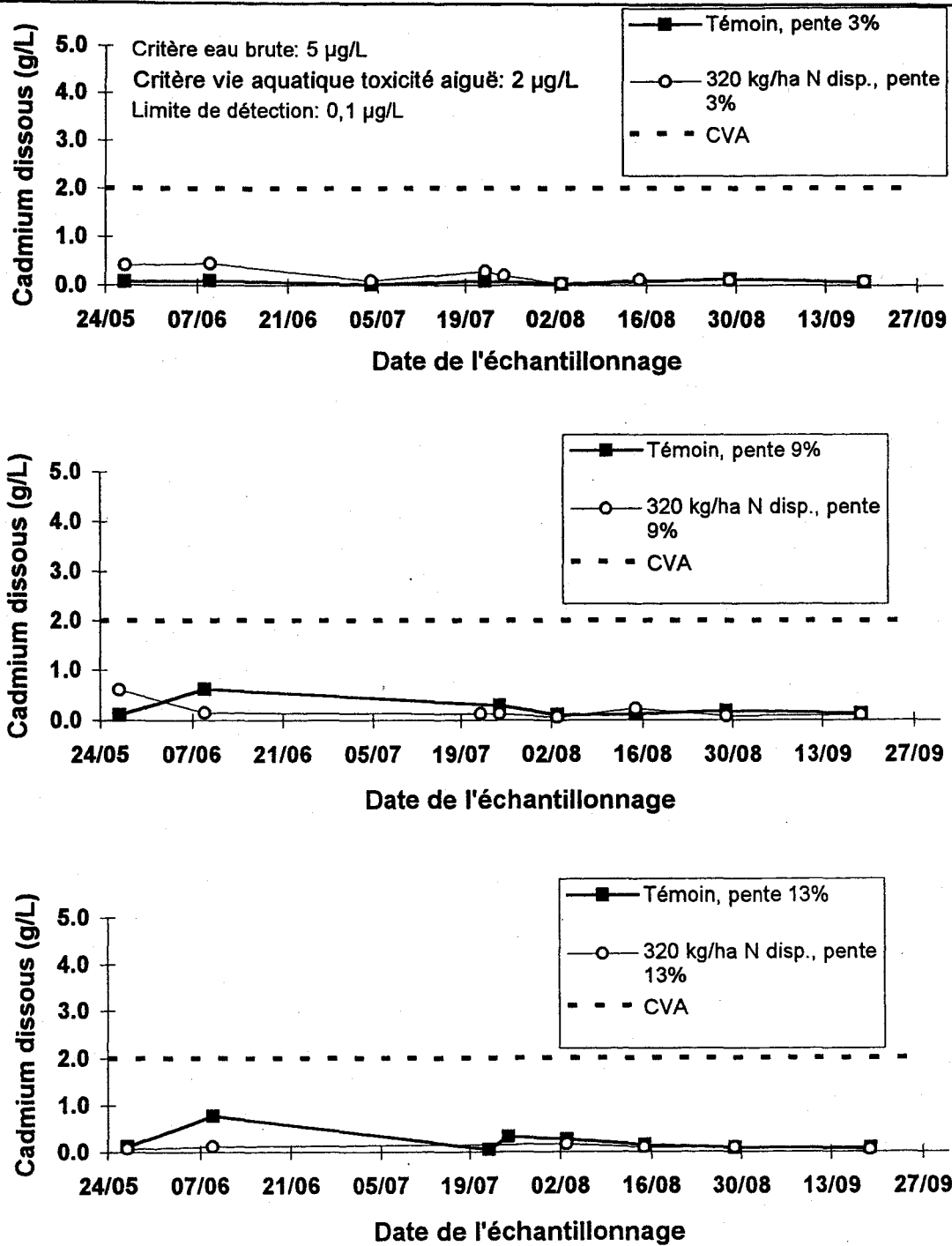


Figure 102 Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en cadmium dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1994 (Épandages: 20-21 juillet 1994; Fauchages: 17 juin 1994 et 27 août 1994)

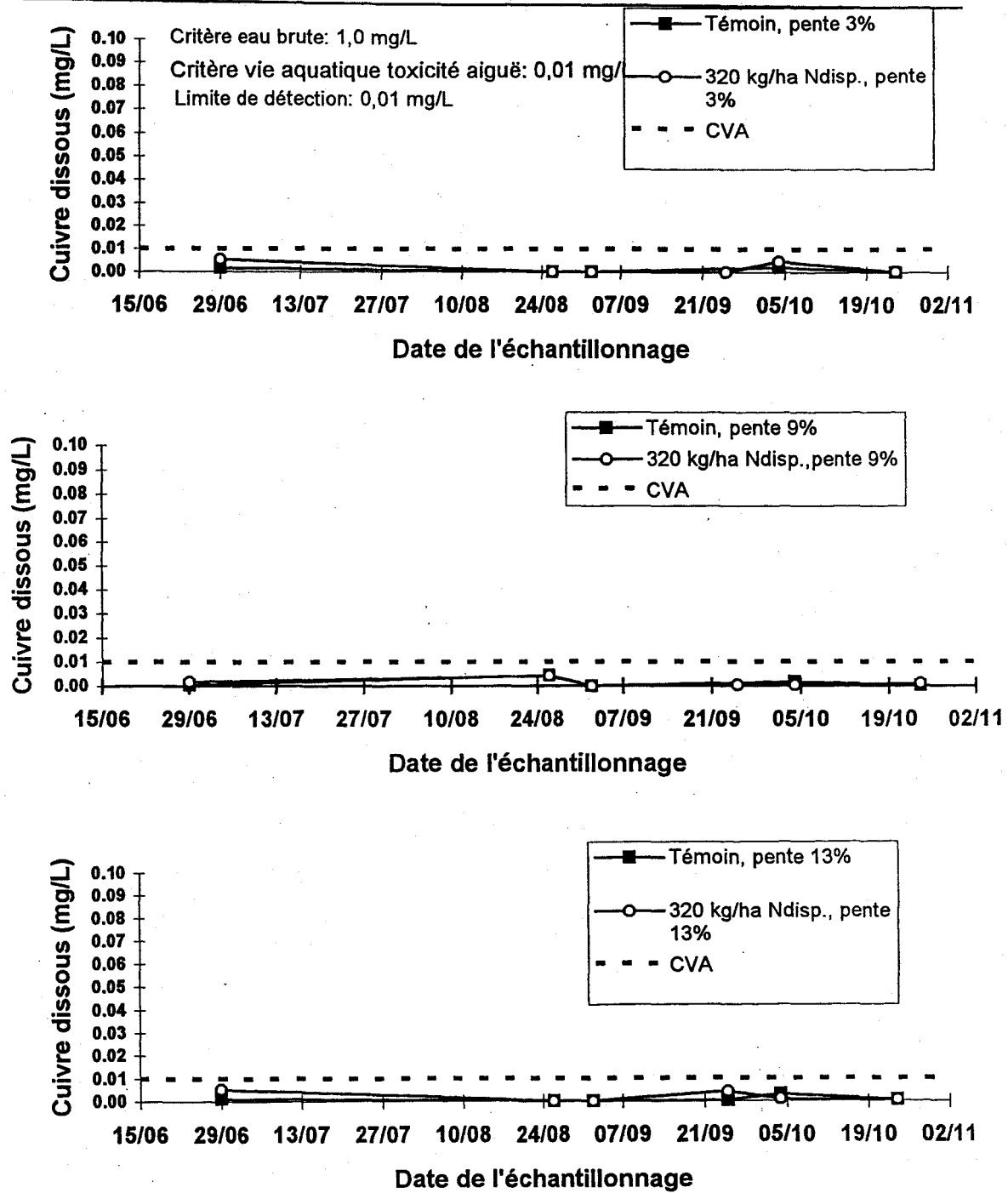


Figure 103 Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en cuivre dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1993 (Épandages: 20-21 juillet 1994; Fauchages: 17 juin 1994 et 27 août 1994)

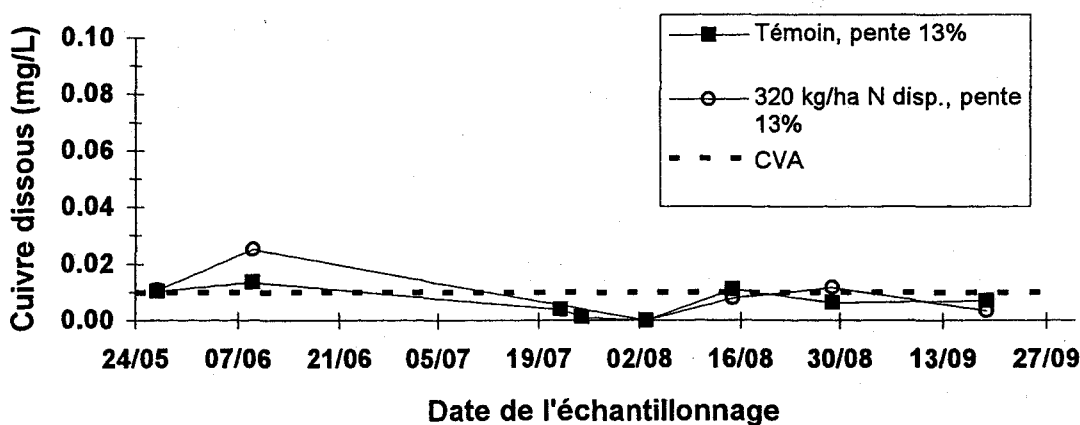
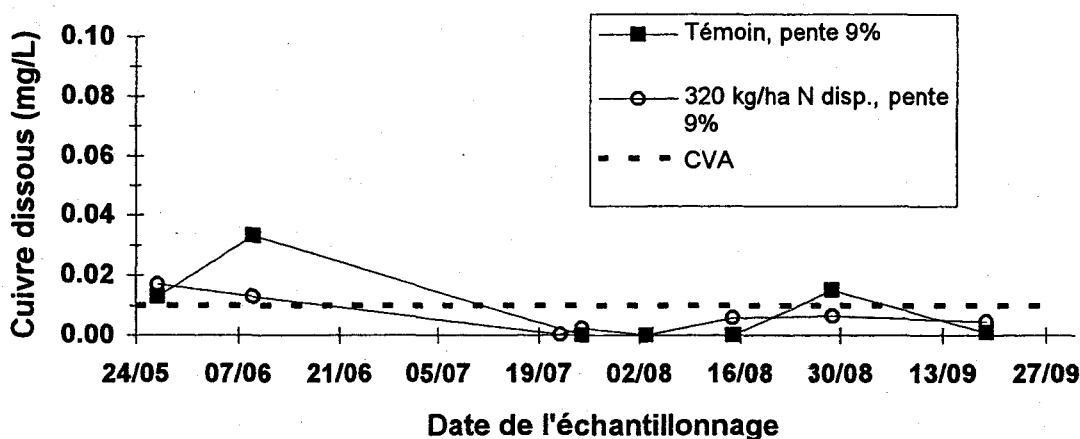
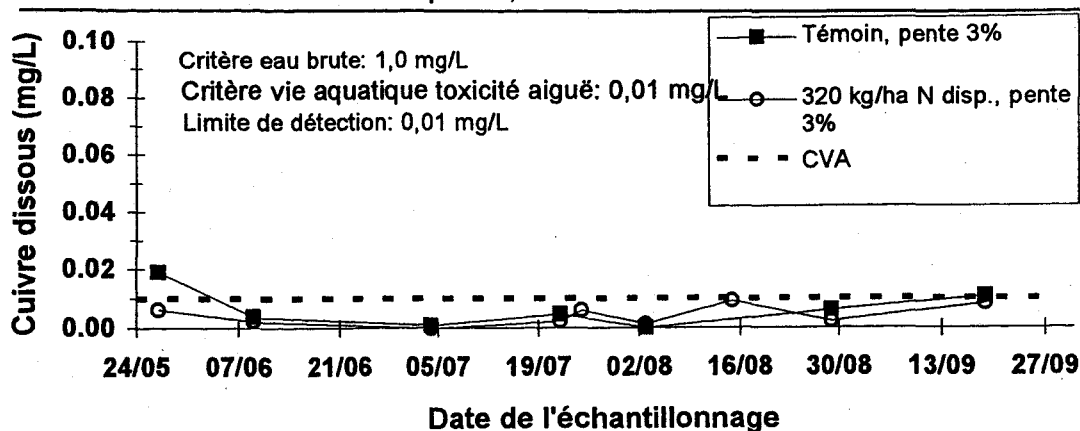


Figure 104 Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en cuivre dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1994 (Épandages: 20-21 juillet 1994; Fauchages: 17 juin 1994 et 27 août 1994)



350 Évaluation environnementale et sylvicole de différentes pratiques de valorisation...

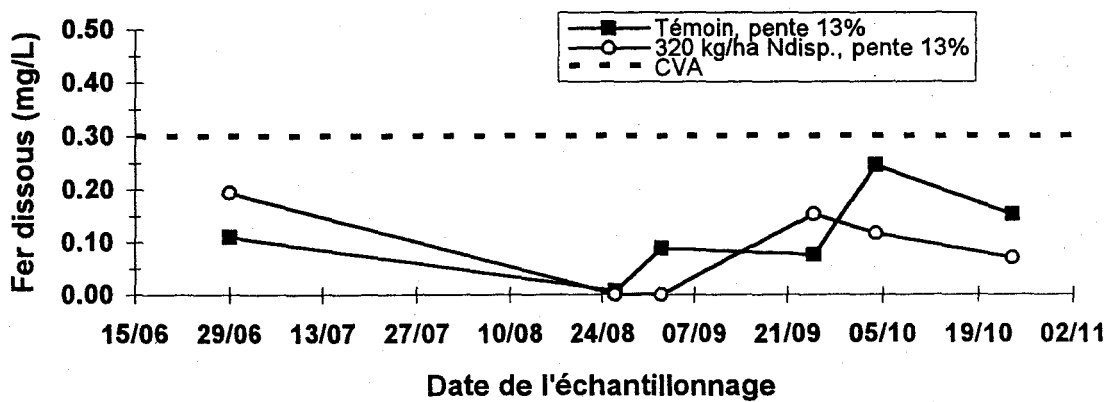
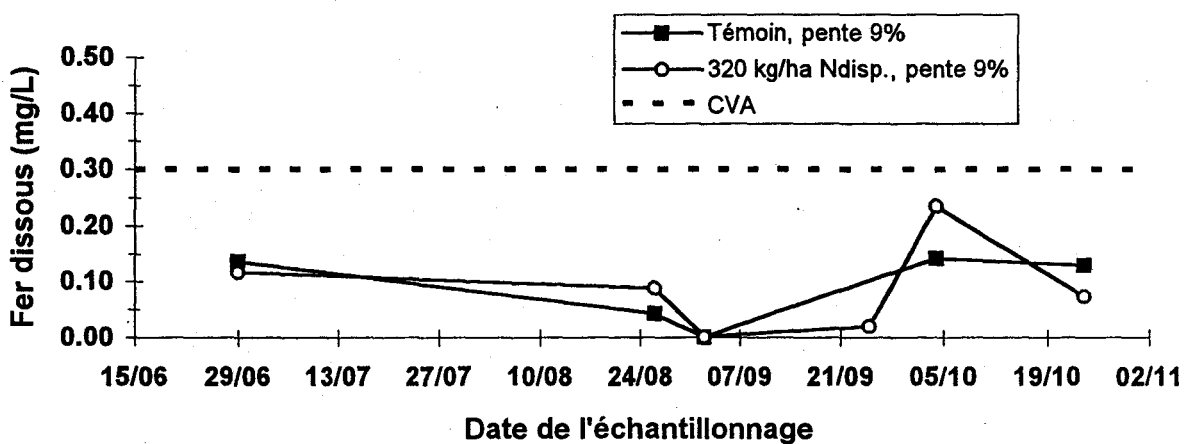
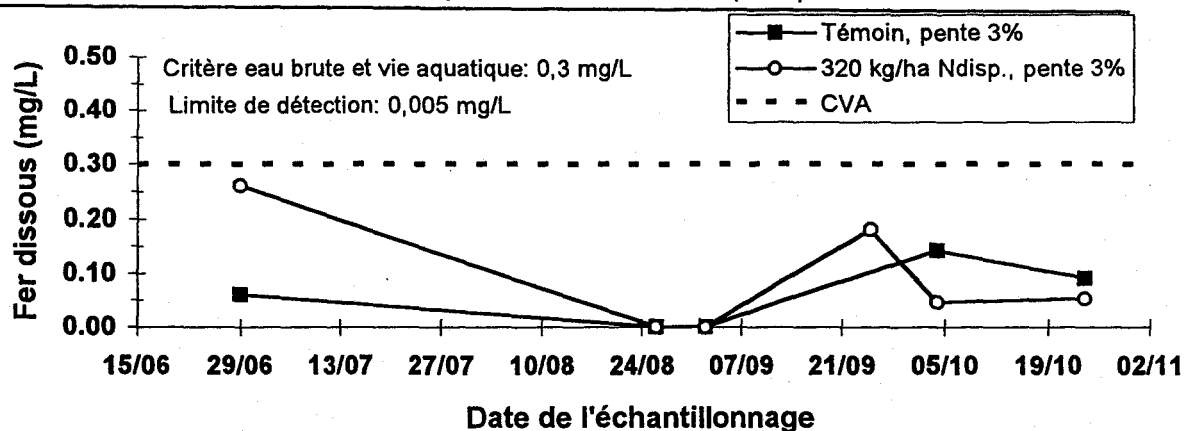


Figure 105 Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en fer dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1993 (Épandages: 20-21 juillet 1994; Fauchages: 17 juin 1994 et 27 août 1994)

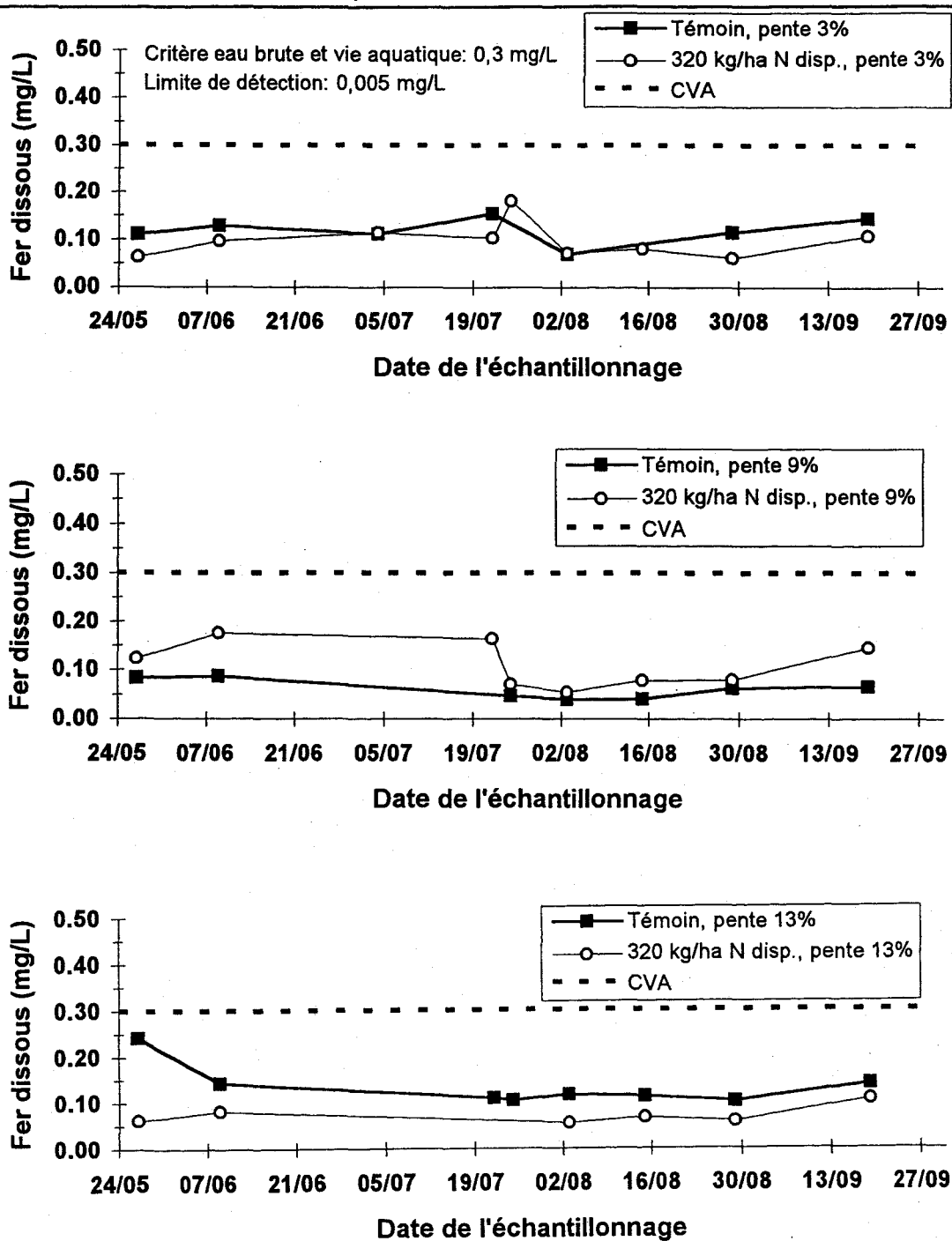


Figure 106 Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en fer dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1994 (Épandages: 20-21 juillet 1994; Fauchages: 17 juin 1994 et 27 août 1994)

