

**LA VALORISATION
DES BOUES D'USINE
D'ÉPURATION DES EAUX
POUR LA FERTILISATION
DES FORÊTS**

par Y. Grenier

recherche

Québec ☐☐

YVON GRENIER est ingénieur forestier, diplômé de l'Université Laval depuis 1982. En 1986, l'Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau) de l'Université du Québec lui décernait le titre de maître ès sciences de l'eau. Il est à l'emploi du Service de la recherche appliquée depuis mai 1988 à titre d'assistant de recherche en écologie forestière et en aménagement.

Depuis de nombreuses années, chacun des Mémoires et des autres rapports publiés par la Recherche forestière est révisé par un comité *ad hoc* d'au moins trois membres recrutés aussi bien à l'intérieur du Ministère que dans le milieu universitaire, la fonction publique du Canada ou les autres milieux de la recherche. Les responsables de la Recherche forestière remercient les scientifiques qui ont accepté bénévolement de revoir le texte présenté ici et de participer ainsi à la diffusion des résultats des recherches menées au Ministère de l'Énergie et des Ressources (Forêts).

Les publications de la Recherche forestière sont produites et diffusées à même les budgets de recherche et de développement, comme autant d'étapes essentielles à la réalisation de chaque projet ou expérience. En conséquence, ces documents sont, par définition, à *tirage limité* et à *diffusion restreinte*. Adresser toute demande au:

Service du transfert de technologie
Ministère de l'Énergie et des Ressources (Forêts)
2700, rue Einstein
SAINTE-FOY (Québec)
Canada G1P 3W8

LA VALORISATION DES BOUES D'USINE D'ÉPURATION DES EAUX
POUR LA FERTILISATION DES FORÊTS*

par

Yvon GRENIER, ing.f., M.Sc.

MÉMOIRE N° 98

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC
MINISTÈRE DE L'ÉNERGIE ET DES RESSOURCES (FORÊTS)
DIRECTION DE LA RECHERCHE ET DU DÉVELOPPEMENT
1989

- * Mémoire présenté à l'Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau) de l'Université du Québec comme exigence partielle de la maîtrise ès sciences de l'eau, en novembre 1985. Texte légèrement remanié pour publication.

ISBN 2-550-20195-7

Dépôt légal - Quatrième trimestre 1989

Bibliothèque nationale du Québec

Bibliothèque nationale du Canada

Copyright - Gouvernement du Québec 1989

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier tout particulièrement M. Denis Couillard, professeur à l'INRS-Eau, pour ses conseils, sa collaboration et sa disponibilité dans la direction de ce mémoire.

Je me dois également d'adresser des remerciements à M. Jean-Marc Veilleux, chercheur à la Direction de la recherche et du développement du ministère de l'Énergie et des Ressources, qui m'a conseillé pour la partie expérimentale de mon projet de recherche, ainsi qu'à MM. Gérard Jones et Archibald Jones, respectivement professeurs à l'INRS-Eau et au Collège McDonald de l'Université McGill, qui ont été les évaluateurs de ce travail.

De nombreuses autres personnes m'ont apporté leur précieux concours. Ne pouvant pas les remercier individuellement au risque d'en oublier, je remercie les employés des serres, du laboratoire, de l'informatique et de la salle à dessin de la Direction de la recherche et du développement du ministère de l'Énergie et des Ressources, du laboratoire du ministère de l'Environnement et de la documentation et informatique de l'INRS-Eau. Je remercie aussi M. Fabien Caron, éditeur scientifique à la Direction de la recherche et du développement du ministère de l'Énergie et des Ressources, qui a révisé le texte final.

Enfin, je ne saurais passer sous silence l'excellent travail de Mmes Sylvie Cloutier et Suzanne Dussault de l'INRS-Eau et de Mme Sylvie Bourassa de la Direction de la recherche et du développement du ministère de l'Énergie et des Ressources, pour la dactylographie du texte.

RÉSUMÉ

Cette thèse comprend deux parties: la première est théorique et la seconde est expérimentale.

Par une revue de littérature, nous avons d'abord constaté que les boues d'usine d'épuration des eaux pourraient avantageusement servir de fertilisant forestier. En effet, leur utilisation augmente les quantités de matière ligneuse produite, au même titre que le font les fertilisants chimiques. De plus, les effets adverses ne sont pas importants.

En seconde partie, nous avons fait croître en serre des semis de mélèze laricin sur du sable. Ils ont été fertilisés avec différentes doses et fréquences de boue anaérobie. Cette expérience est concluante et va dans le même sens que la théorie, soit une augmentation des rendements avec la fertilisation par les boues résiduelles.

Mots-clés: épuration des eaux, boue résiduelle, fertilisation des forêts, mélèze laricin (*Larix laricina* (Du Roi) K. Koch)

ABSTRACT

This thesis is in two parts; the first one is theoretical while the second is practical.

The literature review concludes that wastewater sludges can be used efficiently in forest fertilization. Its utilization gives better yields, in the same manner as do chemical fertilizers. Also, negative effects are negligible.

In the second part, we grew larches seedlings on sand in a greenhouse. They were fertilized with different quantities and frequencies of anaerobic sludge. That experience is positive, and agrees with theory, that better yields are obtained using wastewater sludges as fertilizers.

Key-words: wastewater treatment, wastewater sludge, forest fertilization, American larch (Larix laricina (Du Roi) K. Koch)

TABLE DES MATIÈRES

	page
REMERCIEMENTS	iii
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	vii
TABLE DES MATIÈRES	ix
LISTE DES TABLEAUX	xiii
LISTE DES FIGURES	xvii
LISTE DES PHOTOGRAPHIES	xix
INTRODUCTION	1
CHAPITRE I. PROBLÉMATIQUE DES BOUES D'ÉPURATION AU QUÉBEC	5
1.1 Production estimée dans l'avenir immédiat	6
1.2 Solutions envisagées pour leur élimination	7
1.3 Composition moyenne des boues	8
CHAPITRE II. POTENTIEL FERTILISANT DES BOUES D'ÉPURATION MUNICIPALES	13
2.1 Comparaisons des boues résiduaires avec les ferti- lisants commerciaux	13
2.1.1 Teneur des boues résiduaires en éléments nutritifs assimilables	14
2.1.2 Transformation de l'azote organique en azote assimilable	25
2.1.3 Éléments des boues d'épuration qui peuvent devenir disponibles avec le temps	26