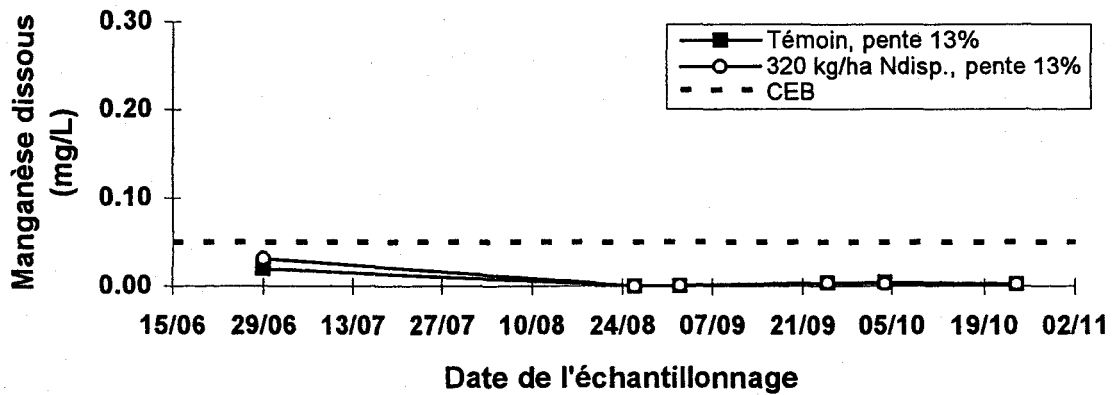
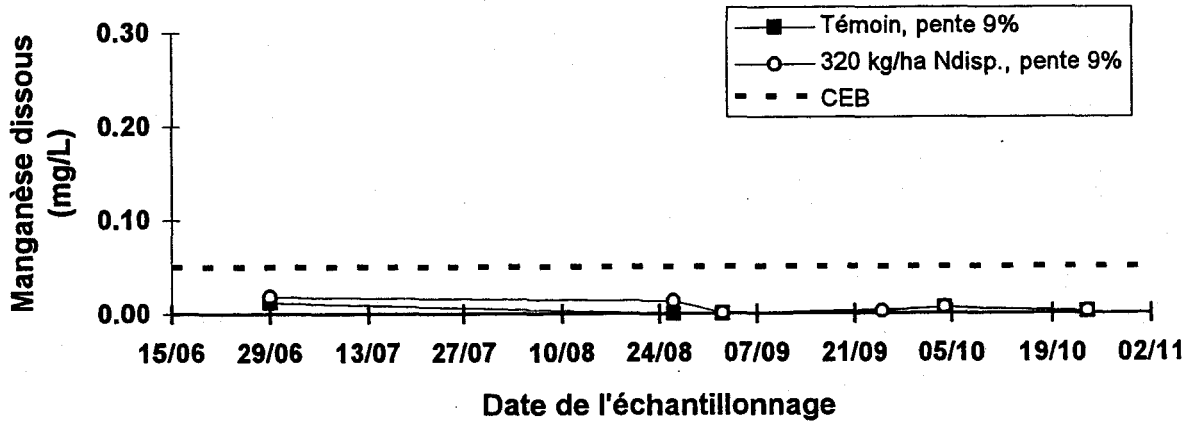
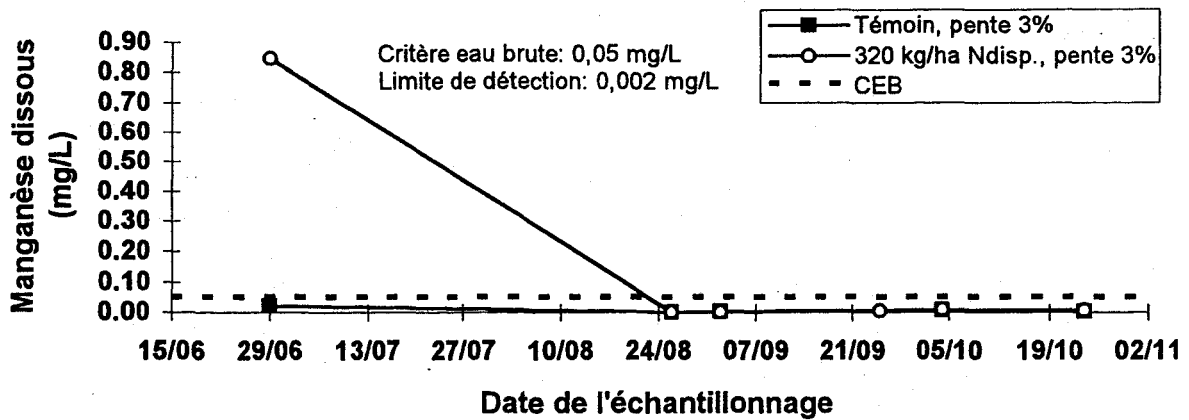


Figure 107

Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en manganèse dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1993

(Épandages: 20-21 juillet 1994; Fauchages: 17 juin 1994 et 27 août 1994)

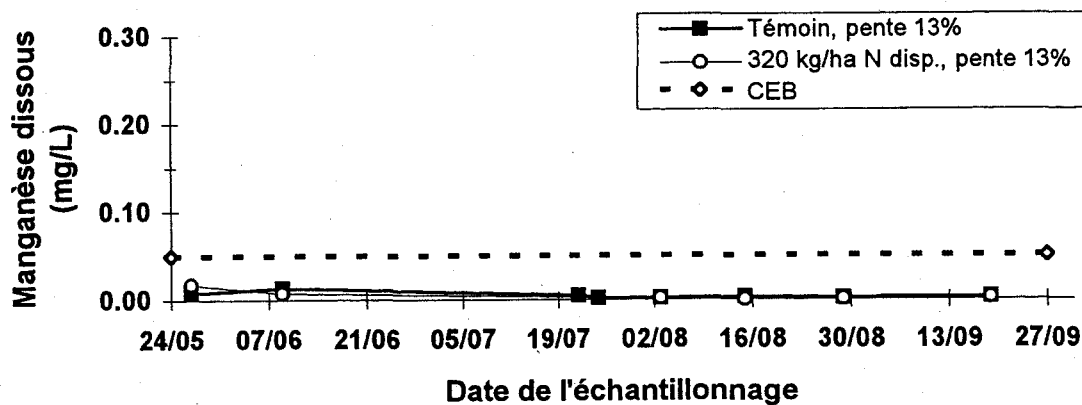
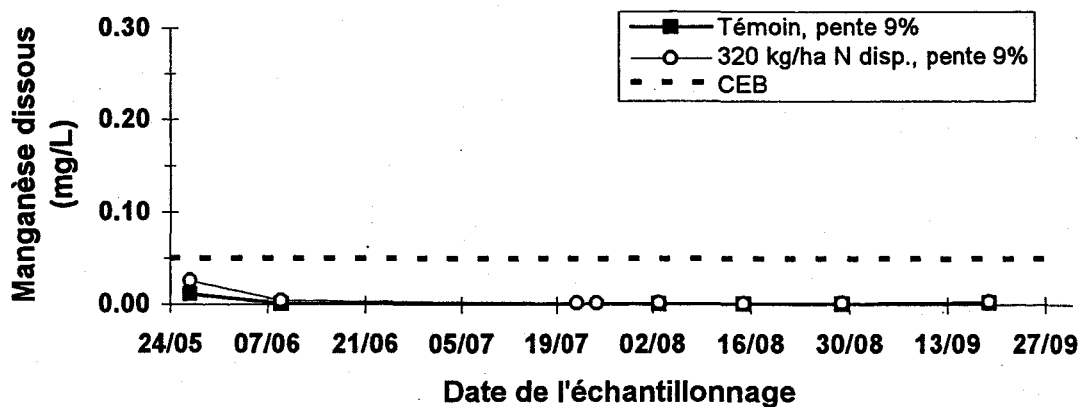
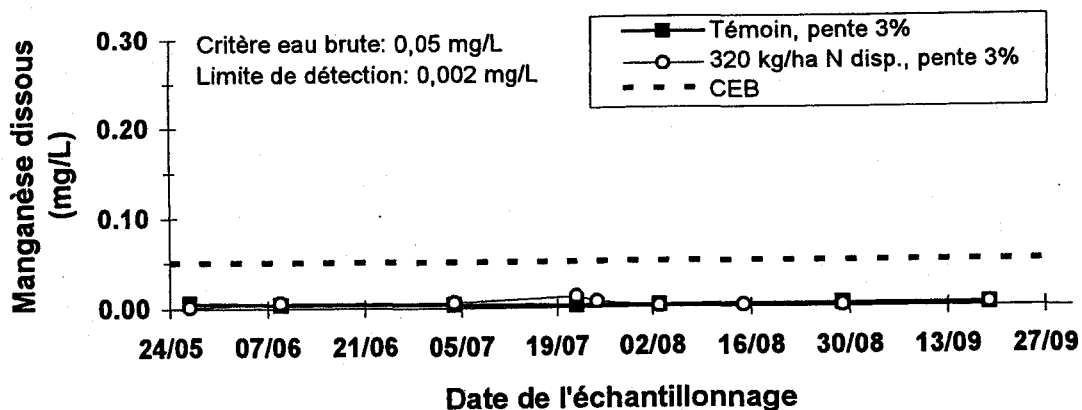


Figure 108 Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en manganèse dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1994 (Épandages: 20-21 juillet 1994; Fauchages: 17 juin 1994 et 27 août 1994)

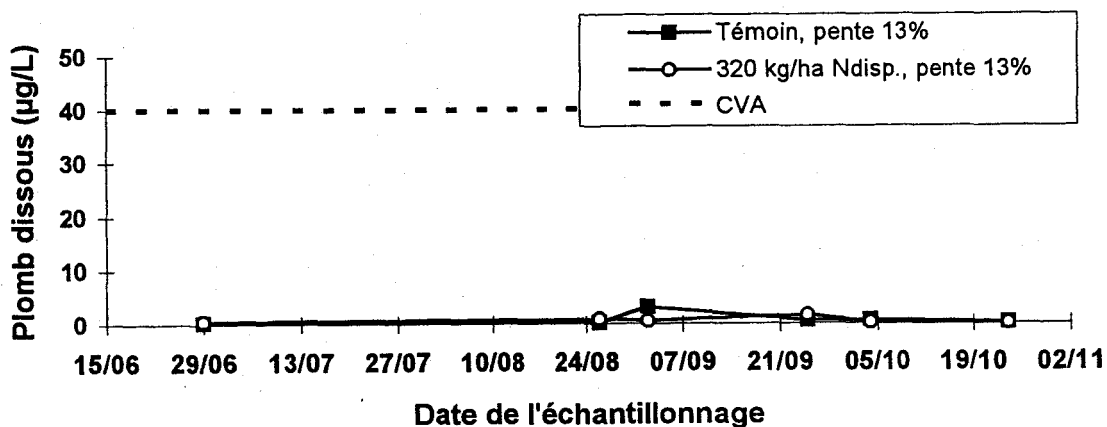
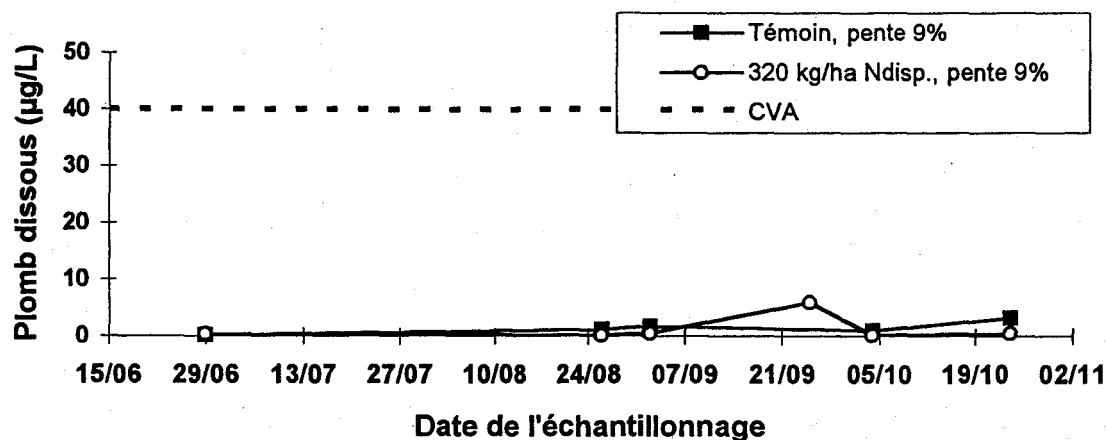
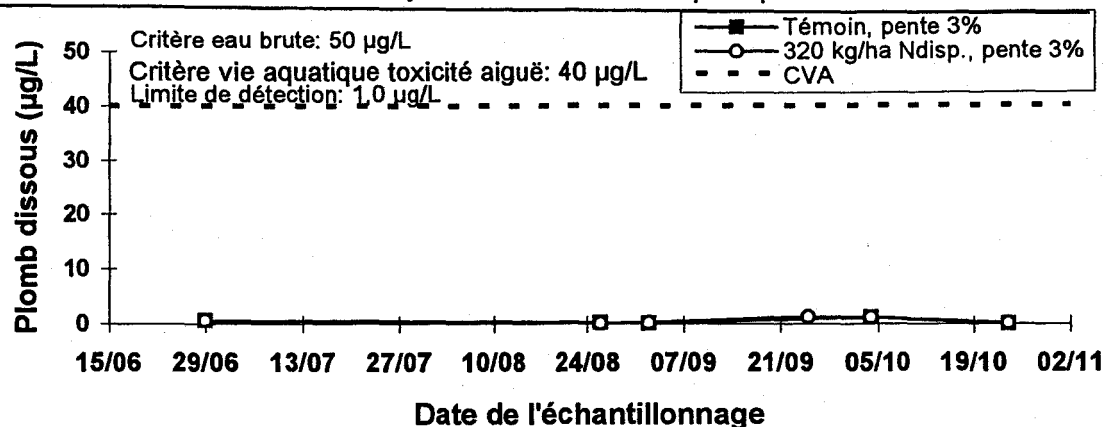


Figure 109 Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en plomb dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1993  
 (Épandages: 20-21 juillet 1994; Fauchages: 17 juin 1994 et 27 août 1994)

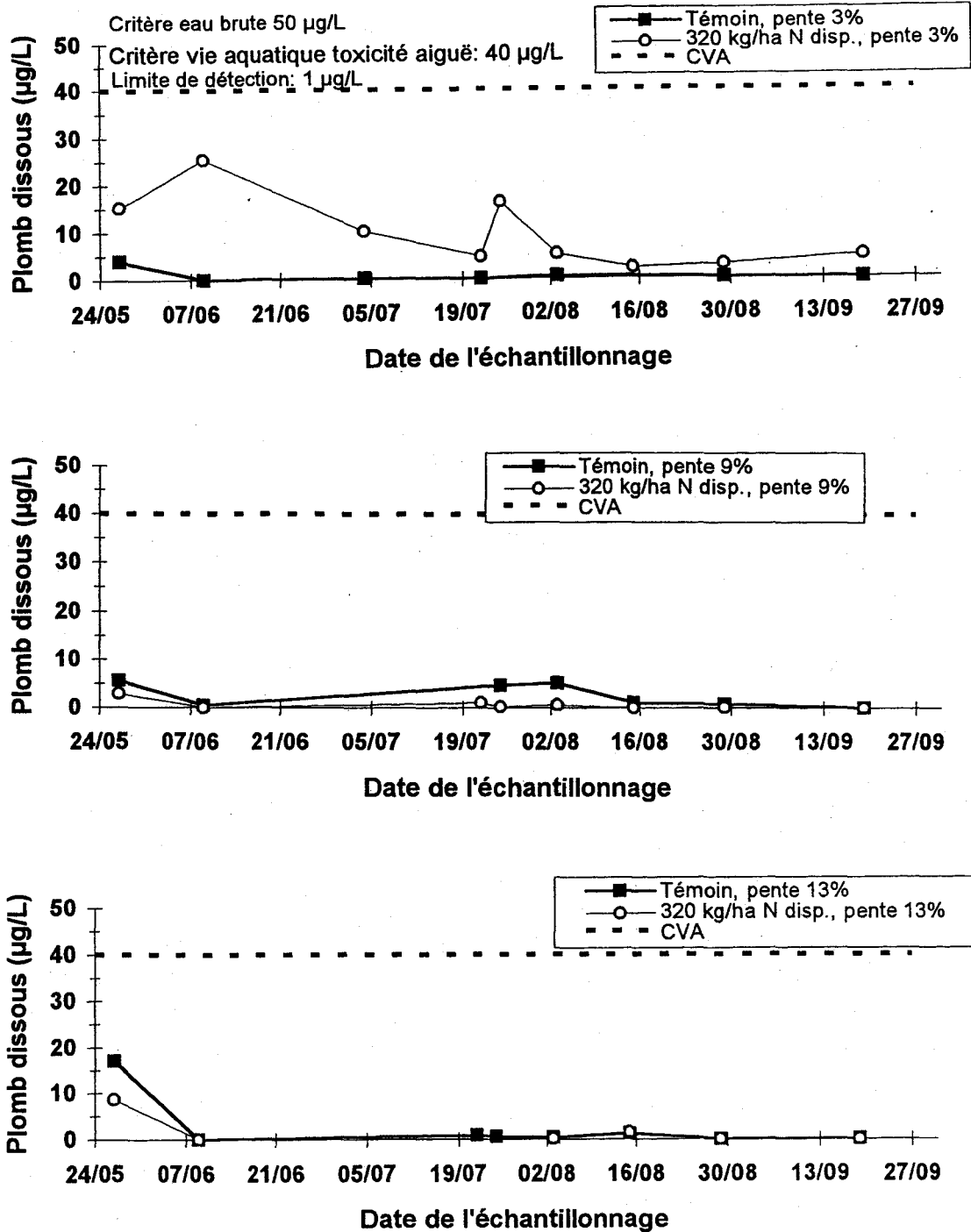


Figure 110 Influence de l'application de boues en pente sur la teneur en plomb dissous de l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours de la saison 1994 (Épandages: 20-21 juillet 1994; Fauchages: 17 juin 1994 et 27 août 1994)

suivi effectué n'a pas permis de considérer les mouvements latéraux de l'eau et des métaux dans le sol, de même que le volume d'eau ruisselé.

Considérant la nature spécifique et incomplète des travaux réalisés dans le cadre de cette expérience, la poursuite des études sur le suivi de la qualité de l'eau de ruissellement est à préconiser. La contamination des eaux de ruissellement par les métaux devra faire l'objet d'études plus élaborées afin de vérifier les critères relatifs aux caractéristiques du milieu récepteur permettant des épandages sur une pente de terrain de 9%. Pour être en mesure de mieux évaluer la qualité de l'eau de ruissellement, le dispositif expérimental utilisé devra tenir compte du volume d'eau ruisselé. Et comme mentionné précédemment (section 3.2.1.2), les critères liés à l'eau (e.g. distance minimum d'épandage à respecter en bordure des cours d'eau) devront également être vérifiés.

#### **3.2.3.2.4 Agents pathogènes**

Les difficultés à échantillonner suffisamment d'eau dans les collecteurs pour la réalisation complète des analyses microbiologiques ont conduit à l'obtention de nombreuses données manquantes. Les décomptes bactériens ont également montré beaucoup de variabilité pour les trois collecteurs d'un même traitement. Les écarts-types des moyennes pour chaque traitement, qui pouvaient être calculées à partir de deux ou trois données, se sont avérés très grands et des coefficients de variation supérieurs à 150 % ont été fréquemment observés. Dans plusieurs cas, un seul des trois collecteurs du traitement a pu être échantillonné. Considérant leur nature fragmentaire et variable, l'évolution des populations bactériennes au niveau de chacun des trois collecteurs de chaque traitement sont donc présentés. Les données recueillies pendant les saisons 1993 et 1994 apparaissent ainsi aux figures 111 à 113. Par ailleurs, toutes les recherches effectuées au niveau des salmonelles se sont montrées négatives.

Selon la figure 111, on constate que l'application de boues sur des parcelles établies sur des pentes variant entre 3 et 13 % ne semble pas avoir mené à la contamination des eaux par les coliformes fécaux. Les étendues naturelles des populations mesurées dans l'eau recueillie dans les parcelles témoins sont comparables et elles varient entre  $10^{0,5}$  et  $10^{3,8}$  UFC/100 ml pour la pente de 3 %, entre  $10^{1,0}$  et  $10^{3,0}$  UFC/100 ml pour la pente de 9 % et entre  $10^{0,5}$  et  $10^{3,5}$  UFC/100 ml pour la pente de 13 %. Dans le cas des parcelles ayant reçu des boues, les populations de coliformes fécaux sont très semblables à celles des témoins et elles se situent entre  $10^{0,7}$  et  $10^{4,5}$  UFC/100 ml pour la pente de 3 %, entre 100,3 et  $10^{4,2}$  UFC/100 ml pour la pente de 9 % et entre  $10^{0,5}$  et  $10^{3,8}$  UFC/100 ml pour la pente de 13 %.

Les résultats se rapportant aux coliformes totaux (figure 112) tendent à démontrer également que la valorisation des boues n'a pas eu d'impacts appréciables sur la qualité microbiologique de l'eau de ruissellement. Les étendues observées au niveau des parcelles amendées avec des boues ressemblent grandement à celles des témoins. Ainsi, les populations respectives de l'eau provenant des témoins ont varié entre  $10^{3,7}$  et  $10^{7,5}$  UFC/100 ml pour la pente de 3 %, entre  $10^{4,3}$  et  $10^{7,2}$  UFC/100 ml pour la pente de 9 % et entre 104,1 et 108,0 UFC/100 ml pour la pente de 13 %. Le nombre de coliformes totaux a par ailleurs varié entre  $10^{2,9}$  et  $10^{7,3}$  UFC/100 ml pour la pente de 3 %, entre  $10^{4,1}$  et  $10^{8,8}$  UFC/100 ml pour la pente de 9 % et entre  $10^{3,5}$  et  $10^{8,0}$  UFC/100 ml pour la pente de 13 %. L'évolution des populations d'entérocoques dans l'eau de ruissellement (figure 113)

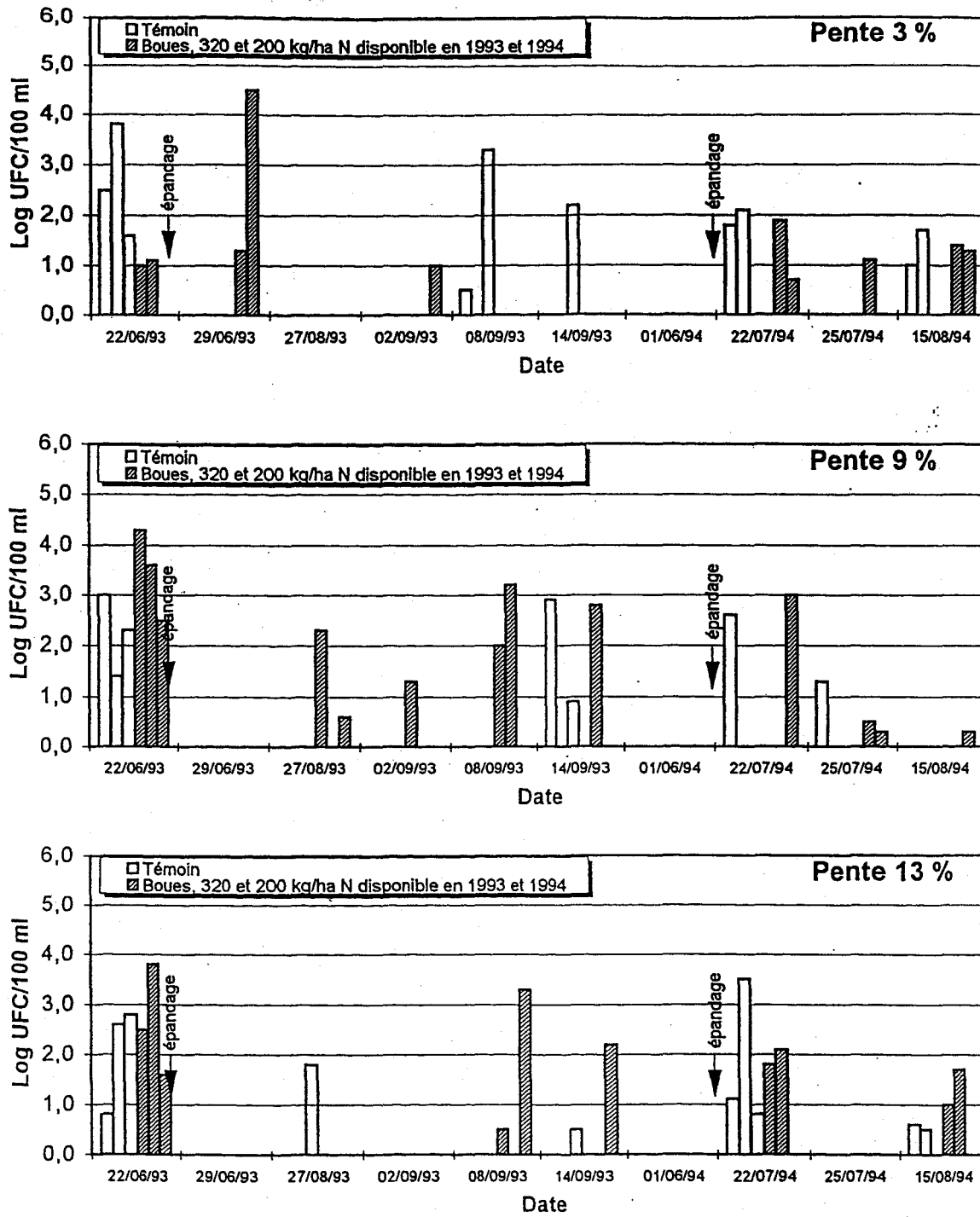


Figure 111 Influence de l'application de boues en pente sur le niveau des coliformes fécaux dans l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours des saisons 1993 et 1994



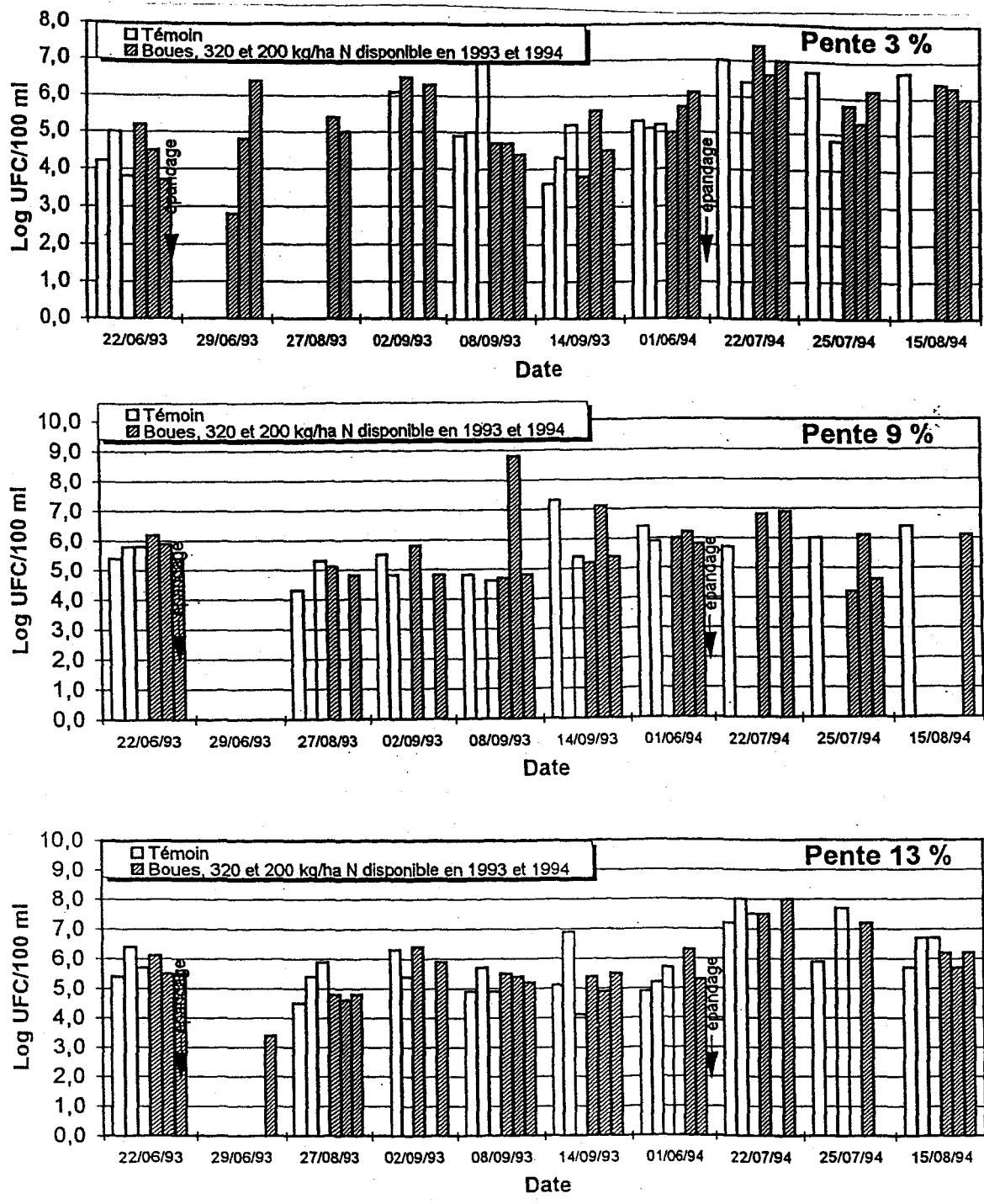


Figure 112 Influence de l'application de boues en pente sur le niveau des coliformes totaux dans l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours des saisons 1993 et 1994

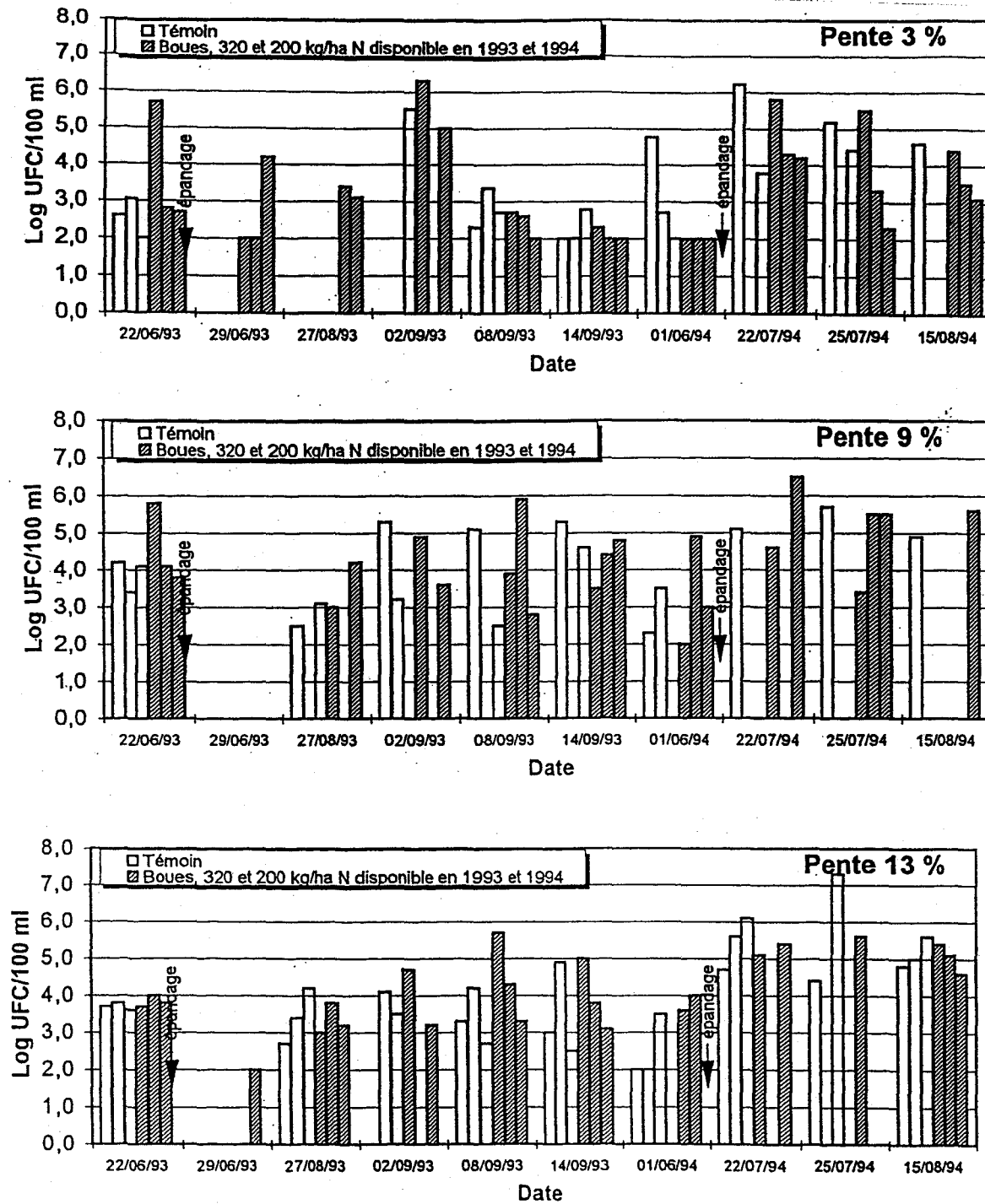


Figure 113 Influence de l'application de boues en pente sur le niveau des entérocoques dans l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël (expérience no. 3) au cours des saisons 1993 et 1994

est comparable à celle des coliformes fécaux et totaux et elle montre que les traitements considérés semblent comporter peu de risques de contamination. Les résultats obtenus au niveau des témoins montrent que les populations naturelles ont varié entre  $10^{2.0}$  et  $10^{6.2}$  UFC/100 ml pour la pente de 3 %, entre  $10^{2.5}$  et  $15^{5.8}$  UFC/100 ml pour la pente de 9 % et entre  $10^{2.0}$  et  $10^{7.2}$  UFC/100 ml pour la pente de 13 %. En comparaison, les étendues observées pour les traitements comportant l'épandage de boues se situent entre  $10^{2.0}$  et  $10^{6.2}$  UFC/100 ml pour la pente de 3 %, entre  $10^{2.0}$  et  $10^{6.5}$  UFC/100 ml pour la pente de 9 % et entre  $10^{2.0}$  et  $10^{5.8}$  UFC/100 ml pour la pente de 13 %.

Les figures 111 à 113 ne permettent pas de dégager de tendances claires et marquées au niveau des analyses microbiologiques réalisées pour chaque date considérée. Les résultats sont en effet très variables et, dans plusieurs cas, les difficultés à prélever de l'eau dans certains collecteurs font en sorte qu'ils ne sont pas complets. Malgré tout, les informations recueillies en 1993 et en 1994 tendent globalement à démontrer que les risques de contamination sont faibles dans les conditions éprouvées. Les problèmes rencontrés avec le système de collecte au début de la saison 1993 ont par ailleurs fait en sorte qu'il n'a pas été possible d'évaluer la qualité microbiologique de l'eau dans les premières semaines qui ont suivi les épandages. Toutefois, cet aspect a pu être étudié en 1994 à la suite de la deuxième application de boues. Les données recueillies lors des premières semaines suivant les épandages de 1994 tendent ainsi à démontrer que les impacts pendant cette période sont également négligeables.

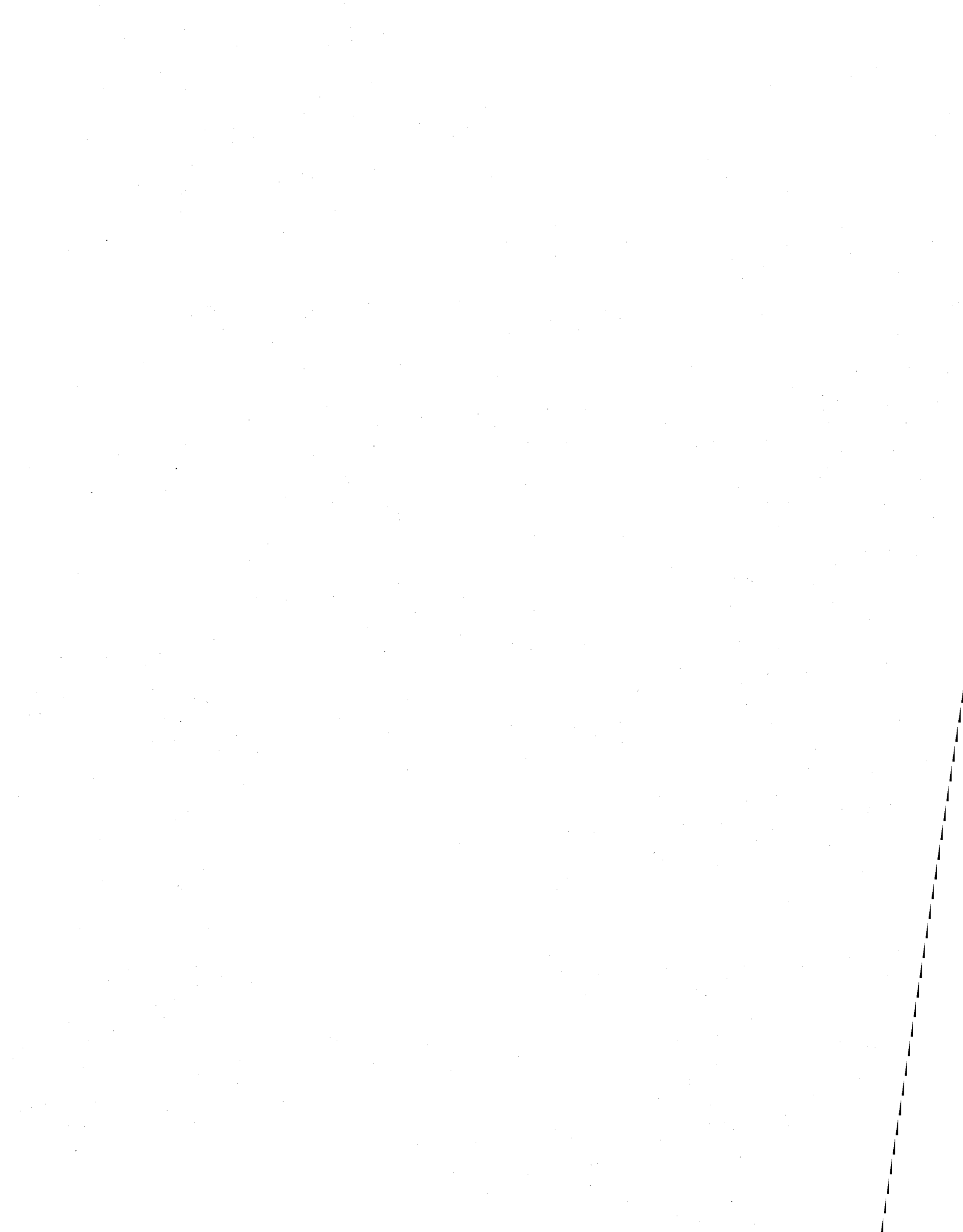
Les recommandations canadiennes concernant les eaux utilisées à des fins récréatives ou destinées à l'irrigation agricole (Gouvernement du Canada, 1987) permettent d'apprécier et de situer la qualité microbiologique de l'eau de ruissellement recueillie dans le cadre de l'expérience no. 3. Selon la section 1.2.4.3, les eaux destinées à des fins récréatives doivent comporter moins de 200 coliformes fécaux/100 ml. Dans le cas de l'eau pouvant être utilisée à des fins agricoles, les populations de coliformes fécaux et totaux ne doivent pas dépasser 100 et 1000 bactéries/100 ml respectivement. On constate ainsi que la plupart des échantillons d'eau récoltés dans la plantation d'arbres de Noël ne répondent pas à ces exigences avec des populations variant entre  $10^{0.5}$  et  $10^{4.5}$  UFC/100 ml pour les coliformes fécaux et entre  $10^{2.9}$  et  $10^{8.8}$  UFC/100 ml pour les coliformes totaux.

De nombreuses sources de contamination pourraient expliquer les populations bactériennes assez importantes au niveau des coliformes et des entérocoques dans l'eau de ruissellement de la plantation d'arbres de Noël. Des quantités appréciables de ces microorganismes pourraient être reliées à la présence d'insectes, de vers de terre, de campagnols, d'oiseaux et d'autres animaux dans la plantation. Les vers de terre en particulier pouvaient s'introduire facilement dans les canaux et s'y reproduire en nombre relativement élevé pendant les périodes où il n'y avait pas d'échantillonnage. Les campagnols ont également été observés plusieurs fois dans l'entourage des collecteurs. La plantation d'arbres de Noël a par ailleurs été établie il y a six ou sept ans sur une ancienne prairie qui a reçu des déjections animales à plusieurs reprises. Finalement, il n'est pas impossible que la circulation des travailleurs, de la machinerie et des animaux puisse avoir permis le transport de microorganismes entre les différentes parcelles. À cet effet, les données obtenues au niveau du sol suggèrent cependant qu'il n'y a pas eu de contamination importante entre les parcelles (expérience no. 2, cf. section 3.2.2.2).

L'analyse microbiologique du sol des expériences nos. 2 et 3 (cf. sections 3.2.2.2 et 3.2.3.1) montre que les populations de coliformes fécaux, de coliformes totaux et d'entérocoques ont augmenté pendant quelques semaines sous l'effet des épandages. Les résultats obtenus au niveau de l'eau de ruissellement tendent toutefois à démontrer qu'il n'y a pas de corrélation importante entre les populations observées dans le sol à l'intérieur des parcelles et dans l'eau de ruissellement prélevée à 3 m au bas et à l'extérieur de la zone soumise aux applications de boues. L'adsorption des microorganismes au niveau du sol et la filtration exercée par le couvert végétal pourraient expliquer que ceux-ci n'aient pas été transportés par l'eau de ruissellement.

Il existe peu d'études qui ont permis d'évaluer la qualité microbiologique de l'eau de ruissellement à la suite de la valorisation sylvicole de boues. Selon Nelson et King (1990), les épandages de boues en milieu forestier semblent comporter peu de risques de contamination des eaux de surface par les agents pathogènes. En milieu agricole, Dunigan et Dick (1980) ont toutefois observé une augmentation des coliformes fécaux jusqu'à  $10^4$  UFC/100 ml pendant les trois premières semaines qui ont suivi un épandage de boues non stabilisées. À la lumière de ces résultats, ces chercheurs rapportent qu'il est préférable de valoriser des boues stabilisées.