	page
2.2 Application des boues d'épuration	31
2.2.1 Application en surface ou enfouissement	31
2.2.2 Fréquence des applications des boues d'épuration	33
2.2.3 Saison pour l'application des boues d'épuration	39
2.2.4 Types de boues résiduaires à utiliser	40
2.2.5 Colmatage du sol	42
2.3 Toxicité potentielle	43
2.3.1 Métaux lourds	43
2.3.2 Composés synthétiques toxiques	50
2.3.3 Organismes pathogènes	56
CHAPITRE III. JUSTIFICATION DE FERTILISER LES FORÊTS . . .	59
3.1 Augmentation des rendements avec des fertilisants chimiques	60
3.2 Augmentation des rendements avec des boues	62
CHAPITRE IV. RISQUES POUR L'ENVIRONNEMENT: LES NITRATES	67
CHAPITRE V. CULTURE DE MÊLÈZE LARICIN SUR SABLE AVEC DIFFÉRENTES DOSES DE BOUES SECONDAIRES ANAÉROBIES	73
5.1 Choix du matériel	73
5.1.1 Choix du médium de culture	73
5.1.2 Choix de l'espèce	75
5.1.3 Choix de la boue d'épuration	76
5.1.4 Lieu de croissance	78
5.2 Mise en place du dispositif expérimental	78
5.2.1 Traitements retenus	78
5.2.2 Application de la boue	83
5.2.3 Mesures effectuées et méthodes d'analyses	88
5.2.4 Essais de percolation en serre	91
5.3 Résultats et discussion	91
5.3.1 Évolution du nombre de plants au cours de l'expérience	91
5.3.2 Concentrations des éléments dans les tissus . . .	102
5.3.3 Concentrations des éléments dans les sols et dans les percolats	113
5.3.4 Résultats de croissance	135
5.3.4.1 Croissance en hauteur	135
5.3.4.2 Croissance en diamètre	149
5.3.4.3 Mesure de la biomasse	153
5.3.4.4 Conclusion	157

	page
5.3.5 Relations de croissance	159
5.3.5.1 Croissance en hauteur	160
5.3.5.2 Croissance en diamètre	161
5.3.5.3 Masse racinaire	162
5.3.5.4 Masse des tiges	163
5.3.5.5 Conclusion	164
5.4 Analyse complémentaire sur les métaux lourds	165
CONCLUSION	171
BIBLIOGRAPHIE	175

LISTE DES TABLEAUX

		page
1.1	Cinq analyses de boues anaérobies de deux usines à différents moments	9
1.2	Analyse comparative des boues d'épuration du Québec et de celles des États-Unis (E.P.A.)	11
2.1	Valeurs des concentrations d'azote exprimées en pourcentage de poids sec pour des boues digérées, selon quelques auteurs	17
2.2	Valeurs des concentrations d'azote sur une base sèche pour 14 boues, aux États-Unis	19
2.3	Valeurs des concentrations de phosphore exprimées en pourcentage de poids sec pour des boues digérées, selon quelques auteurs	21
2.4	Valeurs des concentrations de potassium exprimées en pourcentage de poids sec pour des boues digérées, selon quelques auteurs	22
2.5	Valeurs des concentrations de divers éléments exprimées en pourcentage de poids sec pour des boues digérées aérobies et anaérobies, (Valeurs moyennes de 250 analyses)	24
2.6	Pourcentage des différentes formes d'azote rencontrées dans les boues résiduaire	27
2.7	Pourcentage de minéralisation de l'azote dans le temps, selon quelques auteurs	30

	page
2.8 Concentrations maximales permmissibles ($\mu\text{g/g}$, masse sèche) de métaux lourds dans les boues considérées comme acceptables pour utilisation sur des sols agricoles	48
2.9 Teneurs maximales permmissibles (kg/ha) de métaux lourds dans les terres agricoles	49
2.10 Caractéristiques de quelques polluants dangereux appliqués sur des sols lors d'épandage de boues municipales	52
2.11 Temps nécessaire pour atteindre une DL_{50} de quelques produits dangereux pour un sol fertilisé avec une boue contaminée et pour cette boue seule	53
2.12a Temps nécessaire à des rats pour atteindre une DL_{50} pour quelques polluants dangereux en supposant que la boue contaminée représente 10% du régime alimentaire	54
2.12b Temps nécessaire à des bovins pour atteindre une DL_{50} pour quelques polluants dangereux en supposant que la boue contaminée représente 10% du régime alimentaire	54
3.1 Résumé de quelques rendements en hauteur et en diamètre pour des arbres fertilisés avec des boues	65
5.1 Moyennes des analyses chimiques des sables et du sol de pépinière utilisés dans les expériences . . .	74
5.2 Analyse chimique de la boue anaérobie de Valcartier utilisée pour l'expérience	77
5.3 Teneur totale d'azote	80
5.4 Identification et caractéristiques des traitements	86
5.5 Teneur en N par pot et par semaine provenant des boues	87
5.6 Identification et caractéristiques des traitements pour les essais de percolation en serre	92
5.7a Évolution du nombre de plants pour la table (répétition) 1 au cours de l'expérience	96

5.7b	Évolution du nombre de plants pour la table (répétition) 2 au cours de l'expérience	97
5.7c	Évolution du nombre de plants pour la table (répétition) 3 au cours de l'expérience	98
5.7d	Évolution du nombre de plants pour la table (répétition) 4 au cours de l'expérience	99
5.8	Pourcentage de survie des semis selon le temps . . .	100
5.9	Concentrations moyennes des éléments totaux dans les tissus de mélèze laricin, par traitement, et coefficients de corrélation entre ces concentrations et les quantités de boues appliquées	103
5.10	Concentrations moyennes des éléments par traite- ment dans les 10 cm supérieurs et coefficients de corrélation entre ces concentrations et les quantités de boues ajoutées	114
5.11	Concentrations moyennes des éléments par traite- ment dans les 10 cm inférieurs et coefficients de corrélation entre ces concentrations et les quantités de boues ajoutées	116
5.12	Concentrations de quelques éléments dans les per- colats de 15 traitements et moyennes de 5 analyses de l'eau d'irrigation	119
5.13	Hauteurs moyennes après 69 jours de croissance . . .	137
5.14	Hauteurs moyennes après 105 jours de croissance . .	139
5.15	Hauteurs moyennes après 119 jours de croissance . .	140
5.16	Diamètres moyens au collet à la fin de l'expérience	152
5.17	Biomasse moyenne des racines à la fin de l'expérience	154
5.18	Biomasse moyenne des tiges à la fin de l'expérience	156
5.19	Moyennes des hauteurs après diverses périodes et des diamètres, masses foliaires et masses racinaires à la fin de l'expérience	158

	page
5.20 Concentrations moyennes des métaux lourds dans quelques tissus végétaux	166
5.21 Concentrations moyennes des métaux lourds dans quelques sols utilisés pour les expériences et dans les percolats	167