Des conditions plus favorables à la contamination microbiologique des eaux de ruissellement que celles des présents essais pourraient être rencontrées. De plus, considérant la nature spécifique et incomplète des travaux réalisés dans le cadre de cette expérience, la poursuite des études sur le suivi de la qualité de l'eau de ruissellement est à préconiser. La contamination des eaux de ruissellement par les agents pathogènes devra faire l'objet d'études plus élaborées afin de vérifier les critères relatifs aux caractéristiques du milieu récepteur permettant des épandages sur une pente de terrain de 9%. Pour être en mesure de mieux évaluer la qualité de l'eau de ruissellement, le dispositif expérimental utilisé devra tenir compte du volume d'eau ruisselé.



## **4 IMPLICATIONS PRATIQUES**

---

Ce chapitre rassemble les éléments les plus significatifs de l'étude sur le plan pratique et en apprécie la valeur. Les critères de bonnes pratiques du Guide québécois de valorisation sylvicole sur lesquels les résultats ont une incidence sont passés en revue et validés. La faisabilité purement pratiques de la valorisation sylvicole, les avantages et inconvénients de l'utilisation des boues en milieu forestier, de même que les besoins de recherches identifiés y sont présentés.

### **4.1 Validation des critères de bonnes pratiques**

#### **4.1.1 Qualité des boues**

##### **4.1.1.1 Analyse des boues**

La prise en considération de la teneur en nitrates des boues lors de l'établissement des plans de fertilisation et de valorisation paraît ne pas être toujours pertinente. L'analyse des boues utilisées dans le cadre de ce projet montre en effet que cette fraction est négligeable. Plusieurs données recensées au Québec et dans le monde tendent également à démontrer que les nitrates représentent rarement plus de 5 % de l'azote disponible. Pour les stations où les résultats de caractérisation sur quelques cycles annuels montrent que la fraction N-(NO<sub>2</sub>-NO<sub>3</sub>) des boues produites est peu importante, on pourrait ne pas exiger son analyse et sa prise en considération lors de la réalisation des plans de valorisation.

De plus, les données de caractérisation des boues peuvent ne pas toujours être fiables, ce qui peut comporter des impacts importants au niveau de l'évaluation des doses de fertilisation. Des mécanismes de contrôle et d'assurance-qualité plus rigoureux (insertion d'échantillons certifiés et de fantômes) devraient être envisagés.

##### **4.1.1.2 Critères relatifs aux métaux**

La courte durée du projet ne permet pas de conclure sur la validité de la dose d'épandage en relation avec les teneurs limites souhaitables et maximales en métaux dans les boues établies dans le Guide québécois de valorisation sylvicole. Cependant les résultats obtenues dans les présents travaux et l'information retenue de la littérature permettent de faire des recommandations quant aux normes relatives aux métaux.

##### **4.1.1.2.1 Ajout d'un critère relatif à la charge de métaux apportée au sol**

Le Guide québécois de valorisation sylvicole ne comporte pas de lignes de conduite spécifiques quant à la charge de métaux apportée aux sols à la suite de l'application de boues. Des concentrations maximales à ne pas dépasser dans les sols sont plutôt employées afin de restreindre les risques de contamination des sols. La vérification des concentrations des métaux dans le sol avant et après les épandages n'est exigée que si

les concentrations de métaux dans les boues dépassent les teneurs limites souhaitables recommandées. Par cette mesure, et puisque la détermination de la dose de boues à épandre est basée sur la teneur des boues en azote disponible, la charge de métaux apportée au sol dépendra de la quantité d'azote disponible dans les boues.

Considérant, 1) le potentiel d'une accumulation des métaux traces par les écosystèmes forestiers, 2) les risques de transfert d'éléments à travers la chaîne trophique forestière décrits dans la littérature et 3) les augmentations des concentrations de métaux observées dans l'eau de percolation (Al, Cd, Mn et Zn), dans les tissus foliaires (Mn) et la sève (Al) des érables au cours des essais réalisés en érablière, il existe sans aucun doute un besoin de mettre une limite supérieure sur les entrées d'éléments traces aux sites forestiers. L'approche adoptée par les provinces de l'Ontario et de l'Alberta (*c.f.* section 1.1.4.2), établissant un rapport N/métal pour limiter la quantité des métaux ajoutés aux sols, est intéressante. Un tel critère devrait être ajouté aux critères de bonnes pratiques du Guide québécois de valorisation sylvicole.

#### **4.1.1.2.2 Teneurs limites en métaux dans les boues**

Malgré la courte durée du suivi, certains résultats obtenus aux niveaux de l'eau de percolation des essais réalisés en érablière apportent des informations utiles à la révision des concentrations de métaux permises dans les boues pouvant être valorisées en forêt.

Quoique les concentrations de métaux dans les boues de la CUQ étaient inférieures aux teneurs limites souhaitables, le Cd, le Mn et le Zn retrouvés dans l'eau de percolation ont atteint des concentrations critiques pour la vie aquatique ou pour l'eau potable. À moins qu'une interdiction d'épandre des boues sur les sols dont le pH est inférieur 5,5 (voir section 4.1.2.1.1) ne soit ajoutée, la teneur limite souhaitable de ces métaux dans les boues devrait être révisée à la baisse.

#### **4.1.1.2.3 Ajout d'une teneur limite en aluminium dans les boues**

Aucune teneur limite en aluminium dans les boues n'est exigée par le Guide québécois de valorisation sylvicole. Cependant, il est reconnu, à la section 2.6.1 du Guide, que les boues de traitements physico-chimiques et d'étangs de déphosphatation ne peuvent être valorisées en forêt, compte-tenu des pH très acides des sols forestiers et étant donné la problématique particulière de l'aluminium dans les sols forestiers du Québec.

L'augmentation d'Al dans la solution du sol de l'érablière, à la suite de l'application de boues, confirme la problématique de cet élément dans les sols forestiers acides comme celui de l'érablière de Tingwick, un sol dont le pH se situe autour de 4,3. Les augmentations d'Al en solution dans le sol peuvent être un effet direct de l'application de boues contenant de l'Al, mais peuvent également être l'effet indirect de l'application de boues. En effet, l'application de boues peut augmenter l'acidité des sols par les réactions de minéralisation des boues. L'Al endogène pourra alors atteindre des concentrations toxiques non seulement pour la flore, mais également pour les écosystèmes aquatiques en

aval des zones traitées. Des effets semblables ont été rapportés dans le cadre d'études portant sur l'acidification des sols causée par les précipitations acides (projet ALBIOS, Cronan et Goldstein, 1989).

L'interdiction d'épandre des boues de traitements physico-chimiques et d'étangs de déphosphatation en forêt, qui était seulement mentionnée dans le Guide à la section 2.6.1. et non dans la section des critères de bonnes pratiques, pourrait être remplacée par une quantité maximale d'Al dans les boues, insérée dans le tableau des teneurs limites en métaux (tableau 1 du Guide). Un critère interdisant l'épandage sur des sols trop acides devra également être considéré (section 4.1.2.1.1).

#### **4.1.1.3 Modifications des critères relatifs à la qualité biologique**

Selon le Guide québécois de valorisation sylvicole, seules les boues stabilisées par digestion aérobie, par digestion anaérobie ou par un traitement à la chaux ainsi que les boues provenant de systèmes de traitements d'eaux usées (aération prolongée, fossé d'oxydation, étangs, etc.) dont l'âge-équivalent est supérieur à 20 jours peuvent être valorisées. Les boues stabilisées par d'autres techniques reconnues (ex.: séchage à haute température utilisé par la CUQ et dont la caractérisation microbiologique des boues a montré une destruction efficace des agents pathogènes) sont biologiquement aptes à la valorisation sylvicole. Par ailleurs, pour être valorisées en milieu forestier, les boues traitées à la chaux doivent montrer un pH supérieur à 12 pendant une période minimale de deux heures après l'ajout de chaux (chaux vive, CaO ou chaux hydratée, Ca(OH)<sub>2</sub>). Enfin, le Guide recommande de prendre les mesures nécessaires pour protéger les applicateurs de boues et les travailleurs et pour empêcher l'accès au public des sites valorisés pendant une période de 12 mois.

La détermination précise de l'âge-équivalent des boues est souvent difficile à effectuer. De nombreux facteurs (temps de séjour dans les différentes composantes des systèmes d'épuration, niveau d'aération, température, etc.) peuvent en effet influencer ce type de stabilisation. Plusieurs boues peuvent répondre à ce critère et varier considérablement quant à leur degré de stabilisation. En fait, ce critère ne permet pas une évaluation rigoureuse du degré de stabilisation et peut laisser place à une certaine subjectivité.

Les résultats obtenus au niveau de la caractérisation microbiologique des boues de Victoriaville montrent qu'effectivement, le critère concernant l'âge-équivalent des boues du Guide québécois de valorisation sylvicole est difficile à interpréter et qu'il peut mener à la valorisation de boues qui ne seraient pas acceptées dans le cadre de la réglementation américaine, beaucoup plus précise.

Comparativement au Guide québécois, la nouvelle réglementation américaine comporte beaucoup plus de précisions et d'exigences au niveau de la stabilisation biologique et de la présence de certains pathogènes dans les boues (c.f. section 1.1.4.3). En effet, en plus du type de traitement de stabilisation, celle-ci considère également des critères faisant intervenir la densité de certains pathogènes (coliformes fécaux, helminthes, salmonelles,



virus entériques) et des mesures de réduction de l'attraction des boues pour les vecteurs potentiels (insectes, rongeurs, oiseaux). Des mesures semblables devraient être ajoutées au Guide québécois de valorisation sylvicole pour en faciliter l'interprétation.

## **4.1.2 Qualité du milieu récepteur**

### **4.1.2.1 Critères relatifs aux caractéristiques du milieu récepteur**

#### **4.1.2.1.1 Ajout d'un critère sur le pH du sol**

Contrairement au guide québécois de valorisation agricole qui limite l'application de boues sur des sols dont le pH est supérieure ou égal à 6,0, le Guide québécois de valorisation sylvicole n'émet aucune restriction quant au pH des sols récepteurs, sauf pour les pépinières. Il y est stipulé qu'en forêt, les métaux n'ont pas montré de signes de phytotoxicité pour la plupart des plantes forestières, même à des pH plus acides. Bien que les plantes forestières soient adaptées aux conditions acides qui prévalent en forêt, la problématique associée à la solubilisation des métaux anticipée dans ces conditions ne doit pas être écartée. Les arguments issus de la littérature et des présents essais justifiant l'ajout d'un critère restrictif sur le pH du sol à amender sont multiples:

- dans les sols acides où la CEC et le pouvoir tampon sont faibles, des baisses de pH anticipées à la suite de la minéralisation des boues pourraient avoir des conséquences néfastes, notamment une plus grande solubilisation des métaux et une diminution de la fertilité du sol (Camiré, 1992);
- l'augmentation des concentrations de métaux dans les sols forestiers pourrait conduire à l'enrichissement en métaux des écosystèmes aquatiques adjacents aux zones traitées; l'équilibre écologique du milieu aquatique peut être sévèrement perturbé par une augmentation de la teneur en métaux traces de l'eau (Luoma, 1983);
- l'augmentation des concentrations de métaux dans les sols forestiers peut nuire à l'activité microbologique du sol, notamment aux champignons mycorhizoteurs (Bettiol *et al.*, 1986);
- l'augmentation des concentrations de métaux dans les sols forestiers peut conduire à une augmentation du prélèvement des métaux par les champignons supérieurs; les résultats obtenus en érablière montrent que les champignons prélèvent des quantités importantes de métaux (cf. section 3.2.1.4.3.3);
- l'obtention de concentrations de métaux (Al, Cd, Mn et Zn) dans l'eau de ruissellement (cf. section 3.2.1.2) et dans l'eau de percolation de l'érablière (pH = 4,3) (cf. section 3.2.1.3), supérieures à celles obtenues dans la plantation (pH = 5,7) (cf. sections 3.2.2.3 et 3.2.2.4) et supérieures souvent aux critères de qualité recommandés pour la vie aquatique, montrent l'influence du pH sur la sensibilité du site à la solubilisation des métaux;

- à des pH inférieures à 5,0 - 5,5, les concentrations d' $\text{Al}^{3+}$  et de  $\text{Mn}^{2+}$  peuvent devenir toxiques pour la vie (McBride, 1994);
- l'augmentation des concentrations de métaux dans l'eau de percolation de l'érablière représente un risque de toxicité pour la flore forestière (Al, Mn) et pour la vie aquatique (Al, Cd, Zn), et dépasse les critères de qualité pour l'eau brute (Al, Mn) (cf. sections 3.2.1.3.5 et 3.2.1.3.6);
- les impacts à long terme de l'addition de métaux dans les écosystèmes forestiers sont peu connus (Beauchemin *et al.*, 1993).

Puisque la valorisation sylvicole des boues doit être réalisée dans un esprit de prévention de la pollution des eaux superficielles et souterraines, de conservation de la qualité du sol et de conservation de la vocation récréative de la forêt, et compte tenu des connaissances actuelles sur les effets néfastes de la solubilisation des métaux à des pH acides, l'ajout d'un critère restrictif sur le pH du sol est justifié. Étant donné que la solubilisation des métaux dans les sols augmentent pour des pH inférieurs à 5,0 - 5,5 et que la minéralisation des boues devrait accroître l'acidité des sols amendés, il serait prudent de limiter la valorisation sylvicole sur des sols dont le pH est supérieur à 5,5.

#### **4.1.2.1.2 Profondeur de la nappe phréatique au moment de l'épandage**

Les conditions climatiques peuvent restreindre considérablement les possibilités de valorisation sylvicole des boues au Québec. Lorsque les pluies sont abondantes, comme c'est souvent le cas au printemps, plusieurs sites propices à des épandages de boues sont en effet susceptibles de comporter un sol fortement saturé en eau et une nappe d'eau souterraine élevée. Dans ces conditions, le Guide recommande actuellement que la nappe soit à un minimum de 1 mètre sous la surface des sols ayant une infiltration lente à modérée et à 1,5 mètre ou plus pour les sols d'infiltration rapide. Les essais réalisés dans le cadre du présent projet, notamment en plantation de sapins de Noël, montrent que le respect de ce critère peut parfois retarder considérablement les travaux d'épandage.

Les augmentations d'ammonium et de nitrates dans l'eau de percolation de la plantation de sapin, récoltée à 30 cm de profondeur peu de temps après les épandages, montrent le potentiel de contamination de la nappe phréatique advenant le cas où cette dernière serait trop près de la surface. Par conséquent, il est important de conserver une mesure de protection spécifiant une profondeur minimale de la nappe phréatique au moment de l'épandage, dans le but de prévenir la contamination des eaux souterraines et des plans d'eau qui en sont alimentés.

La validité de la profondeur exigée actuellement par le Guide (1 - 1,5 m) n'a pas été spécifiquement vérifiée lors des présents travaux, cependant il apparaît essentiel que cette mesure soit maintenue en attendant des études plus approfondies sur cet aspect. Lorsque les boues seront appliquées en respectant les besoins nutritifs et les périodes propices au prélèvement des nutriments par la végétation, les risques de contamination de la nappe

seront moins élevés. Dans ces conditions, la profondeur minimale de la nappe pourra être réévaluée.

#### **4.1.2.1.3 Appréciation de la fertilité du sol**

L'analyse foliaire est un outil plus approprié que l'analyse de sol pour révéler l'état de nutrition des arbres et des peuplements (Camiré, 1992) parce qu'elle donne des valeurs relatives à l'espèce présente sur le site. Cette technique devrait être utilisée pour établir le plan de fertilisation des peuplements forestiers visés par la valorisation.

#### **4.1.2.1.4 Pente de terrain**

Les essais en pente réalisés au cours des présents travaux ne permettent pas de juger rigoureusement le critère relatif à la pente de terrain qui restreint les épandages sur des pentes inférieures à 9%. Par conséquent, des études plus élaborées devront être réalisées pour vérifier la qualité et la quantité d'eau qui ruisselle sur des terrains en pente élevée. En attendant de nouvelles études, la restriction actuelle relative à la pente de terrain devrait être maintenue.

#### **4.1.2.1.5 Analyse de métaux dans le sol avant les épandages**

Compte tenu que la concentration des métaux dans les sols forestiers pourrait être élevée avant même l'application de boues (e.g. Pb dans l'érablière), il devrait être exigé que les métaux des sols récepteurs fassent partie des éléments à analyser avant les épandages.

#### **4.1.2.1.6 Modification de la limite du plomb dans le sol**

Considérant la très faible mobilité du Pb (cf. section 1.2.3.3) et l'ensemble de la littérature, il y a lieu de se demander si le critère du Guide québécois de valorisation sylvicole concernant le Pb dans le sol ne devrait pas être revu à la hausse. Les informations recueillies au niveau des autres composantes du milieu (cf. sections 3.2.1.2 à 3.2.1.4) montrent que cette recommandation est envisageable.

### **4.1.2.2 Critères liés à l'eau**

#### **4.1.2.2.1 Distance minimum d'épandage en bordure d'un cours d'eau**

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 dans les présents travaux n'a pas été conçu pour vérifier la pertinence des distances minimales d'épandage à respecter en bordure des cours d'eau, exigées dans le Guide québécois de valorisation sylvicole. 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 les éléments nutritifs (N et P) et les métaux, dans des conditions climatiques extrêmes (pluies

abondantes et de longue durée en absence du feuillage et fontes des neiges). En attendant de nouvelles études, les distances minimales exigées actuellement devraient être maintenues.

### **4.1.3 Critère relatif à la dose**

#### **4.1.3.1 Quantité maximale**

##### **4.1.3.1.1 Dose maximale**

Selon le Guide québécois de valorisation sylvicole, la quantité maximale de boues à épandre sur un terrain ne devra pas dépasser 200 kg d'azote disponible par hectare par période de 10 ans. Cependant, cette dose peut être épandue en une seule application. Comme cette dernière option est la plus économique, il est facile de penser qu'elle sera adoptée. Ce critère a été établi pour limiter les quantités de métaux apportées au sol, cependant les quantités d'azote ajoutée peuvent entraîner des problèmes de surfertilisation. Les arguments recueillis à partir de l'information fournie par la littérature et des observations réalisées au cours des présents travaux permettant d'invalidier la dose maximale permise sont multiples:

- le prélèvement d'azote par un peuplement feuillu décidu mature est d'environ 70 kg/ha/an; et il en restitue au sol plus de 80% (Cole et Rapp, 1981);
- le prélèvement d'azote par une plantation de sapins varie de 40 à 80 kg/ha/an (Veilleux, 1986);
- des applications de 400 kg/ha/an d'azote total (environ 200 kg/ha/an N disponible) peuvent entraîner des problèmes environnementaux (Riekerk, 1982; Aschmann *et al.*, 1992);
- par modélisation, des applications de 190 kg/ha d'azote total appliqués tous les 3 ans (environ 32 kg/ha/an N disponible) sont apparues sécuritaires (Crohn et Haith, 1994);
- des augmentations de  $\text{NH}_4$  et de  $\text{P}_{\text{tot}}$  ont été observées dans l'eau de ruissellement de l'érablière (à 200 kg/ha N disponible) (cf. section 3.2.1.2) et de la plantation (à 80 kg/ha N disponible) (cf. section 3.2.2.3), atteignant des niveaux critiques pour la vie aquatique;
- à 160 kg/ha N disponible, des augmentations de Cu ont été observées dans l'eau de ruissellement de la plantation (cf. section 3.2.2.3), atteignant des niveaux critiques pour la vie aquatique;
- à 200 kg/ha N disponible, des augmentations de  $\text{NO}_3$ , d'Al et de Mn ont été observées dans l'eau de percolation de l'érablière, dépassant les critères de qualité de l'eau brute et des concentrations encore plus élevées ont probablement été rencontrées au cours de la période du dégel printanier (cf. section 3.2.1.3);
- à 200 kg/ha N disponible, des augmentations d'Al, de Cd et de Zn ont été observées dans l'eau de percolation de l'érablière, dépassant les critères de qualité pour la vie aquatique;

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. En effet, compte tenu des effets d'une surfertilisation (c.f. section 1.2.2.3) et des principes qui doivent guider la valorisation sylvicole des boues en terme de conservation de la qualité du sol et de prévention de la pollution des eaux superficielles et souterraines, les besoins nutritifs des peuplements visés par la valorisation doivent être respectés. A cet effet, la dose maximale recommandée devrait être édictée en mettant l'accent sur les besoins nutritifs annuels 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 devienne une pratique courante. Ces informations devraient d'ailleurs être incluses dans le Guide québécois de valorisation sylvicole.

#### **4.1.3.1.2 Ajout d'une limite sur la quantité de phosphore**

Dans la section du Guide établissant les critères de bonnes pratiques (section 3), aucune restriction n'est formulée sur la quantité de phosphore à apporter aux sols forestiers, malgré qu'il soit mentionné, dans la section 2.5.2 du même Guide, qu'il est important de ne pas dépasser les besoins du milieu en phosphore. Compte tenu que le phosphore représente un risque de pollution diffuse par le biais du ruissellement et que des augmentations de phosphore ont été observées dans l'eau de ruissellement des essais réalisés en érablière et en plantation, il serait important de s'assurer que la quantité de phosphore apporté aux sols ne soit pas excessive par rapport aux besoins du milieu. Pour ce faire, il est recommandé d'ajouter de façon claire, un critère restrictif sur le phosphore dans la section 3 du Guide.

#### **4.1.3.2 Volume maximal**

Il ne faut pas compter sur le critère relatif au volume maximale à épandre lors d'un épandage, soit 200 m<sup>3</sup>/ha (2 cm d'épaisseurs, MENVIQ *et al.*, 1991) pour limiter la quantité de boues à appliquer en une seule fois.

En considérant le cas des boues séchées de la CUQ qui comportent seulement 1% d'azote disponible, une dose de 200 kg/ha N disponible permet d'épandre 20 t de boues à l'hectare. Considérant une masse volumique de 0,7 g/cm<sup>3</sup> pour les boues de la CUQ, cette dose correspond à un volume de seulement 30 m<sup>3</sup>/ha. Seulement des boues très pauvres en azote ou très peu denses pourraient atteindre la limite de volume. Ce critère relatif au volume maximal de boues à épandre en une seule fois n'est pas approprié pour des boues résiduelles urbaines séchées. Il existe cependant un besoin de limiter la quantité de boues séchées à épandre au sol. En effet, une trop grande quantité de boues séchées recouvrant le sol pourrait empêcher la diffusion de l'air dans le sol. Les conséquences néfastes d'une aération insuffisante du sol sont multiples (Camiré, 1992). Un critère relatif au volume des boues à épandre permettant d'éviter la formation d'une couche cohésive de boues solides ou pâteuses à la surface du sol devrait être ajouté aux critères de bonnes pratiques.

Pour des boues liquides comme celles de Victoriaville utilisées en 1993, ayant 3,2% N disponible et 2,4% de siccité, une dose de 200 kg/ha N disponible permet d'épandre 260 m<sup>3</sup>/ha. Lors des épandages de 1993, le ruissellement des boues a été observé pour une dose de 160 kg/ha N disponible, ce qui correspondait à un volume de 206 m<sup>3</sup>/ha. Par conséquent, la limite de volume de 200 m<sup>3</sup>/ha n'est pas adéquate pour empêcher le ruissellement des boues liquides dans les conditions retrouvés lors des essais réalisés dans la plantation de sapins. Dans le guide québécois de valorisation agricole, il est mentionné que, dans le cas de boues liquides (2 à 12% de m.s.), en tout temps la charge hydrique maximale journalière à ne pas dépasser est de 100 m<sup>3</sup>/ha. Pour des plantations établies sur d'anciennes terres agricoles, ce critère devrait également être appliqué puisque la perméabilité du sol y sera semblable. En forêt, quoique la perméabilité des sols soient plus élevées, une charge hydrique maximale journalière de 100 m<sup>3</sup>/ha devrait également être respectée pour limiter les risques de lessivage en profondeur des nutriments et le ruissellement des boues sur des terrains en pente. Cependant cette charge hydrique maximale devra être vérifiée dans des conditions de valorisation diverses (siccité des boues, sols, pentes de terrain et peuplements différents).

#### **4.1.4 Modification du critère relatif à la date d'épandage**

Il est mentionné dans le Guide québécois de valorisation sylvicole que l'épandage des boues devra être fait au plus tard le 30 septembre. Les applications tardives de matières fertilisantes en milieu forestier ne sont pas sans conséquence. En effet, les apports tardifs d'engrais azotés retarde l'aoûtement et rend la plante vulnérable au gel. De plus, les risques de contamination des eaux superficielles et souterraines sont plus élevés à la suite d'applications tardives de boues. 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. 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). Les concentrations de nitrates observées dans l'eau de percolation de l'érablière ont d'ailleurs été plus élevées pour les traitements appliqués l'automne (fin septembre), comparativement à ceux épandus au printemps. Pour ces raisons, les applications tardives de boues en milieu forestier, tout comme en milieu agricole, ne sont pas souhaitables. Des recherches supplémentaires seraient utiles afin de déterminer la période limite du prélèvement des éléments par la végétation, période au-delà de laquelle l'application de boues serait plus propice au lessivage de l'azote.

#### **4.1.5 Restrictions relatives aux érablières**

Les augmentations d'azote et d'aluminium dans la sève printanière de l'éérable à sucre, à la suite de l'application de boues à des taux de 200 kg/ha N disponible, prônent le maintien de l'interdiction de l'épandage de boues dans les érablières exploitées pour les produits comestibles de l'éérable. En effet, considérant qu'une augmentation d'azote dans la sève

pourrait contribuer à modifier le goût caractéristique du sirop d'érable et considérant que la concentration des éléments tels que l'Al et les nitrates pourrait augmenter au cours du procédé d'évaporation de la sève, la restriction relatives aux érablières doit être maintenue.

#### **4.1.6 Ajout d'un critère relatif aux espèces végétales menacées ou vulnérables**

Puisque les effets des métaux lourds apportés par l'application de boues en milieu forestier sont peu connus, il est recommandé d'éviter de valoriser des boues sur des sites comportant des espèces végétales menacées ou vulnérables (e.g. ail des bois).

#### **4.1.7 Ajout d'un critère relatif à la collecte des champignons**

Étant donné que les recherches tendent à démontrer une assimilation plus importante des métaux par les champignons supérieurs, il est recommandé d'interdire la cueillette de champignons aux sites amendés par des boues. Il devrait être envisagé de faire l'analyse de certains métaux dans les champignons avant de permettre à nouveau la cueillette.

#### **4.1.8 Santé et sécurité**

##### **4.1.8.1 Restriction d'accès au site**

À la lumière des observations effectuées dans le cadre des essais en plantation d'arbres de Noël, les risques de transmission des agents pathogènes à la population humaine via le sol semblent être relativement restreints, à moins d'ingérer directement plus d'un gramme de sol. Toutefois, la restriction d'accès au site pendant au moins un an demeure une mesure recommandable, surtout afin d'éviter la présence de jeunes enfants qui pourraient porter à la bouche des mottes de sol.

##### **4.1.8.2 Protection des travailleurs**

Le masque anti-poussières est essentiel pour les travailleurs qui épandent les boues séchées. Des quantités appréciables de poussières sont en effet dégagées lors de la manipulation de ces boues.

Le port d'une protection vestimentaire adéquate (bottes, pantalons, gants) devrait aussi être envisagé pour les travailleurs venant en contact avec le sol au cours de la première saison. Les vêtements souillés devraient aussi être nettoyés régulièrement et ne pas être mis en contact avec de jeunes enfants. Au niveau des animaux d'élevage, il est également recommandable qu'ils n'aient pas accès au site valorisé au cours de la première saison pour éviter l'infection de la viande de boucherie.

De plus, il n'est pas recommandable d'épandre de boues liquides pendant des journées de grands vents. La pulvérisation est en effet favorable à l'émission d'aérosols qui peuvent entrer en contact avec les travailleurs et être transportés à distance.

## **4.2 Faisabilité**

### **4.2.1 Choix du milieu récepteur**

Une attention particulière devra être accordée au choix du site forestier à amender. Comme il a été possible d'observer dans les présents travaux, la valeur fertilisante de boues profitera davantage à un peuplement forestier en croissance comme celui de la plantation de sapins. L'application de boues dans une forêt mature comme celle de l'érablière de Tingwick risque de n'avoir que peu d'impact sur la production de matière ligneuse. Les essais menés en érablière ont aussi permis de constater que la valorisation de boues sur un sol forestier fortement acide n'aura que peu d'effets sur la fertilité du sol puisque la capacité de rétention des cations y est faible. Par conséquent, la valorisation de boues dans les érablières utilisées pour la production de bois d'oeuvre, de bois à pâtes ou de bois de chauffage devra être recommandée seulement lorsque le peuplement est en croissance et lorsque les conditions du sol (pH, pentes, perméabilité, etc) sont adéquates.

La valorisation de boues dans des plantations âgées d'au moins 4 à 5 ans est recommandable car la compétition des plantes herbacées, dont la croissance est stimulée par les épandages, peut nuire fortement aux jeunes sapins. Même pour les plantations âgées de 4 ans et plus, le fauchage régulier des plantes herbacées (à deux reprises dans la saison) devra être envisagé afin de restreindre la compétition. Certains travaux (cf. section 1.2.2.1) indiquent également que les fortes concentrations ammoniacales apportées par les boues peuvent être toxiques aux jeunes arbres. L'épandage de boues en pré-plantation constitue toutefois une approche à envisager afin d'améliorer la fertilité et la structure du sol. Dans ce cas, l'établissement préalable pendant une saison d'une culture transformant l'azote ammoniacal sous forme organique (ex. céréales) aiderait à réduire les risques de compétition par les mauvaises herbes et de toxicité ammoniacale lors de la plantation des sapins de Noël.

Enfin, puisque la pulvérisation des boues a tendance à salir les arbres, il est recommandé de ne pas les employer pendant la saison de croissance qui précède la récolte, *i.e* pour les plantations âgées de plus de 7 à 8 ans.

#### **4.2.1.1 Accessibilité du site**

L'accessibilité du site devra également être considérée dans le choix du milieu récepteur. La présence de nombreux obstacles et la végétation limite énormément la circulation d'équipements et de machinerie en milieu forestier. Par conséquent, les sites possédant des chemins d'accès devront être privilégiés, puisque la construction de chemins forestiers perturbe le milieu et le rend plus vulnérable au ruissellement et au lessivage des éléments.



#### **4.2.2 Précision de la dose épandue**

L'application de doses de fertilisation précises est difficile à réaliser avec des boues liquides. La composition chimique de ce type de boues peut en effet varier rapidement dans le temps. La pré-caractérisation effectuée quelques jours à l'avance permet d'estimer leur valeur fertilisante. Celle du lot épandu peut cependant différer quelque peu et faire varier les taux réels de fertilisation jusqu'à près de 25 %.

#### **4.2.3 Supplément d'engrais minéraux**

Les résultats montrent que les boues municipales ne constituent pas une source équilibrée d'éléments nutritifs pour la fertilisation des plantations d'arbres de Noël. Considérant le niveau de fertilité du sol et les besoins des arbres, certains ajustements à la fertilisation, notamment avec des engrais minéraux apparaissent nécessaires. Les boues municipales demeurent cependant intéressantes car elles peuvent apporter des quantités appréciables d'éléments nutritifs, ce qui peut contribuer à diminuer les coûts de fertilisation pour les producteurs. L'apport de matière organique est également à considérer car celle-ci peut comporter de nombreux effets positifs au niveau de la fertilité et de la conservation des sols.

#### **4.2.4 Équipements d'épandage**

La recherche et le développement d'équipements permettant de projeter les boues séchées suffisamment loin doivent être envisagés pour les valoriser en forêt, alors que des équipements utilisés pour l'épandage de lisiers peuvent servir à l'épandage de boues municipales liquides.

### **4.3 Besoins de recherche**

Avant que la valorisation des boues en milieu forestier ne devienne une pratique courante, des études supplémentaires devront être entreprises afin d'être en mesure d'évaluer et de contrôler les risques de contamination des écosystèmes touchés par la valorisation. La réalisation de ce projet a permis d'identifier certains aspects de la valorisation sylvicole des boues d'épuration qui méritent de plus amples investigations. Les besoins de recherche identifiés sont les suivants:

- études à long terme;
- besoins nutritifs des peuplements forestiers québécois;
- période de prélèvements des nutriments par la végétation forestière;
- effets sur la production et la qualité de matière ligneuse;

- influence à long terme de la minéralisation des boues sur le pH des sols forestiers;
- comportement à long terme des métaux dans les sols forestiers, y compris dans les horizons organiques;
- vérification des distances minimales d'épandage en bordure des cours d'eau;
- qualité de l'eau de ruissellement et des eaux de surface, dans des conditions climatiques extrêmes (pluies abondantes et de longue durée en absence du feuillage, fonte des neiges) et pour des terrains de pentes différentes, en relation avec la dose maximale permise et les risques de contamination par l'azote, le phosphore, les métaux et les agents pathogènes;
- qualité des eaux souterraines en relation avec la dose maximale permise et les risques de contamination par les nitrates, l'aluminium, le manganèse, le cadmium et le zinc; et évaluation sur des sites plus vulnérables au lessivage (sols sablonneux et épandages répétés de boues);
- risque de phytotoxicité associés à l'augmentation des concentrations d'Al dans la solution du sol;
- risques de phytotoxicité associés à l'augmentation des concentrations de Mn observée dans les tissus foliaires des érables soumis à des épandages de boues;
- effets de l'application de boues en forêt sur la dynamique des populations des espèces végétales du sous-bois forestier ;
- teneurs en Mn et en Zn des tissus foliaires des fougères;
- qualité de la sève printanière de l'érable à sucre et qualité du sirop d'érable produit.

Plusieurs autres éléments des écosystèmes forestiers ont peu ou pas été abordés dans les présents travaux et devront faire l'objet de suivis, ce sont:

- les effets de l'apport d'éléments nutritifs et de métaux sur l'activité microbologique du sol, et sur le recyclage des éléments;
- les effets de l'apport d'éléments nutritifs et de métaux sur les champignons mycorhizateurs, sur la microfaune et la faune présents dans les sols;
- l'accumulation des métaux à travers le réseau trophique des écosystèmes forestiers;

## **4.4 Avantages et inconvénients de la valorisation sylvicole**

La valeur fertilisante des boues est certes un atout qui en fait une matière intéressante à recycler comme engrais. L'emploi d'engrais comme correctif de la fertilité du sol est de plus en plus courant en foresterie. Cependant, selon qu'il s'agisse de pépinières, de plantations ou de forêts naturelles, la fertilisation ne pourra être effectuée de la même façon.

Comme il a été constaté au cours des présents travaux, la fertilisation d'une plantation de sapins âgée de 4 à 5 ans, à partir de boues d'épuration des eaux usées, représente une option de valorisation intéressante. En effet, étant établie sur une ancienne terre agricole, les avantages de la valorisation de boues dans cette plantation peuvent être décrits en termes d'accessibilité du site, de facilité d'épandage et de rendement. De plus, en respectant les besoins nutritifs de la plantation, les risques environnementaux devraient être négligeables. Cependant, puisque les boues ne constituent pas un engrais équilibré, la fertilisation devra être complétée par des engrais minéraux.

Les essais réalisés en érablière et les informations tirées de la littérature montrent que la fertilisation d'un peuplement mature, comme celui que représente l'érablière à bouleau jaune, comporte, non seulement peu d'avantages, mais comporte également des risques de contamination des écosystèmes forestiers et aquatiques. En effet, le recyclage des éléments dans un peuplement mature suffisent à maintenir un haut niveau de productivité. De plus, les conditions très acides observées dans un écosystème comme celui de l'érablière expérimentale de Tingwick rendent très risqué l'ajout de métaux lourds au sol. Aussi, l'augmentation de l'acidité anticipée à la suite de la minéralisation des boues n'est pas souhaitable pour des sols déjà fortement acides.

La valorisation sylvicole des boues d'épuration des eaux usées municipales n'est pas une panacée à leur élimination. L'application de boues en milieu forestier ne pourra être faite sans une connaissance accrue des besoins nutritifs des sites forestiers et sans une compréhension adéquate des risques associés à la présence de métaux lourds dans les boues.

## CONCLUSION

Dans les conditions climatiques, édaphiques et hydrologiques qui ont été observées au cours des saisons de croissance de 1993 et 1994, les essais de valorisation sylvicole de boues d'épuration des eaux usées municipales, réalisés en érablière et en plantations de sapins, apportent des éléments nouveaux quant aux risques de contamination du milieu par les éléments nutritifs, les métaux et les agents pathogènes, et démontrent la nécessité de poursuivre les recherches dans ce domaine.

Malgré la courte durée du projet, certains critères de bonnes pratiques établis dans le Guide québécois de valorisation sylvicole ont pu être remis en question. Ainsi, les critères de qualité des boues (métaux et pathogènes), de qualité du milieu récepteur (pH du sol) et les critères relatifs à la dose (quantité et volume) et à la date d'épandage devront être révisés. Il est recommandé aux organismes responsables de l'émission des critères de bonnes pratiques de la valorisation sylvicole des boues de prendre en considération les implications de cette étude. Cependant, des études à long terme devront être entreprises afin d'évaluer la validité des critères de bonnes pratiques sous différentes conditions de valorisation sylvicole des boues.

Ces travaux de recherche ont aussi permis de constater, qu'en général, les risques de contamination du sol, des eaux de ruissellement et de percolation, par les éléments nutritifs et les métaux, augmentent avec la dose d'épandage. D'une part, le lessivage des nitrates, observé pour des doses de 200 kg/ha d'azote disponible et plus, montre l'importance de réviser la dose d'épandage en fonction des besoins nutritifs du milieu. D'autre part, la solubilisation de l'aluminium, observée au cours des essais menés en érablière, renforce le besoin d'émettre une restriction relative au pH des sols récepteurs et une teneur limite d'aluminium dans les boues.

Les risques de contamination du sol par les agents pathogènes se sont avérés faibles au cours des essais réalisés en plantation de sapins. Cependant, les résultats des présents travaux étant incomplets, des études plus élaborées seront nécessaires afin d'évaluer les risques de contamination de l'eau de ruissellement par les agents pathogènes, de même que par les éléments nutritifs et les métaux sur des terrains de pentes différentes.

D'un point de vue sylvicole, la valorisation des boues municipales a eu une influence positive sur la croissance du sapin baumier cultivé pour la production d'arbres de Noël, mais n'a eu aucun impact significatif sur la croissance de l'érable à sucre implanté dans une érablière à bouleau jaune. Parce que la réponse d'un peuplement mature à la fertilisation peut être longue ou absente, la valorisation sylvicole des boues devra privilégier des peuplements forestiers en croissance.

Les données recueillies au cours des présents travaux ne peuvent être généralisées et appliquées à la diversité des écosystèmes forestiers. Elles montrent, cependant, que la valorisation sylvicole des boues peut comporter des risques de contamination du milieu lorsque pratiquée de façon inadéquate. De plus, plusieurs autres éléments tout aussi importants des écosystèmes forestiers devront faire l'objet de suivis. 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'épuration des eaux usées urbaines 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. Ces efforts permettront que les boues résiduares urbaines de bonne qualité soient considérées comme une ressource à utiliser et à faire valoir en sylviculture.

## BIBLIOGRAPHIE

- Adamu, C.A., Bell, P.F. et Mulchi, C. (1989). Residual metal concentration in soils and leaf accumulations in tobacco a decade following farmland application of municipal sludge. *Environ. Pollut.*, 56: 113-126.
- Alberta Environment (1982). *Guidelines for the application of municipal wastewater sludges to agricultural lands*. Prepared by D. McCoy, D. Spink, J. Fujikawa, H. Regier and D. Graveland, Standards and Approvals Division and Earth Sciences Division, Alberta, 26 p.
- APHA (1985). *Standards methods for the examination of water and wastewater*, 16e Ed., American Public Health Association, Washington, D.C.
- Arther, R.G., Fitzgerald, P.R. et Fox, J. C. (1981). Parasite ova in anaerobically digested sludge. *Journal WPCF*, 53 (8): 1334-1338.
- Aschmann, S.G., McIntosh, M.S., Angle, J.S., et Hill, R.L. (1992). Nitrogen movement under a hardwood forest amended with liquid wastewater sludge. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 38:249-263.
- Aschmann, S.G., McIntosh, M.S., Angle, J.S., Hill, R.L. et Weil, R.R. (1990). Nitrogen status of forest floor, soils, and vegetation following municipal wastewater sludge application. *J. Environ. Qual.*, 19: 687-694.
- Bastian, R.K. (1993). *25 page summary of the standards for the use or disposal of sewage sludge 40 CFR Part 503 (58 FR 32: 9248-9415)*. U.S. E.P.A, Office of Wastewater Enforcement and Compliance, Municipal Technology Branch, Washington (D.C.), U.S.A., 15 p.
- Bastian, R.K. (1986). Overview on sludge utilization. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. Ed. par D.W. Cole, C.L. Henry et W.L. Nutter. Univ. of Washington Press, Washington, U.S.A., p. 7-25.
- Bayes, C.D., Davies, J.M. et Taylor, C.M.A. (1987). Sewage sludge as a forest fertiliser: experiences to date. *J. Inst. Water Pollution Control.*, 86: 158-171.
- Beauchemin, S., Laverdière M. et Scraire, C. (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 inc. pour le Ministère des forêts du Québec, 112 p.

Beaulieu, R. (1994). Communication personnelle.

Beaulieu, R. (1991). État de la situation de la valorisation des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales au Québec. Dans: *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 Kilmer, V.J. (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), 245-266. Université Laval, Québec, août 1973. Québec: Les Presses de l'Université Laval.

Bernier, B., Brazeau, M., Brousseau, A. et Gagnon, C. (1987). Recherches sur le dépérissement et le statut nutritif de l'érablière des Appalaches au Québec. Rapport sur les travaux réalisés en 1986-87. Département des sciences forestières, Université Laval, Québec, 60 p.

Berry, C.R. (1985). Growth and heavy metal accumulation in pine seedlings grown with sewage sludge. *J. Environ. Qual.*, 14(3): 415-419.

Bertucci, J.J. et Sedita, S.J. (1992). Microbiology of sludge. Dans: *Municipal sewage sludge management: Processing, utilization and disposal*. Ed. par C. Lue-Hing, D.R. Zenz, et R.Kuchenrither, Technomic Pub. Co., Inc., Lancaster, Pennsylvania, Vol. 4: 139-179.