LISTE DES FIGURES

	page
2.1 Relation entre le taux de croissance d'une plante et la concentration en élément nutritif limitatif . .	28
2.2 Évolution dans le temps des taux d'application de différentes boues qui ne dépasseront pas 10 mg NO_3^-/l dans les percolats	36
2.3 Niveau de l'azote organique dans le sol pour les taux d'application de boues donnés à la figure 2.2	36
4.1 Courbes des concentrations résiduelles de NO_3^- dans les percolats selon les types de boues, les doses appliquées et la culture en place	70
5.0 Distribution des différents traitements	81
5.1 Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour le traitement 1	144
5.2 Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour le traitement 2	144
5.3 Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour le traitement 3	144
5.4 Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour le traitement 4	144
5.5 Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour le traitement 5	145
5.6 Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour le traitement 6	145

	page
5.7 Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour le traitement 7	145
5.8 Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour le traitement 8	145
5.9 Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour le traitement 9	146
5.10 Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour le traitement 10	146
5.11 Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour le traitement 11	146
5.12 Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour le traitement 12	146
5.13 Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour le traitement 13	147
5.14 Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour le traitement 14	147
5.15 Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour le traitement 15	147
5.16 Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour le traitement 16	147
5.17 Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour le traitement 17	148
5.18 Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour le traitement 18	148
5.19 Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour le traitement 19	148
5.20 Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour le traitement 20	148

LISTE DES PHOTOGRAPHIES

	page
1. Brumisateurs en fonctionnement dans la serre	79
2. Distribution des pots pour l'expérience dans la serre	84
3. Méthode d'application de la boue	85
4. La table 2 après une première fertilisation	85
5. Dispositif de cueillette des percolats pour les traitements 21 à 25	93
6. La table 2 après 15 jours de croissance	136
7. Les quatre tables à la fin de l'expérience	136
8. Traitement 1, répétition 1 après 25 jours de croissance	150
9. Traitement 1, répétition 1 après 69 jours de croissance	150
10. Traitement 1, répétition 1 après 105 jours de croissance	150
11. Traitement 1, répétition 1 après 119 jours de croissance	150
12. Traitement 12, répétition 2 après 25 jours de croissance	151
13. Traitement 12, répétition 2 après 69 jours de croissance	151

	page
14. Traitement 12, répétition 2 après 105 jours de croissance	151
15. Traitement 12, répétition 2 après 119 jours de croissance	151

INTRODUCTION

Notre société produit de nombreux biens de consommation qui nous rendent la vie aisée. Cette amélioration de nos conditions de vie par rapport à celles de nos ancêtres a également sa contrepartie, c'est-à-dire la production de nombreux déchets sous diverses formes, liquides, solides et gazeuses. Ces déchets ont la caractéristique commune de polluer l'environnement.

Depuis quelques décennies, on s'est rendu compte de cette situation et de là est né le désir de l'améliorer. Nous désirons conserver notre mode de vie (consommation), mais nous voulons aussi un environnement plus sain pour nous épanouir. La lutte à la pollution coûte cher et n'a pas toujours une justification économique. Cependant, si les "déchets" sont récupérés, il est possible d'affecter les coûts de cette lutte à une nouvelle forme de production: c'est le recyclage.

Plus particulièrement en ce qui concerne ce travail, l'eau est considérée comme un bien de consommation, mais une fois qu'elle a passé par nos maisons et usines, elle est souillée et donc impropre à une seconde consommation. Pour se débarrasser de cet encombrant déchet, la solution la plus simple est son rejet direct dans le milieu (lac ou rivière). Cette façon d'agir a considérablement détérioré l'environnement, rendant les plans d'eau d'abord impropres à la consommation,

puis finalement impropres même à la récréation. La situation est devenue intolérable et certains gestionnaires ont décidé de prendre les choses en main afin de la corriger.

L'épuration des eaux s'accompagne d'un produit appelé boue résiduaire. Celle-ci est considérée comme un déchet et est donc, elle aussi, susceptible de polluer l'environnement. Cependant, pour ne pas tomber dans ce cercle vicieux, la meilleure solution réside dans le recyclage de ce déchet.

Puisque la production de biens de consommation a besoin de ressources, c'est près de nous qu'elles furent d'abord trouvées. Puis, peu à peu, leur épuisement local nous a amenés de plus en plus loin. Le bois est un bon exemple de cela. On n'a qu'à songer que des usines de pâtes et papiers et de sciage s'approvisionnent à des centaines de kilomètres de leurs lieux d'opération. Cette pression sur la ressource se voit augmentée quand on veut produire de la biomasse forestière en courtes rotations près des centres de production. Indéniablement, de telles pratiques nécessiteront des fertilisants car la nature ne pourra suffire seule à la tâche. Les fertilisants chimiques coûtent cher et il serait intéressant de pouvoir les remplacer. En agriculture, depuis des millénaires, l'utilisation des fumiers animaux a produit de bons résultats. Ainsi, l'idée d'utiliser les boues résiduaires a fait son chemin car une certaine comparaison a été établie entre elles et les fumiers, même si ces produits sont très différents.

Nous réalisons ainsi que, premièrement, nous ferons face à un problème de gestion des boues dans un avenir rapproché et que, deuxièmement, les besoins en matière ligneuse ne cessent d'augmenter. De plus, nous désirons que ce bois soit produit le plus près possible des lieux de transformation. Étant donc animés par le désir de réaliser le maximum de recyclage, il nous

paraît naturel de vérifier si ces deux objectifs sont conciliables. À la suite de la réalisation du travail dont il est question ici, il s'avère que les boues d'usines d'épuration des eaux pourraient avantageusement servir à fertiliser les forêts. Il ne faut pas perdre de vue que les boues produites devront bien être mises quelque part. Ainsi, leur simple mise en décharge est un gaspillage: profitons donc de leur valeur fertilisante.