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.

Black, M.I., Scarpino, P.V., O'Donnell, C.J., Meyer, K.B., Jones, J.V. et Kaneshiro, E.S. (1982). Survival rates of parasite eggs in sludge during aerobic and anaerobic digestion. *Applied and Environmental Microbiology*, 44 (5): 1138-1143.

Bohn, H., McNeal, B. et O'Connor, G. (1979). *Soil Chemistry*, 2e Ed. John Wiley and Sons, Toronto, 341 p.

- Bradley, J.W., Kyosai, S., Matthews, P., Sato, K. et Webber, M. (1992). Worldwide sludge management practices. Dans: *Municipal sewage sludge management: processing, utilization and disposal*. Ed. par C. Lue-Hing, D.R. Zenz, et R.Kuchenrither, Technomic Pub. Co., Inc., Lancaster, Pennsylvania, Vol. 4: 537-657.
- Brady, N. C. (1984). Soil-reaction correlations. Dans: *The nature and properties of soils*. Macmillan Publishing Company, New York, pp 206-209.
- Brockway, D.G. (1983). Forest floor, soil and vegetation responses to sludge fertilization in red and white pine and hybrid poplar. *J. Environ. Qual.*, 13: 60-62.
- Brockway, D.G. et Urie, D.H. (1983). Determining sludge fertilization rates for forests from nitrate-N in leachate and groundwater. *J. Environ. Qual.*, 12(4): 487-492.
- Brown, G. W. (1983). *Forestry and water quality*, 2e Ed., O.S.U. Book Stores, Corvallis, Oregon, 142 p.
- Brown, K.W., Thomas, J.C. et Slowey, J.F. (1983). The movement of metals applied to soils in sewage effluent. *Water, Air and Soil Pollution*, 19: 43-54.
- Bruggeman, A.C. et Mostaghimi, S. (1993). Sludge application effects on runoff, infiltration, and water quality. *Water Resources Bulletin*, 29 (1): 15-26.
- Bryant, C. (1994). The sludge rule: molybdenum levels revamped. *Pollution Engineering*, July 1994: 28-30.
- Burd, R.S. (1986). Forest land application of sludge and wastewater. Dans: *The Forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. Ed. par D.W. Cole, C.L. Henry et W.L. Nutter. Univ. of Washington Press, Washington, U.S.A., p. 3-6.
- Burton, A.J., Urie, D.H. et Hart, J.B. (1986). Nitrogen transformations in four sludge-amended Michigan forest types. Dans: *The Forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. Ed. par D.W. Cole, C.L. Henry et W.L. Nutter. Univ. of Washington Press, Washington, U.S.A., p. 142-153.
- Camiré, C. (1992). *Pédologie forestière - Notes de cours*. Fac. for. géom., Univ. Laval, Québec.



- Camiré, C. et Ouimet, R. (1992). L'analyse foliaire et les prescriptions d'amendements et de fertilisation dans les érablières dépérissantes du Québec. Dans: *Comptes rendus du colloque "La recherche sur le dépérissement: un premier pas vers le monitoring des forêts"*, Sainte-Foy, mars 1992, p.139-147.
- Campbell, P.G.C. (1994). *Toxicologie en milieu aquatique - Notes de cours*. Cours 7209, INRS-Eau, Sainte-Foy, Québec.
- Campa, H., Woodyard, D.K., et Haufler, J.B. (1986). Deer and elk use of forage treated with municipal sewage sludge. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. Ed. par D.W. Cole, C.L. Henry et W.L. Nutter. Univ. of Washington Press, Washington, U.S.A., p.188-198.
- Chang, A.C., Logan, T.J. et Page, A.L. (1986). Trace element considerations of forest land applications of municipal sludges. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. Ed. par D.W. Cole, C.L. Henry et W.L. Nutter. Univ. of Washington Press, Washington, U.S.A., p.85-99.
- Chang, A.C., Warneke, J.E., Page, A.L. et Lund, L.J. (1984). Accumulation of heavy metals in sewage sludge-treated soils. *J. Environ. Qual.*, 13 (1): 87-91.
- Chang, A.C., Page, A.L., Sutherland, F.H. et Grgurevic, E. (1983). Fractionation of phosphorus in sludge-affected soils. *J. Environ. Qual.*, 12 (2): 286-290.
- Chaney, R.L. (1980). Health risks associated with toxic metals in municipal sludge. Dans: *Sludge health risks associated of land application*. Ed. par G. Bitton, B.L. Damron, G.T Edss et J.M. Davidson, Ann Arbor Science Publishers, Michigan, p. 59-83.
- Cole, D.W., Henry, C.L., Schiess, P. et Zasoski, R.J. (1983). The role of forests in sludge and wastewater utilization programs. Dans: *Proceedings of the 1983 Workshop on utilization of municipal wastewater and sludge on land*, Ed. par A.L. Page, T.L. Gleason, J.E. Smith, Jr, I.K. Iskandar et L.E. Sommers, University of California, Riverside, California, U.S.A. p. 125-143.
- Cole, D.W. et Rapp. M. (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.
- Conseil des Production végétales du Québec (1988). *Méthodes d'analyse des sols, des fumiers et des tissus végétaux*. AGDEX 533.

- 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, J.C., Lower, M.W. et Davis, C.E. (1986). The sludge application program at the Savannah River Plant. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. Ed. par D.W. Cole, C.L. Henry et W.L. Nutter. Univ. of Washington Press, Washington, U.S.A., p. 515-529.
- Côté, D. (1994). Problématique de la contamination de la nappe phréatique par lessivage de l'ammonium et des bactéries fécales des engrais de ferme, *Agrosol*, 7 (1): 20-25.
- Couillard, D. (1989). Élimination des boues résiduelles urbaines par la fertilisation sylvicole. *Can. J. Civ. Eng.*, 16: 650-660.
- Couillard, D. Chouinard, P., Mercier, G., Cormier, E., Roy, M., Fournier, D., Létourneau, M. et Dubé, M. (1994b). *Détermination de l'influence de différentes pratiques de valorisation des boues d'épuration des eaux usées urbaines sur la productivité des érablières et des plantations d'arbres de Noël et évaluation des risques de contamination du sol et des ressources hydriques*. Rapport d'étape no. 4 présenté à la Direction de la recherche et des technologies environnementales du Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (Dossier PREE-3331.52.92.07), INRS-Eau, Sainte-Foy, Québec, 47 p.
- Couillard, D. Chouinard, P., Mercier, G., Cormier, E., Roy, M., Fournier, D., Létourneau, M., Bégin, L. et Dubé, M. (1994a). *Détermination de l'influence de différentes pratiques de valorisation des boues d'épuration des eaux usées urbaines sur la productivité des érablières et des plantations d'arbres de Noël et évaluation des risques de contamination du sol et des ressources hydriques*. Rapport d'étape no. 3 présenté à la Direction de la recherche et des technologies environnementales du Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (Dossier PREE-3331.52.92.07), INRS-Eau, Rapport de recherche no. 427, Sainte-Foy, Québec, 185 p.
- Couillard, D. Chouinard, P., Mercier, G. Létourneau, M. et Dubé, M. (1993c). *Détermination de l'influence de différentes pratiques de valorisation des boues d'épuration des eaux usées urbaines sur la productivité des érablières et des plantations d'arbres de Noël et évaluation des risques de contamination du sol et des ressources hydriques*. Rapport d'étape no. 2 présenté à la Direction de la recherche et des technologies environnementales du Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (Dossier PREE-3331.52.92.07), INRS-Eau, Rapport de recherche no. 426, Sainte-Foy, Québec, 78 p.

- Couillard, C. Chouinard, P. et Mercier, G. (1993b). *Détermination de l'influence de différentes pratiques de valorisation des boues d'épuration des eaux usées urbaines sur la productivité des érablières et des plantations d'arbres de Noël et évaluation des risques de contamination du sol et des ressources hydriques*. Rapport d'étape no. 1 présenté à la Direction de la recherche et des technologies environnementales du Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (Dossier PREE-3331.52.92.07), INRS-Eau, Sainte-Foy, Québec, 25 p.
- Couillard, C. Chouinard, P. et Mercier, G. (1993a). *Détermination de l'influence de différentes pratiques de valorisation des boues d'épuration des eaux usées urbaines sur la productivité des érablières et des plantations d'arbres de Noël et évaluation des risques de contamination du sol et des ressources hydriques*. Demande de subvention présentée à la Direction de la recherche et des technologies environnementales du Ministère de l'Environnement du Québec (Appel d'offres PREE-92.2), INRS-Eau, Sainte-Foy, Québec, 49 p.
- Couillard, D. et Chouinard, P. (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*. Préparé pour le Ministère des forêts du Québec, rapport INRS-Eau no. 381, 109 p.
- Couillard, D. et Grenier, Y. (1989a). Effect of applications of sewage sludge on N, P, K Ca, Mg and trace elements contents of plant tissues. *The Science of the Total Environment*, 80 (2): 113-126.
- Couillard, D. et Grenier, Y. (1989b). Forest management: Trees response to wastewater sludge fertilization. *Journal of Environmental Management*, 28: 235-242.
- 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.
- Davis, R.D. et Carlton-Smith, C.H. (1984). An investigation into the phytotoxicity of zinc, copper and nickel using sewage sludge of controlled metal content. *Environmental Pollution*, 8: 163-185.
- Dennis, G.L., Fresquez, P.R., Johnson, G.V. (1988). Iron uptake by native grasses in a sewage sludge amended semiarid grassland. *Journal of Plant Nutrition*, 11 (6-11): 1417-1427.
- Dubé, M. (1992). Étude du lessivage d'un sol amendé avec des boues d'épuration. *Conférence provinciale de l'AQTE. Gestion des boues d'épuration: état de la situation et perspectives à venir*, Septembre 1992, Jonquière (Québec).
- Dudka, S. et Chlopecka, A. (1990). Effect of solid-phase speciation on metal mobility and phytoavailability in sludge-amended soil. *Water, Air and Soil Pollution*, 51: 153-160.
- Dunigan, E.P. et Dick, R.P. (1980). Nutrient and coliform losses in runoff from fertilized and sewage sludge-treated soil. *J. Environ. Qual.*, 9: 243-250.
- Dutch, J. et Wolstenholme, R. (1994). The effects of sewage sludge application to a heathland site prior to planting with Sitka spruce. *Forest Ecology and Management*, 66: 151-163.
- Edmonds, R.L. (1976). Survival of coliform bacteria in sewage sludge applied to a forest clearcut and potential movement into groundwater. *Applied and Environmental Microbiology*, 32 (4): 537-546.
- Edmonds, R., Harrison, R., Cole, D.W., Gonyea, R. et Shaw, D. (1990). *Analysis of sylvigrow treated units 8, 23 and 26 at Weyerhaeuser's Snoqualmie Tree Farm*. Report prepared by College of Forest Resources, University of Washington for the Municipality of Metropolitan Seattle (METRO), Seattle, Washington, Washington, U.S.A., 7 p.
- Emmerich, W.E., Lund, L.J., Page, A.L. et Chang, A.C. (1982). Solid phase forms of heavy metals in sewage sludge-treated soils. *J. Environ. Qual.*, 11(2): 178-181.

- Environnement Canada (1985). *L'épandage des eaux usées traitées et des boues d'épuration d'origine urbaine*. Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Direction générale des programmes de protection de l'environnement, Guide SPE 6-EP-84-1, 190 p.
- Fiskell, J.G.A., Neary, D.G. et Comerford, N.B. (1990). Slash pine and understory interception of micronutrients mineralized from sewage sludge applied to a sandy, acidic forest soil. *Forest Ecology and Management*, 37: 27-36.
- Fostner, U. et Wittmann, G.T.W. (1981). *Metal pollution in the aquatic environment*, Springer-Verlag, Berlin, 486 p.
- Fradkin, L., Goyal, S.M., Bruins, R.J.F., Gerba, C.P., Scarpino, P. et Stara, J.F. (1989). Municipal wastewater sludge: The potential public health impacts of common pathogens. *Journal of Environmental Health*, 51 (3): 148-152.
- Gagnon, J.D. (1972). *Les égouts domestiques: un engrais valable en foresterie*. Centre de recherches forestières des Laurentides de la région de Québec, Service des Forêts, Environnement Canada, Rapport Q-F-X-30, 13 p.
- Gangbazo, G. (1993). Communication personnelle.
- Gaus, J., Brallier, S., Harrison, R.B., Coveny, S. et Dempsey, J. (1990). *Literature review on pathogen survival and transport in sludge amended soils*. Regional Sludge Management Committee, prepared by College of Forest Resources, The University of Washington, Seattle, Washington, 31 p.
- Gerba, C.P. et Bitton, G. (1984) Microbial pollutants: Their survival and transport pattern to groundwater. Dans: *Groundwater pollution microbiology*. Ed. par G. Bitton et C. Gerba. John Wiley & Sons, New York. p. 65-88.
- Gigliotti, L.M. et Peyton, R.B. (1986). Utility of a public acceptance survey for forest application planning: a case study. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. Ed. par D.W. Cole, C.L. Henry et W.L. Nutter. Univ. of Washington Press, Washington, U.S.A., p. 367-382.
- Giroux, M., Rompré, M., Carrier, D., Audesse, P. et Lemieux, M. (1992). Caractérisation de la teneur en métaux lourds totaux et disponibles du Québec. *Agrosol*, 5 (2): 47-55.

- Gouvernement du Canada (1987). *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*. Document préparé par le groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement, mars 1987.
- Grant, R.O. et Olesen, S.E. (1991). Sludge utilization in spruce plantations on sandy soils. Dans: *Alternative uses for sewage sludge*. Ed. par J.E. Hall, Pergamon Press, Toronto, p. 79-90.
- Greasy, C.L. et Dress, S.L. (1988). Porous cup sampler: cleaning procedures and potential sample bias from trace element contamination, *Soil Science*, 145 (2): 93-101.
- 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, Québec, Mémoire no. 98, 190 p.
- Grenier, Y. et Couillard, D. (1990). Control of arborescent vegetation below power lines with wastewater sludge. *J. Environ. Qual.*, 19 (1): 141-147.
- Grenier, Y. et Couillard, D. (1989). Avantages et faisabilité de l'épandage forestier des boues résiduares. *The forestry chronicle*, 65 (1): 9-16.
- Grenier, Y. et Couillard, D. (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 Couillard, D. (1987). Le recyclage des boues d'usine d'épuration des eaux usées à des fins de fertilisation forestière. *GEOS*, 16 (2):22-26.
- Gswind, J.D., Harper, D.W., Kelada, N.P., Lordi, D.T., Richardson, G.R, Soszynski, S. et Sustich, R.C. (1992). Chemical constituents present in municipal sewage sludge. Dans: *Municipal sewage sludge management: Processing, utilization and disposal*. Ed. par C. Lue-Hing, D.R. Zenz, et R.Kuchenrither, Technomic Pub. Co., Inc., Lancaster, Pennsylvania, Vol. 4: 69-138.
- Guay, I. (1995). Direction de la qualité des cours d'eau, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. Communication personnelle.

- Harris, A.R. et Urie, D.H. (1986). Heavy metal storage in soils of an aspen forest fertilized with municipal sludge. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. Ed. par D.W. Cole, C.L. Henry et W.L. Nutter. Univ. of Washington Press, Washington, U.S.A., p. 168-176.
- Harrison, B. et Henry, C.L. (1994). Magnesium deficiency in douglas-fir and grand fir growing on a sandy outwash soil amended with sewage sludge. *Water, Air and Soil Pollution*, 75: 37-50.
- Harrison, R., Xue, D., Henry, C. et Cole, D.W. (1994). Long-term effects of heavy applications of biosolids on organic matter and nutrient content of a coarse-textured forest soil. *Forest Ecology and Management*, 66: 165-177.
- Harrison, R.B., Singh, J., Krejzl, J., Coveny, S. et Henry, C.L. (1990). *Literature review on heavy metals - Potential for movement and toxicity from sludge application*. Regional Sludge Management Committee, prepared by College of Forest Resources, The University of Washington, Seattle, Washington, 37 p.
- Hart, J.B., Nguyen, P.V., Urie, D.H. et Brockway, D.G. (1988). Sylvicultural use of wastewater sludge. *Journal of Forestry*, August 1988: 17-24.
- Haufler, J.B. et West, S.D. (1986). Wildlife response to forest application of sewage sludge. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. Ed. par D.W. Cole, C.L. Henry et W.L. Nutter. Univ. of Washington Press, Washington, U.S.A., p. 110-116.
- Hays, B.D. (1977). Potential for parasitic disease transmission with land application of sewage plant effluents and sludges - Review paper. *Wat. Res.*, 11: 583-595.
- Henry, C.L. (1986). Growth response, mortality, and foliar nitrogen concentrations of four tree species treated with pulp and paper and municipal sludges. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. Ed. par D.W. Cole, C.L. Henry et W.L. Nutter. Univ. of Washington Press, Washington, U.S.A., p. 258-265.
- Henry, C.L. (1983). Sludge stability, erosion, and runoff. Dans: *Use of dewatered sludge as an amendment for forest growth*. Vol IV, Ed. par C.L. Henry et D.W. Cole, Institute of Forest Resources, University of Washington, Seattle, p. 76-81.

- Henry, C.L., Cole, D.W. et Harrison, R.B. (1994). Use of municipal sludge to restore and improve site productivity in forestry: The Pack Forest sludge research program. *Forest Ecology and Management*, 66: 137-149.
- Henry, C.L., Cogger, C. et Laux, M. (1990). *Literature review on nitrogen cycle and nitrate leaching from sludge application*. Regional Sludge Management Committee, prepared by College of Forest Resources, The University of Washington, Seattle, Washington, 42 p.
- Henry, C.L. et Cole, D.W. (1986). Pack Forest sludge demonstration program: History and current activities. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. Ed. par D.W. Cole, C.L. Henry et W.L. Nutter. Univ. of Washington Press, Washington, U.S.A., p. 461-471.
- Henry, C.L., Nichols, C.G. et Chang, T.J. (1986). Technology and costs of forest sludge applications. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. Ed. par D.W. Cole, C.L. Henry et W.L. Nutter. Univ. of Washington Press, Washington, U.S.A., p. 356-366.
- Hewlett, J.D. (1982). *Principles of forest hydrology*. The University of Georgia Press, Athens, U.S.A., 183 p.
- Higgins, A.J. (1984). Impacts on groundwater due to land application of sewage sludge. *Water Resources Bulletin*. 20(3): 425-434.
- Hinesly, T.D. et Jones, R.L. (1976). Heavy metal contents in runoff and drainage waters from sludge-treated field lysimeters plots. Dans: *Proceedings of the National Conference on Disposal of Residues on Land*, September 1976, St-Louis, Missouri, p. 27-44.
- Hornbeck, J. W., Koterba, M. T. et Pierce, R. S. (1979). Sludge application to a northern hardwood forest in New Hampshire: Potential for dual benefits ?. Dans: *Utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed land*. Ed. par W.E. Sopper et S.N. Kerr, The Pennsylvania State University Press, Pennsylvania, U.S.A., p.137-144.
- Ibiedebe, D.D. et Inyang, A.D. (1986). Environment movement of indicator bacteria from soil amended with undigested sewage sludge. *Environmental Pollution*, 40: 53-62.



- Kabata-Pendias, A. et Pendias, H. (1984). *Trace elements in soils and plants*. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida, 315 p.
- Karam, A. (1993). *Sciences environnementales du sol - Notes de cours*. 3e édition. Fac. Sc. Agr. Alim. Univ. Laval, Québec.
- Karapanagiotis, N.K., Sterrit, R.M. et Lester, J.N. (1991). Heavy metal complexation in sludge-amended soil - The role of organic matter in metal retention. *Environmental Technology*, 12: 1107-1116.
- Kladivko, E.J. et Nelson, D.W. (1979). Surface runoff from sludge-amended soils. *J. Water Poll. Cont. Fed.*, 51(1): 100-110.
- Korte, N. E., Skopp, J., Fuller, W. H., Niebla, E. E. et Alesii, B.A. (1976). Trace element movement in soils: influence of soil physical and chemical properties. *Soil Science*, 122: 350-359.
- Korzun, E.A. et Heck, H.H. (1990). Sources and fates of lead and cadmium in municipal solids waste. *J. Air Waste Management Assoc.*, 40 (9): 1220-1226.
- Kramer, P.J. et Kozlowski, T.T. (1979). *Physiology of woody plants*. Academic Press, p. 453-457.
- Laferrière, M. (1992). Communication personnelle.
- Lake, D.L., Kirk, P.W.W. et Lester, J.N. (1984). Fractionation, characterization, and speciation of heavy metals in sewage sludge-amended soils: a review. *J. Environ. Qual.*, 13 (2): 175-183.
- Lambert, D.H. et Weidensaul, C. (1982). Use of sewage sludge for tree seedling and Christmas tree production. Dans: *Land reclamation and biomass production with municipal wastewater and sludge*. Ed. par W.E. Sopper, E.M. Seaker et R.K. Bastian, The Pennsylvania State University Press, Pennsylvania, U.S.A, p. 292-300.
- Larson, W.E. et Dowdy, R.H. (1976). Heavy metals contained in runoff from land receiving wastes. Dans: *Proceedings of the National Conference on Disposal of Residues on Land*, September 1976, St-Louis, Missouri, p. 21-26.
- Lea, R., Tierson, W.C., Bickelhaupt, D.H. et Leaf, A.L. (1980). Differential foliar responses of Northern hardwoods to fertilization. *Plant and Soil*, 54: 419-439.

- Leeper, G.W. (1978). Managing the heavy metals on the land. *Pollution technology*, 6, 133p.
- Leschber, R. (1991). Organohalogen compounds in sewage sludges and their determination as cumulative parameters. *J. Environ. Anal. Chem.*, 44: 233-241.
- Lester, J.N., Sterritt, R.M. et Kirk, P.W.W. (1983). Significance and behaviour of heavy metals in waste water treatment processes. II. Sludge treatment and disposal. *Science of The Total Environment*, 30: 45-83.
- Levine, M.B, Hall, A.T, Barrett, G.W. et Taylor, D.H. (1989). Heavy metal concentration during ten years of sludge treatment to an old-field community. *J. Environ. Qual.*, 18: 411-418.
- Luoma, S. N. (1983). Bioavailability of trace metals to aquatic organisms - A review. *Sci. Total Environ.*, 28:1-22.
- Lutrick, M.C., Riekerk, H. et Cornell, J.A. (1986) Soil and slash pine response to sludge applications in Florida. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50: 447-451.
- McBride, M. B. (1994). Soil acidity. Dans: Environmental chemistry of soils, pp. 169-206. Oxford Univ. Press, New York.
- McColl, R.H.S. et Gibson, A.R. (1979). Downslope movement of nutrients in hill pasture, Taita, New Zealand. *N.Z. Journal of Agricultural Research*, 22: 143-150.
- McCoy, J.L., Sikora, L.J. et Weil, R.R. (1986). Plant availability of phosphorus in sewage sludge compost. *J. Environ. Qual.*, 15 (4): 403-409.
- McGrath, S.P. et Lane, P.W. (1989). An explanation for the apparent losses of metals in the long-term field experiment with sewage sludge. *Environmental Pollution* 60: 235-256.
- McIntosh, M.S., Foss, J.E., Brandt, K.R. et Darmody, R. (1984). Effect of composted municipal sludge on growth and elemental composition of white pine and hybrid poplar. *J. Environ. Qual.*, 18: 411-418.
- McKee, W.H., McLeod, K.W., Davis, C.E., McKevlin, M.R. et Thomas, H.A. (1986). Growth response of loblolly pine to municipal and industrial sewage sludge applied at four ages on upper coastal plain sites. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. Ed. par D.W. Cole, C.L. Henry et W.L. Nutter. Univ. of Washington Press, Washington, U.S.A., p. 272-281.

- McLeod, K.W., Davis, C.E., Sherrod, K.C. et Wells, C.G. (1986). Understorey response to sewage sludge fertilization of loblolly pine plantations. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. Ed. par D.W. Cole, C.L. Henry et W.L. Nutter. Univ. of Washington Press, Washington, U.S.A., p. 308-323.
- Medalie, L., Bowden, W.B. et Smith, C.T. (1994). Nutrient leaching following land application of aerobically digested municipal sewage sludge in a northern hardwood forest. *J. Environ. Qual.*, 23: 130-138.
- Meijer, H.A. (1992). Long-term sludge disposal policy in the Netherlands. *Wat. Sci. Tech.*, 26 (5-6): 1157-1164.
- 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. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau, Service d'évaluation des rejets toxiques, 423 p.
- MENVIQ (1987). *Valorisation agricole des boues des stations d'épuration-Guide de bonnes pratiques*. Ministère de l'Environnement et Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Québec, Envirodoq EN910412, 91 p.
- MENVIQ et MAPAQ (1991). *Valorisation agricole des boues des stations d'épuration. Guide de bonnes pratiques*. Gouvernement du Québec, Ministère de l'Environnement, 60 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, Envirodoq EN910413, 83 p.
- Moffat, A.J., Matthews, R.W. et Hall, J.E. (1991). The effects of sewage sludge on growth and foliar and soil chemistry in pole-stage Corsican pine at Ringwood Forest, Dorset, U.K. *Can. J. For. Res.*, 21: 902-909.
- Moffat, A.J., et Bird, D. (1989). The potential for using sewage sludge in forestry in England and Wales. *Forestry*, 62 (1): 1-17.

- Nelson, A. et King, R. (1990). Water quality monitoring summary. Report prepared for Municipality of Metropolitan Seattle.
- Neuman, M.E et Henry, C.L. (1990). *Effects on wildlife and domestic animals from sludge application to forage*. Prepared for Regional Sludge Management Committee, p. 1-37.
- Nguyen, P.V., Hart, J.B. et Merkel, D.M. (1986). Municipal sludge fertilization on oak forests in Michigan: Short-term nutrient changes and growth responses. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. Ed. par D.W. Cole, C.L. Henry et W.L. Nutter. Univ. of Washington Press, Washington, U.S.A., p. 282-291.
- NRC (1980). Mineral tolerance of domestic animals. National Research Council, subcommittee on mineral toxicity in animals. National Academy of Sciences, Washington, D.C., 577 p.
- O'Connor, G.A., Eiseman, G.A., Bellin, C.A. et Ryan, J.A. (1991). *Sludge organics bioavailability*. Prepared for U.S. E.P.A., Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio, U.S.A., rapport EPA/600/D-91/032, p. 408-416.
- O'Connor, G.A., Knudtsen, K.L. et Connel, G.A. Phosphorus solubility in sludge-amended calcareous soils. *J. Environ. Qual.*, 15 (3): 308-312.
- O'Donnell, C.J., Meyer, K.B., Jones, J.V., Benton, T., Kaneshiro, E.S., Nichols, J.S. et Schaefer, F.W. (198). Survival of parasite eggs upon storage in sludge. *Appl. Environ. Microbiol.*, 48: 618-625.
- Olesen, S.E. et Mark, H.S. (1991). Long-term effects of sewage sludge application in a conifer plantation on a sandy soil. Dans: *Alternative uses for sewage sludge*. Ed. par J.E. Hall, Pergamon Press, Toronto, p. 177-197.
- Ontario (1992). *Directives concernant l'utilisation de boues d'épuration sur des terres agricoles*. Préparé par le comité de l'utilisation des boues et déchets, Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation et Ministère de l'Environnement, Ontario, Octobre 1992, 31 p.

Otis, R.J. (1985). Soil clogging: mechanisms and control. Dans: *Onsite sewage treatment. Fourth national symposium on individual and small community sewage systems*. Nouvelle Orléan, Louisiane, 10-11 décembre 1984. St-Joseph, Michigan: ASAE Publication NO 07-85.

Pahren, H.R. (1987). Microorganisms in municipal solid waste and public health implications. *CRC Critical Reviews in Environmental Control*, 17 (3): 187-228.

Payment, P. (1993). *Risques d'exposition des travailleurs à des virus entériques à la suite de l'épandage de boues provenant de stations d'épuration d'eaux usées municipales*. Centre de recherche en virologie, Institut Armand-Frappier, Université du Québec. Préparé pour le Ministère des Forêts du Québec, 21 p.

Peyton, R.B. et Gigliotti, L.M. (1986). Planning for the public dimension in forest sludge and wastewater application projects. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. Ed. par D.W. Cole, C.L. Henry et W.L. Nutter. Univ. of Washington Press, Washington, U.S.A., p. 341-348.

Polan, P. et Jones, P. (1992). Problématique des métaux lourds et des organismes pathogènes dans les boues de stations d'épuration municipales. *Sciences et techniques de l'eau*, 25:11-16.

Rapport, B.D., Martens, D.G., Reneau, R.B. et Simpson, T.W. (1988). Metal availability in sludge-amended soils with elevated metal levels. *J. Environ. Qual.*, 17:42-46.

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.

Riedl, O. (1984). *Forest amelioration. (Developments in agricultural and managed-forest ecology 14)*. New York, Elsevier, 623 p.

Riekerk, H. (1982). How much sewage nitrogen on forest soils ? A case history. *Biocycle*, 23 (1): 53-56.

Riekerk, H. (1981). Effect of sludge disposal on drainage solutions of two forest soils. *For. Sci.*, 27: 792-800.

- Riekerk, H. et Zasoski, R.J. (1979). Effects of dewatered sludge applications to a Douglas Fir forest soil on the soil, leachate, and groundwater composition. Dans: *Utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed land*. Ed. par W.E Sopper, et S.N. Kerr, The Pennsylvania State University Press, Pennsylvania, U.S.A, p. 35-45.
- Robertson, G. P. (1982). Nitrification in forested ecosystems. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.*, 296B:445-457.
- Robinson, A.R., MacLean, K.S. et MacConnell, H.M. (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.
- Roy, G et Gagnon, G. (1992). *Étude phytosociologique de l'érablière expérimentale de Tingwick*. Ministère des Forêts, Direction de la recherche, Service de la recherche appliquée, 59 p.
- Rudd, T., Campbell, J.A. et Lester, J. N. (1988). The use of model compounds to elucidate metal forms in sewage sludge. *Environmental Pollution*, 50: 225-242.
- Sagik, B.P., Moore, B.E. et Sorber, C.A. (1979). Public health aspects related to the land application of municipal sewage effluents and sludges. Dans: *Utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed land*. Ed. par W.E Sopper et S.N. Kerr, The Pennsylvania State University Press, Pennsylvania, U.S.A, p. 241-253.
- St-Yves, A. et Beaulieu, R. (1988). *Caractérisation des boues de 34 stations d'épuration des eaux usées municipales (jan.-fév. 1988)*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction générale de l'assainissement et Direction de l'assainissement agricole, rapport no. 262, 11 p.
- Salisbury, F.B. et Ross, C.W. (1985). *Plant physiology*. 3e Ed., Wadsworth Pub. Co., 540 p.
- Sauvesty, A., Pagé, F. et Giroux, M. (1990). Le statut nutritif et les teneurs en composés phénoliques des feuilles d'érables en relation avec la fertilisation des sols et la sévérité du dépérissement. Dans: *Le dépérissement des érablières, causes et solutions possibles*. Ed. par C. Camiré, W. Hendershot et D. Lachance, C.R.B.F, Fac. for. géom., Univ. Laval, Québec, p. 221-227.

- Sheedy, G. et Dubé, M. (1994). Recherches sur l'utilisation de boues de stations municipales d'épuration en milieu forestier - 1. Essais en plantations résineuses. *Coopérateur forestier*, 8 (8): 4.
- Sidle, R.C. et Kardos, L.T. (1977). Transport of heavy metals in sludge-treated forested area. *J. Environ. Qual.*, 6 (4): 431-437.
- Silviera, D.J. et Sommers, L.E. (1977). Extractability of copper, zinc, cadmium, and lead in soils incubated with sewage sludge. *J. Environ. Qual.*, 6 (1): 47-52.
- Singh, B.R. et Narwal, R.P. (1984). Plant availability of heavy metals in a sludge-treated soil: II. Metal extractionability compared with plant metal uptake. *J. Environ. Qual.*, 13: 344-349.
- Sopper, W.E. (1975). Effects of timber harvesting and related management practices on water quality in forested watersheds. *J. Environ. Qual.*, 4: 24-29.
- Spencer, J. et Machno, P.S. (1986). Sylvigrow: Metro's forest sludge application program. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. Ed. par D.W. Cole, C.L. Henry et W.L. Nutter. Univ. of Washington Press, Washington, U.S.A., p. 472-476.
- Sorber, C.A. et Moore, B.E. (1986). Microbiological aspects of forest application of wastewater and sludge. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. Ed. par D.W. Cole, C.L. Henry et W.L. Nutter. Univ. of Washington Press, Washington, U.S.A., p. 73-84.
- Soon, Y.K. et Bates, T.E. (1982). Chemical pools of cadmium, nickel, and zinc in polluted soils and some preliminary indications of their availability to plants. *Journal of Soil Science*, 33: 477-488.
- Soon, Y.K., Bates, T.E., Beauchamp, E.G. et Moyer, J.R. (1978). Land application of chemically treated sewage sludge: I. Effect on crop yield and nitrogen availability. *J. Environ. Qual.*, 7(2): 264-268.
- Sposito, G., Lund, L.J. et Chang, A.C. (1982). Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in solid phases. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46: 260-264.

- Storey, G.W. (1987). Survival of tapeworm eggs, free and in proglotids, during simulated sewage sludge treatment processes. *Wat. Res.*, 21 (2): 199-203.
- Stover, R.C., Sommers, L.E. et Silveira, D.J. (1976). Evaluation of metals in wastewater sludge. *J. Water Poll. Control Fed.*, 48 (9): 2165-2175.
- Theis, J.H., Bolton, V. et Storm, D.R. (1978). Helminth ova in soil and sludge from twelve U.S. urban areas. *Journal WPCF*, November 1978: 2485-2493.
- 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.
- Tisdale, S.M., Nelson, W.L. et Beaton, J.D. (1985). *Soil Fertility and Fertilizers*. 4e Ed. Macmillan Pub. Co., New York, 754 p.
- Tjell, J.C. (1986). Trace metal regulation for sludge utilization in agriculture; a critical review. Dans: *Processing and use of sewage sludge*. Ed. par P. L'Hermite et H. Ott, EUR 9129, D. Reidel Pub. Co., p. 348-361.
- Urgel Delisle et Associés inc. (1994). *Valorisation agricole des boues d'épuration de la Ville de St-Hyacinthe-Projet pilote de chaulage et de démonstration à la ferme*. Rapport synthèse. Ministère de l'Environnement, Société québécoise d'assainissement des eaux et Ville de St-Hyacinthe, Québec, 14 p.
- Urie, D.H., Harris, A.R. et Cooley, J.H. (1984). Forest land treatment of sewage wastewater and sludge in the lake states. Dans: *Research and Development Conference, TAPPI Proceedings*, p. 101-110.
- Vanni, A., Gennaro, M.C., Fedele, A., Piccone, G., Petronio, B.M., Petruzzelli, G. et Liberatori, A. (1994). Leachability of heavy metals in municipal sewage sludge particulate. *Environmental Technology*, 15: 71-78.
- Veilleux, J.M. (1985). Fertilisation des plantations de sapin baumier cultivé pour la production d'arbres de Noël. I. Essais au moment de la plantation. Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, Direction de la recherche et du développement, Service de l'amélioration des arbres, Mémoire no. 87, 56 p.



- Veilleux, J.M. (1986). Fertilisation des plantations de sapin baumier cultivé pour la production d'arbres de Noël. II. Essais au début de la cinquième saison de croissance. Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, Direction de la recherche et du développement, Service de l'amélioration des arbres, Mémoire no. 89, 48 p.
- Vescovi, L. (1994). *Le programme d'assainissement des eaux du Québec*. Travail présenté à M. Denis Couillard, professeur du cours 7243, INRS-Eau, Sainte-Foy (Québec), 17 p.
- Viet, F.G. (1962). Chemistry and availability of micronutrients. *J. Agric. Food Chem*, 10: 174-178.
- Wallis, P.M. et Lehman, D.L. (1984). Sludge application to land compared with a pasture and a hayfield: Reduction of biological health hazard over time. *J. Environ. Qual.*, 13, 645-650.
- 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.
- Webber, M.D. et Lesage, S. (1989). Organic contaminants in canadian municipal sludges. *Waste Management and Research*, 7: 63-82.
- Webber, M.D. (1984). Waste metals-The canadian approach for limiting metals on land from municipal sludges-an update. *Symposium Papers and Abstracts of contributed Papers, N.E. Branch-ASA and E. Section-CSA*, Sainte-Foy (Québec), 11 p.
- Webber, M.D., Kloke, A. et Tjell, J.Chr. (1984). A review of current guidelines for the control of heavy metal contamination in soils. Dans: *Processing and use of sewage sludge*. Ed. par P. L'Hermite et H. Ott, EUR 9129, D. Reidel Pub. Co., p 371-386.
- Weetman, G.F., McDonald, M.A., Prescott, C.E. et Kimmins, J.P. (1994). Responses of western hemlock, Pacific silver fir, and western red cedar plantations on northern Vancouver Island to applications of sewage sludge and inorganic fertilizer. *Can. J. For. Res.*, 23: 1815-1820.

- Wells, C.G., Carey, D. et McNeil, R.C. (1986). Nitrification and leaching of forest soil in relation to application of sewage sludge treated with sulfuric acid and nitrification inhibitor. Dans: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes*. Ed. par D.W. Cole, C.L. Henry et W.L. Nutter. Univ. of Washington Press, Washington, U.S.A., p. 132-141.
- Wild, S.R. et Jones, K.C. (1992). Organic chemicals entering agricultural soils in sewage sludges: screening for their potential to transfer to crop plants and livestock. *The science of the Total Environment*, 119: 85-119.
- Wild, S.R., Obbard, J.P., Munn, C.I., Berrow, M.L. et Jones, K.C. (1991). The long-term persistence of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) in an agricultural soil amended with metal contaminated sewage sludges. *The Science of the Total Environment*, 101: 235-253.
- Wilde, S.A. et Voigt, G.K. (1972). *Munsell color charts for plant tissues*. Munsell Color Division, Baltimore, Maryland, U.S.A.
- Yong, R.N., Galvez-Cloutier, R. et Phadungchewit, Y. (1993). Selective sequential 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. et Edmonds, R.L. (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*. Ed. par D.W. Cole, C.L. Henry et W.L. Nutter. Univ. of Washington Press, Washington, U.S.A., p. 100-109.

## **ANNEXE 1**

### **Documentation photographique**



Aspect de l'érablière à bouleau jaune typique de l'érablière expérimentale de Tingwick (Roy et Gagnon, 1992) (Expérience no. 1).



Aspect de la plantation de sapins baumiers (*Abies balsamea* (L.) Mill) cultivés pour la production d'arbres de Noël (Expérience no. 2).



Aspect de la plantation de sapins baumiers (*Abies balsamea* (L.) Mill) cultivés pour la production d'arbres de Noël, propriété de *J.J. Croteau Inc.* (Expérience no. 3).



Aspect de la plantation de sapins baumiers (*Abies balsamea* (L.) Mill) cultivés pour la production d'arbres de Noël, propriété de *S.B. Bédard Inc.* (Expérience no. 3).

## **ANNEXE 2**

### **Caractéristiques physico-chimiques du sol de l'érablière**

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

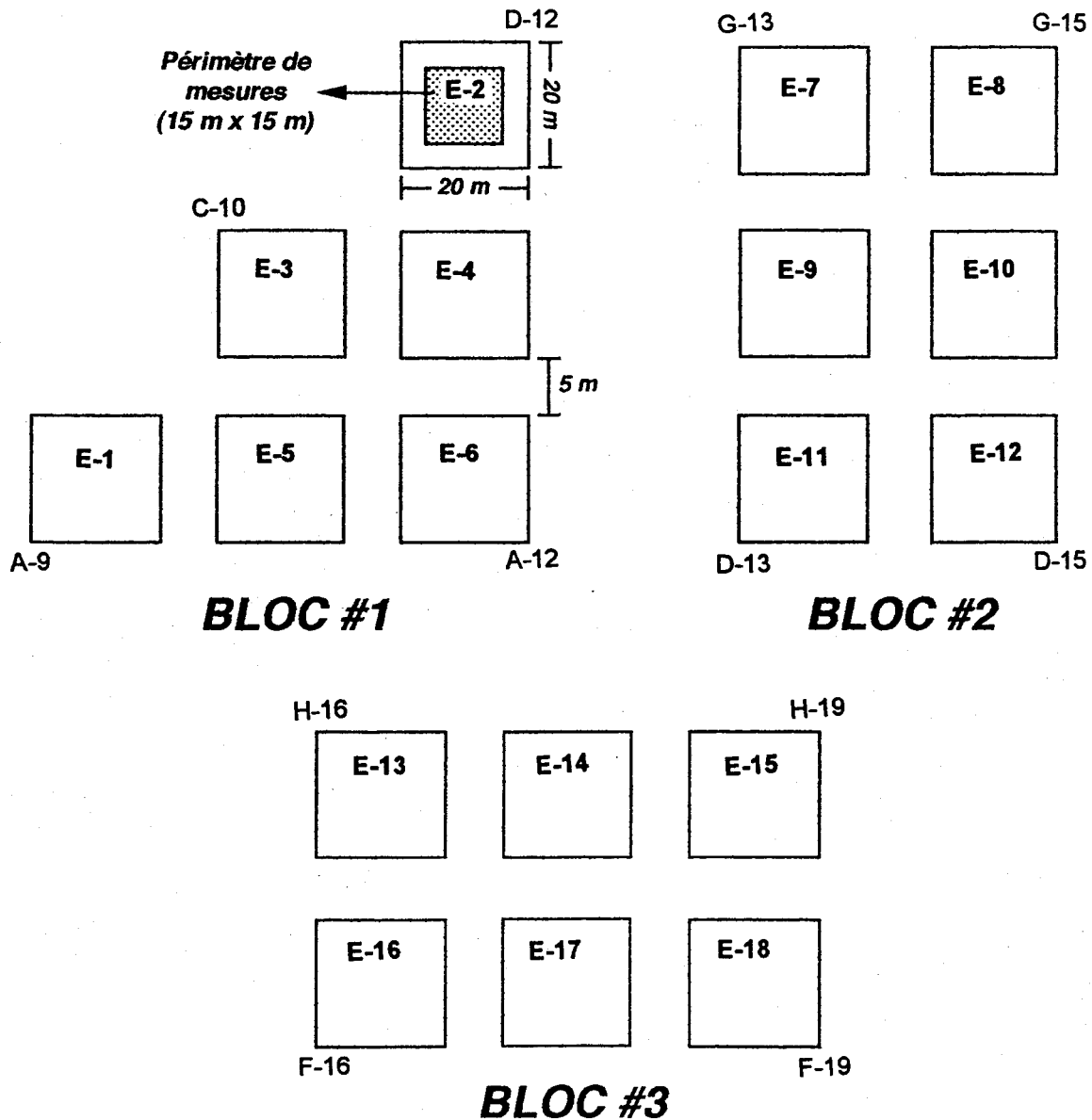
Horizon	H	Ca	Mg	K	Mn	Somme des cations (cmol+ kg <sup>-1</sup> )	P (Bray II)	C/N	Fe (oxalate)	Al
é.-t. <sup>e</sup>	11,0	1,06	0,23	0,09	0,08	0,26	10	4,4	--	--
Bf moy <sup>d</sup>	32,9	0,22	0,10	0,05	0,007	0,41	268	22,7	3,8	2,2
é.-t. <sup>e</sup>	6,45	0,14	0,04	0,01	0,002	0,22	275	3,5	4,6	2,2
C moy <sup>d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