CHAPITRE I

PROBLÉMATIQUE DES BOUES D'ÉPURATION AU QUÉBEC

Le gouvernement du Québec, par l'entremise du ministère de l'Environnement, a mis sur pied un programme d'assainissement des eaux usées. Entrepris en 1978 et échelonné sur une dizaine d'années, ce programme touche toutes les régions du Québec (Couillard et al., 1985; Gouvernement du Québec, 1984a). Avec des investissements de l'ordre de 6,7 milliards de dollars, soit 4,7 milliards pour le volet municipal, 1,5 milliard pour le volet industriel et 0,5 milliard pour le volet agricole (Gouvernement du Québec, 1985b; Crowley et al., 1984), le Gouvernement veut améliorer la sécurité d'approvisionnement en eau, protéger ou redonner les usages de loisirs et de récréation et assurer des conditions propices à un milieu de vie aquatique équilibré (Gouvernement du Québec, 1985a).

Les usines qui traitent les eaux usées permettent le rejet dans le milieu d'une eau de qualité acceptable, mais produisent un résidu appelé boue résiduaire. À ce chapitre, le Québec est en retard avec seulement 10 p. 100 de ses eaux municipales qui sont traitées, comparativement à 84 p. 100 en

Ontario et 58 p. 100 pour l'ensemble du Canada en 1984 (Gouvernement du Québec, 1984a).

1.1 PRODUCTION ESTIMÉE DANS L'AVENIR IMMÉDIAT

La quantité de boue produite dépend des traitements qu'on fait subir aux eaux usées et de la population qui est desservie par l'usine d'épuration. En général, les auteurs s'accordent à dire que la production quotidienne est d'environ 1000 kg de boue sèche par 10 000 habitants (Environnement Canada, 1985; Webber, 1984; Hornbeck et al., 1979; Sabey et Hart, 1975). Il faut cependant noter que ce n'est pas toute la population qui est reliée à un système de collecte des eaux usées.

Ainsi, la production de boue était estimée à 550 000 tonnes ($5,5 \times 10^8$ kg) par année en France en 1979 (Pommel, 1979a), à $5,4 \times 10^6$ tonnes ($5,4 \times 10^9$ kg) par année dans la Communauté Économique Européenne en 1982 (Lake et al., 1984), à $1,3 \times 10^6$ tonnes ($1,3 \times 10^9$ kg) par année en Italie et au Royaume-Uni en 1981 et à $1,7 \times 10^6$ tonnes ($1,7 \times 10^9$ kg) par année en Allemagne en 1981 (Lester et al., 1983). Aux États-Unis, la production de boue était estimée à $4,5 \times 10^6$ tonnes ($4,5 \times 10^9$ kg) en 1983; elle devrait être de 6×10^6 tonnes (6×10^9 kg) en 1985 et de 9×10^6 tonnes (9×10^9 kg) en 1990 (Lake et al., 1984; Lester et al., 1983; Theis et Padgett, 1983).

Au Québec, 900 municipalités sont visées par le programme d'épuration des eaux (Gouvernement du Québec, 1985b), ce qui représente 5,2 millions de personnes (Gagnon, 1985). On peut donc s'attendre à produire près de 200 000 tonnes (2×10^8 kg) de boues sèches annuellement, ce qui représente une quantité assez considérable de boue à gérer. En 1987, 29 p. 100 des eaux municipales québécoises (incluant celles de la C.U.M.) étaient traitées (Gagnon, 1987).

1.2 SOLUTIONS ENVISAGÉES POUR LEUR ÉLIMINATION

L'élimination et le traitement des boues résiduaires accaparent jusqu'à 50 p. 100 des coûts de fonctionnement d'une usine d'épuration des eaux (Lester et al., 1983) et représentent l'un des plus grands problèmes auxquels les ingénieurs sanitaires doivent faire face aujourd'hui (Hecht et al., 1975).

Globalement, peu de solutions peuvent être qualifiées de finales pour éliminer les boues d'épuration. Au Royaume-Uni, 67 p. 100 des boues produites sont épandues sur les terres (2/3 en valorisation agricole et 1/3 en revalorisation de sites et en remplissage), 29 p. 100 sont larguées en mer et 4 p. 100, incinérées (Lester et al., 1983). Ces trois solutions sont à peu près les seules utilisées pour se débarrasser des boues (Couillard, 1984; Möller, 1983). Le largage en mer représente à la fois un déplacement des problèmes de pollution et une perte de matériel potentiellement réutilisable ou recyclable. La mise en décharge a les mêmes inconvénients, sauf qu'il serait toujours possible de récupérer les produits d'un dépotoir. Quant à l'incinération, les coûts du combustible nécessaire remettent en question ce mode d'élimination des boues.

Ainsi, puisqu'il en coûte si cher pour se débarrasser des boues, on a songé à les valoriser car le recyclage par épandage est en général plus économique que l'élimination (Environnement Canada, 1985; Baldwin et al., 1983). Le recyclage des boues est encouragé aux États-Unis; en 1979, 31 p. 100 des boues produites dans ce pays étaient épandues sur les sols (EPA, 1979). Cette quantité était de 44 p. 100 au Royaume-Uni (Lake et al., 1984). La valorisation agricole des boues est également retenue au Québec comme avenue privilégiée pour leur gestion (Gouvernement du Québec, 1984a; 1983).

Les préoccupations pour la conservation de l'énergie ont changé la philosophie de l'élimination des boues résiduelles vers une utilisation de celles-ci (Schmidtke, 1978). L'application des boues sur les sols apparaît donc comme l'une des options les plus écologiques et économiquement rentables (Sabey et Hart, 1975). Les boues doivent être considérées comme une matière première qui peut être utilisée. En s'en servant comme fertilisant forestier, on atteint deux objectifs, soit l'utilisation d'un produit actuellement vu comme indésirable et la production de plus de matière ligneuse. De plus, le tout s'inscrit bien dans le nouveau courant de pensée qui dirige notre société vers le recyclage et la récupération (Grenier et al., 1985).

1.3 COMPOSITION MOYENNE DES BOUES

La quantité d'éléments nutritifs ou de métaux qui se retrouvent dans les boues varie d'une station d'épuration à l'autre et varie même à l'intérieur d'une même station dans le temps. Le tableau 1.1 présente, à titre d'exemple, trois analyses de la boue anaérobie de l'usine de Valcartier (les valeurs du 25 septembre 1984 étant celles de la boue utilisée pour notre expérience décrite au chapitre V) et deux analyses de la boue anaérobie de l'usine de la Communauté Régionale de l'Outaouais (Gouvernement du Québec, 1984b).