- <sup>a</sup> M.O.: matière organique  
<sup>b</sup> T.S.B.: saturation en bases totales  
<sup>c</sup> C.E.C.: capacité d'échange cationique  
<sup>d</sup> moyenne  
<sup>e</sup> écart-type

## **ANNEXE 3**

### **Plans d'expérience**

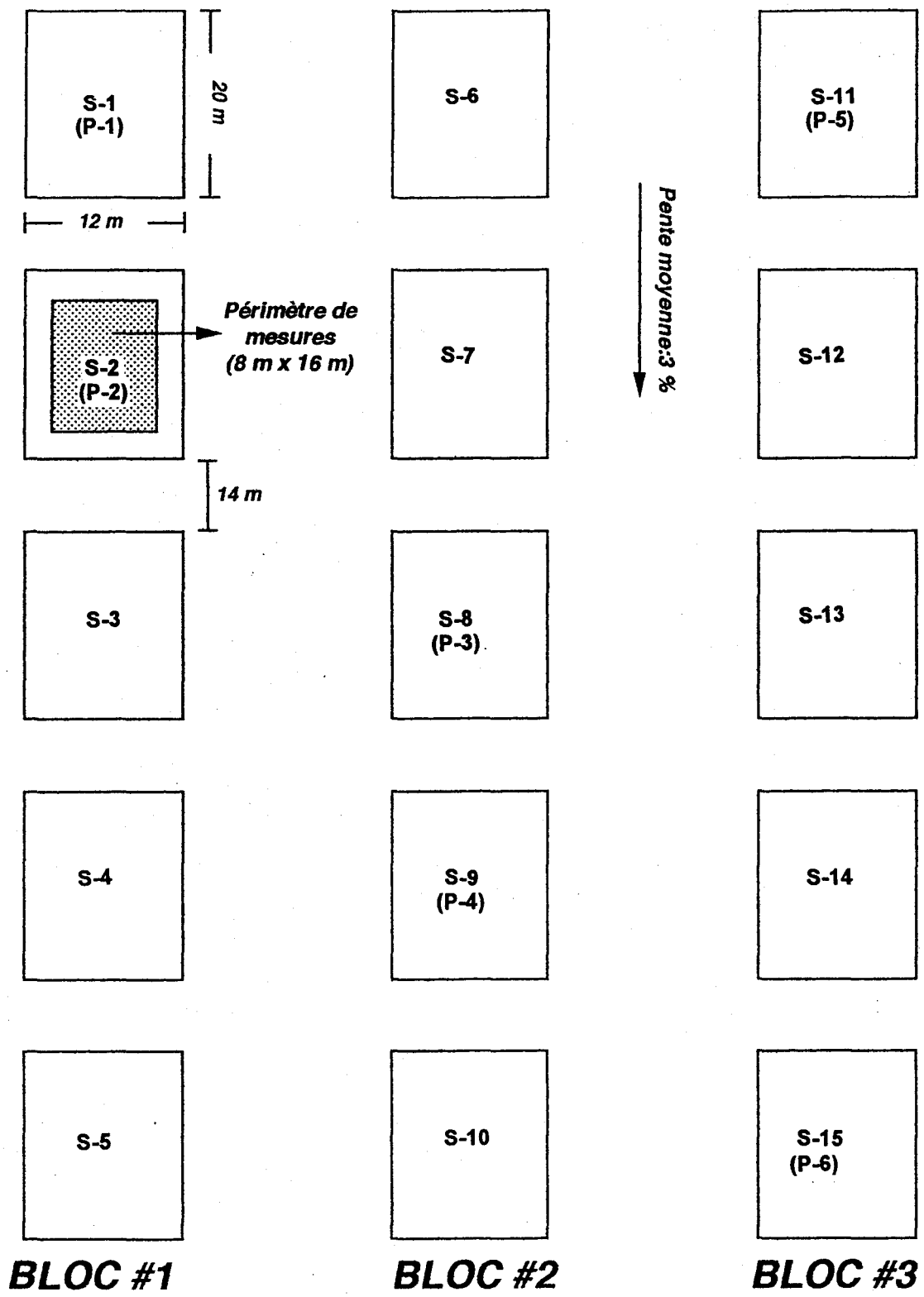




#### Description des traitements

- Traitement no. 1: Témoin (parcelles E-6, E-7 et E-18)
- Traitement no. 2: 200 kg/ha  $N_{\text{disponible}}$  appliqué en juin 93 (parcelles E-5, E-8 et E-16)
- Traitement no. 3: 400 kg/ha  $N_{\text{disponible}}$  appliqué en juin 93 (parcelles E-4, E-12 et E-14)
- Traitement no. 4: 800 kg/ha  $N_{\text{disponible}}$  appliqué en juin 93 (parcelles E-2, E-10 et E-13)
- Traitement no. 5: 200 kg/ha  $N_{\text{disponible}}$  appliqué en septembre 93 (parcelles E-3, E-11 et E-15)
- Traitement no. 6: 400 kg/ha  $N_{\text{disponible}}$  appliqué en septembre 93 (parcelles E-1, E-9 et E-17)

Dispositif expérimental de l'expérience no. 1 (érablière)

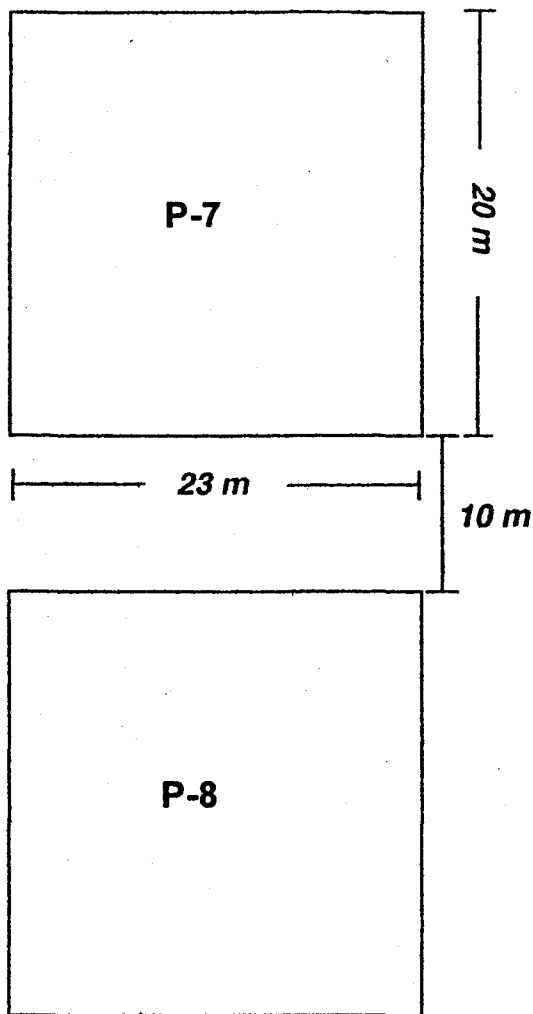


Dispositif expérimental de l'expérience no. 2 (plantation d'arbres de Noël, différents taux d'application)

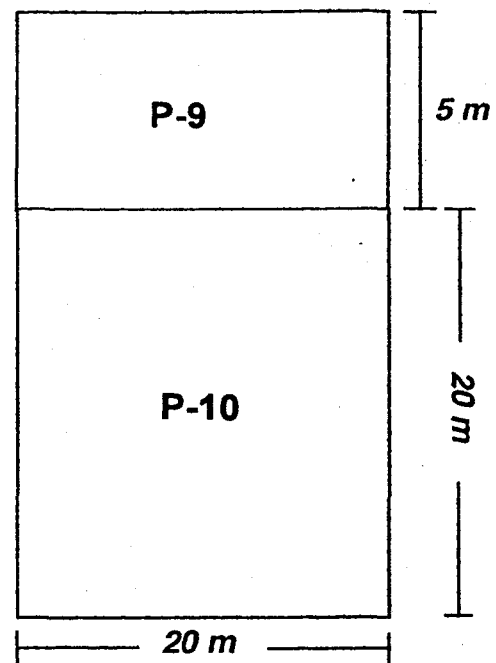
## Description des traitements de l'expérience no. 2

- Traitement no. 1: Témoin sans fertilisation (parcelles S-1, S-8 et S-11)  
Traitement no. 2: Fertilisation chimique, 80 g de 13-14-14-3,5 % Mg par arbre (parcelles S-5, S-6 et S-14)  
Traitement no. 3: Boues, 90 kg/ha N<sub>disponible</sub> appliqué en juin 93\* (parcelles S-3, S-10 et S-12)  
Traitement no. 4: Boues, 180 kg/ha N<sub>disponible</sub> appliqué en juin 93\* (parcelles S-4, S-7 et S-13)  
Traitement no. 5: Boues, 360 kg/ha N<sub>disponible</sub> appliqué en juin 93\* (parcelles S-2, S-9 et S-15)

\* Taux d'application révisés. Les taux d'application prévus par le protocole initial ont dû être modifiés à la suite de problèmes au niveau de l'analyse de la teneur ammoniacale des boues (cf. sections 3 et 4)



↓  
**Pente moyenne: 9 %**  
 (Parcelles localisées chez M. Jérôme Croteau)



↓  
**Pente moyenne: 13 %**  
 (Parcelles localisées chez M. Benoît Bédard)

**\*Les parcelles P-1 à P-6 de l'expérience no. 2 constituent le niveau de traitement 3% de cette expérience**

Dispositif expérimental de l'expérience no. 3 (plantation d'arbres de Noël, pentes)

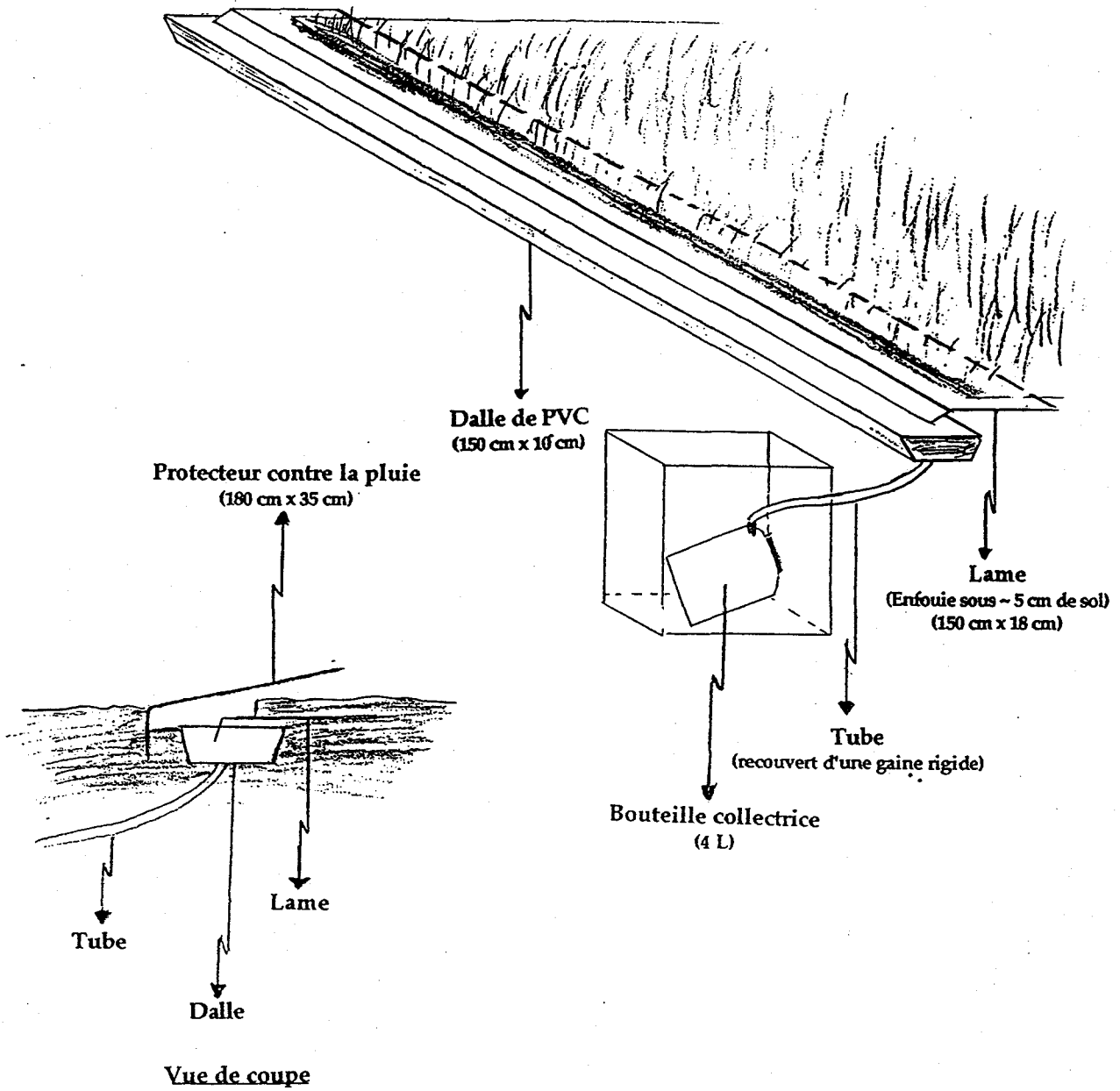
### Description des traitements de l'expérience no. 3

- Traitement no. 1: Témoin sans fertilisation, pente de 3 %  
(parcelles P-1, P-4 et P-5 de la figure 3)
- Traitement no. 2: Boues, 360 kg/ha N<sub>disponible</sub> appliqué en juin 93, pente de 3 %\*  
(parcelles P-2, P-3 et P-6 de la figure 3)
- Traitement no. 3: Témoin sans fertilisation, pente de 9 % (parcelle P-7)
- Traitement no. 4: Boues, 360 kg/ha N<sub>disponible</sub> appliqué en juin 93, pente de 9 %\*  
(parcelle P-8)
- Traitement no. 5: Témoin sans fertilisation, pente de 13 % (parcelle P-9)
- Traitement no. 6: Boues, 360 kg/ha N<sub>disponible</sub> appliqué en juin 93, pente de 13 %\*  
(parcelle P-10)

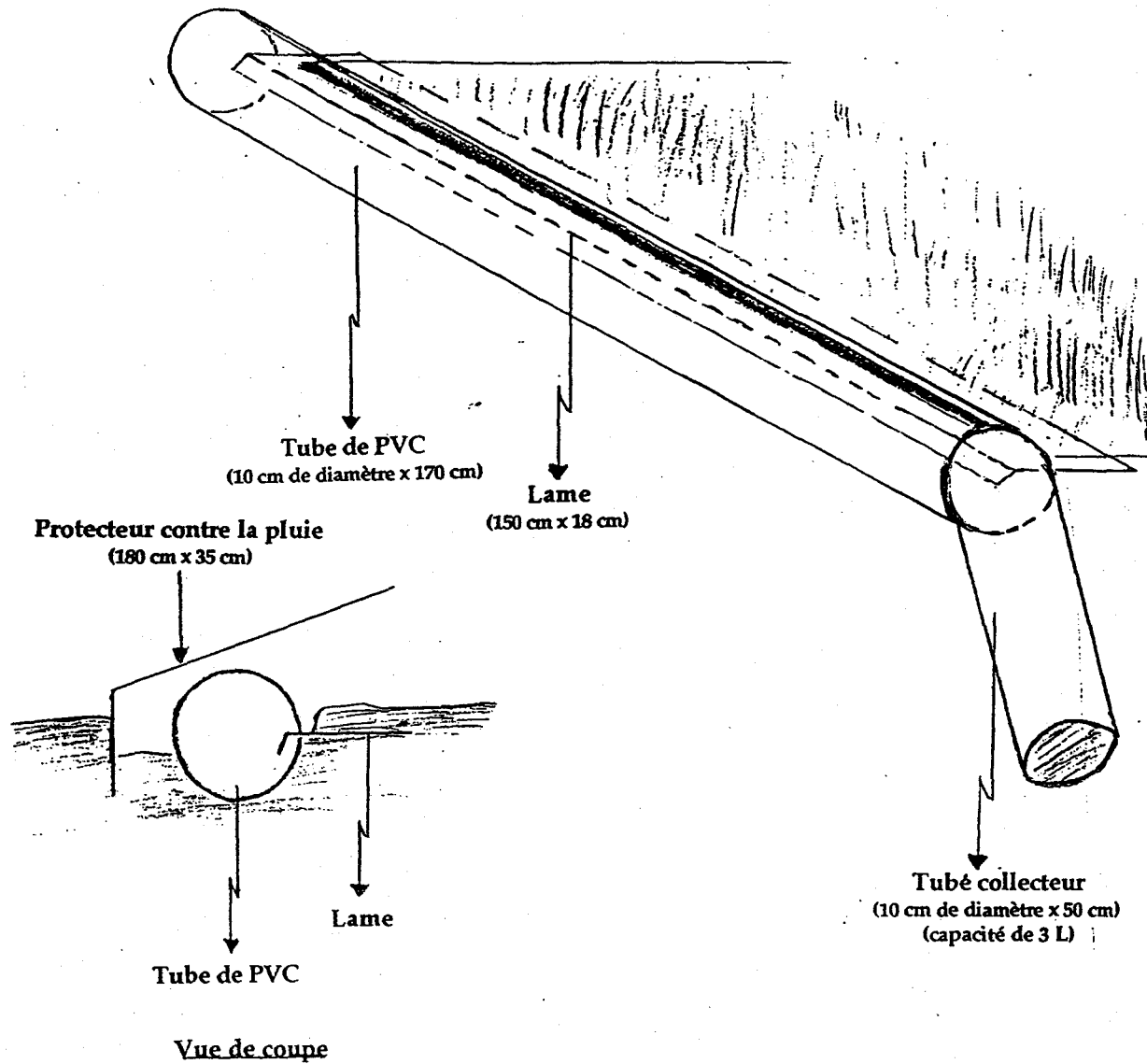
\* Taux d'application révisés. Les taux d'application prévus par le protocole initial ont dû être modifiés à la suite de problèmes au niveau de l'analyse de la teneur ammoniacale des boues (cf. sections 3 et 4)

## **ANNEXE 4**

### **Systemes de collecte de l'eau de ruissellement**



Système de collecte de l'eau de ruissellement utilisé en érablière  
(expérience no. 1)

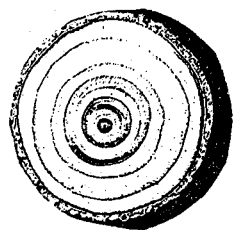


Système de collecte de l'eau de ruissellement utilisé en plantation  
 d'arbres de Noël (expériences nos. 2 et 3)

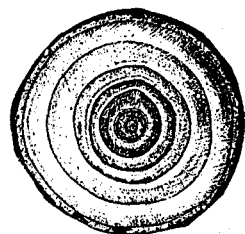


## **ANNEXE 5**

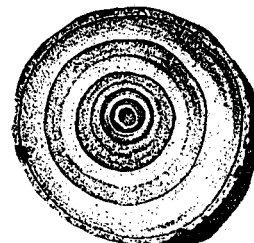
### **Influence de la valorisation sur les anneaux de croissance des arbres de Noël**



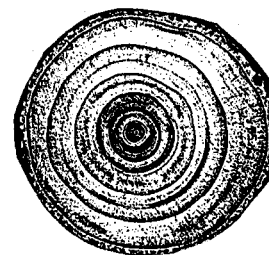
TRAITEMENT NO.1



TRAITEMENT NO.2



TRAITEMENT NO.3



TRAITEMENT NO.4



TRAITEMENT NO.5

Traitement no. 1: Témoin

Traitement no. 2: Régie de fertilisation du producteur

Traitement no. 3: Boues liquides de Victoriaville, 80 kg/ha d'azote disponible, appliquées en juin 1993

Traitement no. 4: Boues liquides de Victoriaville, 160 kg/ha d'azote disponible, appliquées en juin 1993

Traitement no. 5: Boues liquides de Victoriaville, 320 kg/ha d'azote disponible, appliquées en juin 1993

**Anneaux de croissance du tronc des arbres de Noël les plus représentatifs des traitements  
(coupés à 40 cm du sol, novembre 1994)**