On voit d'abord des différences entre les usines. Par exemple, on retrouve 9 000 mg/l de matière totale dans l'analyse du 25 septembre 1984 pour l'usine de Valcartier contre 39 400 mg/l pour l'analyse du 25 octobre 1983 à l'usine de la C.R.O. et 4,2 p. 100 contre 7,7 p. 100 respectivement pour l'azote total.

On retrouve également des variations importantes dans le temps pour des analyses à une même usine. Par exemple, pour

Tableau 1.1: Cinq analyses de boues anaérobies de deux usines à différents moments

USINE		VALCARTIER			C.R.O.		Unités
Paramètre	Date	83-08-17	83-10-18	85-09-25	83-10-25	83-11-15	
Matière totale		29 952	18 800	9 000	39 040	10 550	mg/l
Matière totale volatile		20 519	14 702	3 100	19 967	4 592	mg/l
Matière dissoute		952	1 000	855	1 140	1 110	mg/l
Matière dissoute volatile		519	502	230	467	472	mg/l
pH		7,3	5,5	7,7	7,5	7,5	---
NTK (Azote total)		39 997	37 160	42 000	38 573	77 035	mg/kg N
N-NH ₄ (Azote ammoniacal)		24 142	8 087	770	17 585	68 535	mg/kg N
N-NO ₃ +NO ₂ (Nitrates+Nitrites)		32,7	27,1	≤ 0,5	43,1	22,6	mg/kg N
Phosphore total inorganique		---	---	---	3 662	---	mg/kg P
Phosphore total		6 191	5 515	10 500	13 837	3 136	mg/kg P
Aluminium		9 682	7 196	13 000	41 744	35 791	mg/kg Al
Arsenic		1,25	3,59	≤ 5	17,5	4,47	mg/kg As
Baryum		339	341	600	456	506	mg/kg Ba
Bore (1)		115,2	57,9	20	51,1	54,2	mg/kg B
Cadmium (2)		9,7	9,5	≤ 10	9,7	8,9	mg/kg Cd
Mercur		7,3	2,7	7,7	2,7	3,0	mg/kg Hg
Molybdène		13,6	9,5	≤ 20	27,2	22,4	mg/kg Mo
Nickel		22,3	10,4	20	19,4	22,4	mg/kg Ni
Plomb		465	312	680	243	242	mg/kg Pb
Potassium		1 771	1 624	880	2 788	7 648	mg/kg K
Sodium		1 740	2 307	1 500	1 865	6 407	mg/kg Na
Calcium		22 035	16 056	33 000	34 652	43 302	mg/kg Ca
Chrome		72,6	48,3	80	97,1	80,5	mg/kg Cr
Cuivre		2 327	203	2 900	427	409	mg/kg Cu
Fer		9 138	5 200	15 000	14 716	14 828	mg/kg Fe
Magnésium		1 950	1 363	2 500	4 319	7 318	mg/kg Mg
Manganèse		277	75,4	200	417	626	mg/kg Mn
Zinc		639	492	950	476	488	mg/kg Zn
Sélénium		0,58	1,8	≤ 5	2,3	1,8	mg/kg Se

- 1) Limite de détection de 45 mg/kg sur la fraction solide. Comme tous les résultats obtenus dans la fraction solide sont inférieurs à la limite de détection, les concentrations réelles sont donc comprises entre la valeur inscrite au tableau et cette valeur moins 45 mg/kg.
- 2) Tous les résultats inférieurs à 10 mg/kg de matière en suspension ou inférieurs à environ 7,5 mg/kg de matière sèche totale
(Tiré de: Gouvernement du Québec, 1984b, sauf pour l'analyse du 25 septembre 1984 de Valcartier, exécutée spécialement pour notre étude par le laboratoire du MENVIQ).

l'usine de Valcartier, la valeur du cuivre passe de 203 mg/kg pour l'analyse du 18 octobre 1983 à 2 900 mg/kg pour celle du 25 septembre 1984. De telles variations se retrouvent aussi pour l'usine de la C.R.O. Pour le potassium, la valeur passe de 1 865 mg/kg pour l'analyse du 25 octobre 1983 à 6 407 mg/kg pour celle du 15 novembre 1983. Devant cette grande variabilité, il pourrait être nécessaire de faire une analyse de chaque boue avant de l'utiliser comme amendement du sol ou fertilisant.

Le tableau 1.2 présente une analyse comparative des boues du Québec et de celles des États-Unis. Les données du Québec sont une moyenne de 23 à 25 usines. En général, on constate que les boues du Québec sont plus exemptes de métaux (y compris les toxiques) que celles des États-Unis, sauf pour le manganèse dont on retrouve 1 032 mg/kg pour le Québec contre 382 mg/kg pour les États-Unis. On constate aussi que les boues du Québec contiennent 3,6 p. 100 d'azote, 1,1 p. 100 de phosphore et 0,2 p. 100 de potassium, ce qui leur donne leur valeur fertilisante exemptée d'une trop forte contamination par les métaux. Il serait donc possible et avantageux de les utiliser comme fertilisant forestier.

Tableau 1.2: Analyse comparative des boues d'épuration du Québec et de celles des États-Unis (E.P.A.)

Élément \ Lieu	Québec	États-Unis	Unités
C org. total	31,5	31,0	%
N total	3,6	3,9	%
NH ₄ - N	9 196	6 450	mg/kg
NO ₃ + NO ₂ - N	2 717	490	mg/kg
P total	1,1	2,5	%
K	0,2	0,4	%
Na	0,8	0,57	%
Ca	2,1	4,9	%
Mg	0,43	0,54	%
Ba	0,03	0,06	%
Fe	1,3	1,3	%
Al	1,4	1,2	%
Pb	140	1 360	mg/kg
Zn	483	2 790	mg/kg
Cu	466	1 210	mg/kg
Ni	27,7	320	mg/kg
Cd	≤ 10	1 110	mg/kg
Cr	51,3	2 620	mg/kg
Mn	1 032	382	mg/kg
B	≤ 125	77	mg/kg
As	6,5	43	mg/kg
Mo	12,9	28	mg/kg
Hg	2,6	733	mg/kg

Tiré de: St-Yves (1985) et Gouvernement du Québec (1984b)

CHAPITRE II

POTENTIEL FERTILISANT DES BOUES D'ÉPURATION MUNICIPALES

2.1 COMPARAISONS DES BOUES RÉSIDUAIRES AVEC LES FERTILISANTS COMMERCIAUX

Parmi les fertilisants chimiques utilisés en foresterie, on trouve le nitrate d'ammonium (NH_4NO_3), l'urée ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$), le superphosphate ($\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$) et le chlorure de potassium (KCl) (Armson et Sadreika, 1974). Ces fertilisants contiennent trois macro-éléments essentiels à la croissance des arbres, soit l'azote, le phosphore et le potassium (Weier et al., 1974). On retrouve aussi à l'état de traces plusieurs micro-éléments. Cependant, ceux-là sont déjà en quantité suffisante dans le sol de façon naturelle (Patrick et Smith, 1975). Les fertilisants chimiques, comme leur nom l'indique, ne contiennent pas de matière organique. Ils libèrent donc directement les ions nécessaires à la croissance des arbres (exception faite de l'urée qui a une action libératrice plus lente).

Les boues résiduelles sont un fertilisant organique. Elles libèrent leurs éléments nutritifs (N, P et K) lentement

(Berry et Marx, 1980; Gagnon, 1972), malgré qu'une certaine partie de leur composition consiste en ions rapidement assimilables par la végétation, NH_4^+ et PO_4^{3-} par exemple (Chaussod et al., 1981). Même si les éléments chimiques ne se trouvent pas aussi concentrés dans les boues qu'ils le sont dans les fertilisants chimiques, les boues résiduelles sont un engrais organique valable (St-Yves, 1984; Bledsoe et Zasoski, 1981).

Une revue de la littérature permet de constater que les boues sont riches en éléments nutritifs pour la végétation (Riekerk, 1982; Dunigan et Dick, 1980; E.P.A., 1979), mais que leurs concentrations varient selon leur origine. Leur valeur comme amendement du sol est une combinaison de leur teneur en éléments nutritifs et de leurs effets sur les propriétés du sol (Atalay et Blanchar, 1984).

2.1.1 TENEUR DES BOUES RÉSIDUELLES EN ÉLÉMENTS NUTRITIFS ASSIMILABLES

Les boues contiennent beaucoup d'azote, élément qui est la plupart du temps déficient et limitatif dans les sols de nos forêts (Vézina et Roberge, 1981; Patrick et Smith, 1975). Elles contiennent aussi beaucoup de phosphore et un peu de potassium. Parfois, ces trois éléments représentent jusqu'à 10 p. 100 du contenu solide des boues (Sabey et Hart, 1975).

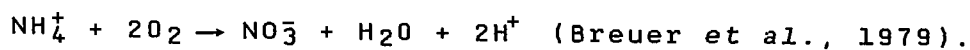
Azote

Des valeurs aussi intéressantes que 6,0 p. 100 d'azote total sur une base sèche sont signalées par Brockway et Urie (1983), tandis que Higgins (1984a; 1984b) donne des valeurs de 6,65 p. 100. L'azote se présente sous les formes organiques et minérales. Pour les formes minérales, on retrouve surtout l'ammonium dont les concentrations oscillent entre 0,02 p. 100 (Higgins, 1984a; 1984b) et 1,66 p. 100 (Brockway et Urie, 1983).

On trouve aussi un peu de nitrates allant de 0,00035 p. 100 (Epstein et al., 1976) à 0,05 p. 100 (Sommers, 1977). Pour ce qui est des nitrites, leur présence n'est à peu près jamais décelée ou est incluse avec les nitrates.

Pour les arbres, c'est la forme ammoniacale qui est la plus prisée (Breuer et al., 1979; Morrison, 1974) et c'est la forme minérale que l'on retrouve le plus souvent dans les boues (E.P.A., 1977; Sommers, 1977). Pour se faire une idée, on n'a qu'à reprendre les chiffres précédents où les maxima cités sont de 1,66 p. 100 pour l'ammonium contre seulement 0,05 p. 100 pour les nitrates. L'avantage de la forme ammoniacale sur la forme nitrate est qu'elle reste adsorbée aux particules d'argile, qui sont chargées négativement (Alexander, 1967). L'ammonium est donc moins sujet au lessivage.

La perte d'azote sous forme de nitrates peut être considérable et devient par surcroît un problème d'enrichissement des eaux de surface ou souterraines par un élément considéré comme polluant (E.P.A., 1977). Même si les nitrates ne se trouvent pas en très fortes concentrations dans les boues, ils se synthétisent par le processus de nitrification représenté par la formule suivante:



La nitrification peut se faire dans le sol en conditions aérobies (Brown et al., 1984) ou encore lors du procédé d'épaississement des boues.

Ainsi, à moins que le NO_3^- ne soit très vite absorbé par les plantes (arbres, arbustes, plantes herbacées ou mousses), il y a possibilité de perte par lessivage. Cette

perte de NO_3^- a le double désavantage de créer des problèmes de pollution de la nappe phréatique et de ne pas servir à la fertilisation des forêts, objectif souhaité. Cet aspect sera revu au chapitre IV.

La littérature présente deux façons principales de citer les contenus en azote dans les boues. La première exprime la quantité d'azote en ppm. Parfois, cette notion réfère à une solution et d'autres fois à une base sèche. La deuxième méthode exprime la quantité d'azote en mg/kg de boue sèche. Avec les deux méthodes utilisant le poids sec comme base, on peut ramener les résultats en pourcentage; c'est de cette façon qu'est présenté le tableau 2.1 portant sur les concentrations en azote dans diverses boues.

Sommers (1977) présente des valeurs en pourcentage et en ppm d'azote, ramenées sur une base sèche. Dans ce cas, il faut comprendre que les ppm citées ne sont pas pour une base liquide, mais correspondent plutôt à des pourcentages. Ainsi, 1 000 ppm seraient l'équivalent de 0,1 p. 100. Sabey et Hart (1975) présentent leur contenu en azote en utilisant les deux façons. Pour l'azote organique, ils donnent une concentration de 2 900 mg/l sur une base humide et de 6,6 p. 100 sur une base sèche. Ils fournissent aussi le contenu en matières solides, soit 4,4 p. 100. Avec leurs chiffres, il est possible de recalculer le 6,6 p. 100 d'azote cité, soit:

$$\begin{aligned} (2\,900 \text{ mg/l de N}) \div 4,4 \text{ p. 100} &= 65\,909 \text{ mg/l de N} \approx 6,6 \text{ p. 100} \\ (10\,000 \text{ mg/l} &= 1 \text{ p. 100}) \end{aligned}$$

La valeur fournie de 4,4 p. 100 ne peut cependant pas être recalculée, car on n'a pas le poids d'un litre de solution, ni le poids de la boue sèche.

Tableau 2.1: Valeurs des concentrations d'azote exprimées en pourcentage de poids sec pour des boues digérées, selon quelques auteurs

Composés azotés	Auteurs					
	Sommers ¹ (1977)	Sabey et Hart (1975)	Brockway et Urie (1983)	Le Tacon et al. (1979)	Stednick et Wooldridge (1979)	Chaussod et al. (1981)
N total	4,9 aé 5,0 an		6,0 an	4,77 np	0,16 np	2,62 an
N org		6,6 aé 2,8 an				
N-NO ₃ ⁻	0,030 aé 0,052 an		0,0024 an		0,0131 np	
N-NH ₄ ⁺	0,095 aé 0,940 an		1,66 an		0,0895 np	

Composés azotés	Epstein et al. (1976)	Parker et Sommers ² (1983)	Higgins ³ (1984a) (1984b)	Higgins ⁴ (1984a) (1984b)	Higgins ⁵ (1984a) (1984b)	Notre étude (1985)
N total	2,29 an		6,65 aé	4,10 aé	1,80 aé	4,2 an
N org		2,519 aé 1,647 an				
N-NO ₃ ⁻	0,00035an	0,0044 aé 0,0382 an ⁶				
N-NH ₄ ⁺	0,1200 an	0,1360 aé 0,1038 an	1,50 aé	0,050 aé	0,020 aé	0,077 an

Notes: aé = boue digérée aérobie
an = boue digérée anaérobie
np = mode de digestion non précisé

1 = Moyenne de 250 analyses

2 = Pour les boues digérées anaérobies, ce sont les moyennes de 13 analyses. Voir le tableau 2.2 pour les détails.

3 = Boue de 1978

4 = Boue de 1979

5 = Boue de 1980

6 = Valeur comprenant le N-NO₂⁻

Le tableau 2.1 montre les variabilités entre les différentes boues. Le minimum d'azote total tombe aussi bas que 0,16 p. 100 tandis qu'il atteint un maximum de 6,65 p. 100. Puisqu'il est bien connu que l'azote stimule la croissance des végétaux, il devient évident que l'utilisation d'une boue la plus riche possible en N est souhaitable. Higgins (1984a; 1984b) montre aussi qu'une même usine de traitement des eaux peut afficher une grande variabilité dans la composition des boues à différentes époques. Il cite le cas où l'azote total passe de 6,65 p. 100 en 1978 à 1,80 p. 100 en 1980. Cette irrégularité dans le contenu en azote des boues semble être la règle plutôt que l'exception et a déjà été signalée dans le tableau 1.1 qui concerne deux usines québécoises.

Bref, les tableaux 2.1 et 2.2 montrent de nombreuses valeurs de contenu en azote dont il importe de retenir la variabilité spatiale et temporelle. Il suggère aussi qu'il est indispensable d'analyser la boue qu'on projette d'utiliser.

Phosphore

Le phosphore est aussi un élément important pour la croissance des plantes. En plus d'être présent en quantité importante dans les boues résiduelles, il a l'avantage de ne pas se lessiver vers la nappe (Chang et al., 1983; Riekerk et Zasoski, 1979) ou les eaux de surface car le phosphore reste fortement adsorbé aux particules de sol (E.P.A., 1977). On le rencontre en concentrations assez constantes (E.P.A., 1983) surtout sous forme minérale (St-Yves, 1984), quoique la partie organique ne soit pas négligeable non plus (Pommel, 1979a).

Le tableau 2.3 présente quelques valeurs tirées de la littérature. Les variations dans les concentrations de phosphore sont moins importantes que dans le cas de l'azote. Par

Tableau 2.2: Valeurs des concentrations d'azote sur une base sèche pour 14 boues, aux États-Unis

Type de boue	Provenance	N org. %	NH ₄ ⁺ µg/g	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ µg/g
Aérobic	Medina, OH	2,519	1 360	44
Anaérobic	Anderson, IN	0,728	590	28
Anaérobic	Baltimore, MD	2,346	930	16
Anaérobic	Chicago, IL	3,033	3 760	33
Anaérobic	Chicago, IL	1,654	340	1 010
Anaérobic	Columbus, OH	2,744	2 010	22
Anaérobic	Frankfort, IN	1,048	56	780
Anaérobic	Glenwood Spring, CO	1,290	1 490	120
Anaérobic	Grand Rapids, MI	1,279	130	18
Anaérobic	Marion, IN	0,501	26	90
Anaérobic	Tucson, AZ	1,082	610	2 100
Anaérobic	Waukesha, WI	2,006	490	550
Anaérobic	Wisconsin Rapids, WI	1,692	2 440	170
Anaérobic	Zanesville, OH	1,403	630	32

Tiré de: Parker et Sommers (1983)

exemple, on présente des concentrations oscillant autour de 3 p. 100. Brockway (1983) cite une valeur de 7 p. 100, ce qui semble riche et donc intéressant pour la valorisation des boues. Stednick et Wooldridge (1979) publient des concentrations inférieures à 0,1 p. 100, ce qui est très pauvre pour une boue résiduaire.

Potassium

Le potassium est un autre macro-élément essentiel à la croissance des plantes (Weier et al., 1974) qui se retrouve dans les boues résiduaires. Puisque le K reste en solution dans les eaux quittant la station d'épuration, il se retrouve en faibles concentrations dans les boues. Cependant, cette concentration se compare à ce qu'il y a déjà dans le sol (Edmonds et Mayer, 1981). Cela n'empêche toutefois pas les boues de constituer un excellent fertilisant. Cette déficience en K pourrait être ajustée au besoin. De plus, la petite quantité de K contenue dans les boues semble rapidement assimilable (St-Yves, 1984; Pommel, 1979b; Sabey et Hart, 1975).

Le tableau 2.4 présente quelques valeurs tirées de la littérature pour des concentrations de potassium dans les boues. Sabey et Hart (1975) énumèrent des valeurs au-dessus de 1 p. 100, ce qui est plutôt élevé, comparé aux valeurs moyennes oscillant autour de 0,5 p. 100. Certaines boues contiennent même des valeurs aussi faibles que 0,1 p. 100, ce qui demanderait peut-être un ajout de fertilisant chimique pour compenser cette très basse concentration.

Autres éléments

D'autres éléments majeurs sont nécessaires à la croissance des arbres. Ce sont le soufre, le calcium et le magnésium. De plus, les plantes ont besoin d'éléments mineurs

Tableau 2.3: Valeurs des concentrations de phosphore exprimées en pourcentage de poids sec pour des boues digérées, selon quelques auteurs

Composés phosphatés	Auteurs										
	Sommers ¹ (1977)	Sabey et Hart (1975)	Pagliai et al. (1981)	Stednick et Wooldridge (1979)	Pommel (1981)	Brockway (1983)	Epstein et al. (1976)	Higgins ² (1984a) (1984b)	Higgins ³ (1984a) (1984b)	Higgins ⁴ (1984a) (1984b)	Notre étude (1985)
P total	2,9 aé 3,8 an	3,1 aé 1,3 an	3,4 aé 1,1 an	0,09 np	2,14 an	7,82 an	2,18 an	0,42 aé	0,40 aé	0,70 aé	1,05 an
P minéral				0,0850 np	1,75 an						

Notes: aé = boue digérée aérobie
an = boue digérée anaérobie
np = mode de digestion non précisé

- 1 = Moyenne de 250 analyses
- 2 = Boue de 1978
- 3 = Boue de 1979
- 4 = Boue de 1980

Tableau 2.4: Valeurs des concentrations de potassium exprimées en pourcentage de poids sec pour des boues digérées, selon quelques auteurs

Auteurs									
Sommers ¹	Sabey et Hart	Stednick et Wooldridge	Brockway	Epstein et al.	Pagliai et al.	Higgins ²	Higgins ³	Higgins ⁴	Notre étude
(1977)	(1975)	(1979)	(1983)	(1976)	(1981)	(1984a) (1984b)	(1984a) (1984b)	(1984a) (1984b)	(1985)
0,46 aé	1,3 aé	0,29 np			0,4 aé	0,53 aé	0,97 aé	0,71 aé	
0,52 an	1,1 an		0,15 an	0,21 an	0,1 an				0,088 an

Notes: aé = boue digérée aérobie

an = boue digérée anaérobie

np = mode de digestion non précisé

1 = Moyenne de 250 analyses

2 = Boue de 1978

3 = Boue de 1979

4 = Boue de 1980

(oligo-éléments) pour afficher une bonne croissance. Ce sont le fer, le bore, le zinc, le manganèse, le cuivre, le molybdène et le chlore (Weier et al., 1974). Les boues contiennent tous ces éléments en concentrations variables (Clevenger et al., 1983). Le tableau 2.5, tiré de Sommers (1977), présente les moyennes de 250 analyses qui concernent ces éléments. On remarque donc qu'on retrouve, dans les boues résiduelles, à peu près tout ce qui est nécessaire aux plantes.

Matière organique

Les boues contiennent beaucoup de matière organique, environ 50 p. 100 (Riha et al., s.d.; Dunigan et Dick, 1980; Epstein et al., 1976). La matière organique est essentielle pour donner au sol une bonne structure en augmentant le volume des pores. Il en résulte une meilleure aération de ce sol; il est moins compact et moins sujet à se fissurer et donc moins sujet à s'éroder. Les racines des plantes peuvent donc mieux le pénétrer et il y a augmentation des quantités d'eau disponible (Harris et Urie, 1983; Pagliai et al., 1981). La présence de boue retenant l'eau peut réduire le stress de sécheresse pendant la saison de croissance (Epstein et al., 1976). De plus, cette eau est chargée d'éléments nutritifs provenant des boues, d'où une meilleure croissance. Il y a aussi augmentation de la capacité d'échange cationique du sol (Cooley, 1979), de l'alimentation minérale et de l'activité biologique (St-Yves, 1984; Cescas et Archambault, 1981).

Cette matière organique est également essentielle aux micro-organismes vivant dans le sol car elle leur sert de nourriture (source de carbone) (Gagnon, 1972; Alexander, 1967) pour leurs besoins énergétiques et pour la formation de nouvelles cellules. Ces organismes peuvent ensuite libérer les éléments nutritifs emprisonnés sous forme organique, non directement assimilable par les arbres (Naylor et Loehr, 1982a).

Tableau 2.5: Valeurs des concentrations de divers éléments exprimées en pourcentage de poids sec pour des boues digérées aérobies et anaérobies (Valeurs moyennes de 250 analyses)

Élément	Aérobie	Anaérobie
S	0,8	1,2
Ca	3,3	5,8
Mg	0,52	0,58
Fe	1,1	1,6
B	0,0040	0,0097
Zn	0,2170	0,3380
Mn	0,0420	0,0400
Cu	0,0940	0,1420
Mo	0,0030	0,0029

Tiré de: Sommers (1977)

Il convient de souligner que les micro-organismes ont également besoin de N, S, K, P, Ca, Mg et Fe (Hartenstein, 1981; Alexander, 1967) pour se développer et ainsi agir comme agents libérateurs des éléments nécessaires à la fertilisation.

2.1.2 TRANSFORMATION DE L'AZOTE ORGANIQUE EN AZOTE ASSIMILABLE

L'azote est l'élément le plus limitatif de la croissance des plantes (Federer, 1983; Brady, 1974; Möller, 1974); c'est aussi l'un des plus importants constituants du protoplasme des cellules vivantes et le plus sensible aux transformations bactériennes (Alexander, 1967).

L'azote est contenu dans les boues résiduelles sous les formes organiques et minérales. Les formes minérales, NH_4^+ et NO_3^- , sont disponibles immédiatement pour les plantes, pourvu qu'elles ne soient pas perdues par volatilisation, lessivage, immobilisation ou dénitrification (Aulakh et Rennie, 1984). (Ces aspects seront discutés en 2.1.3 et 2.2). Les formes organiques doivent d'abord être minéralisées (Magdoff et Amadon, 1980). Ce processus de décomposition, connu sous le nom d'ammonification, est effectué par des bactéries présentes dans le sol. Il est favorisé par un rapport C:N bas (Parker et Sommers, 1983; Vogt et al., 1981), de l'ordre de 30:1 (Edmonds et Mayer, 1981), une bonne aération du sol et une haute température (Harris et Urie, 1983; Riekerk, 1981). Les bases azotées des acides nucléiques donnent de l'urée comme produit intermédiaire et de l'ammoniac comme produit final. En ce qui concerne la décomposition des protéines, il y a de nombreux produits intermédiaires, mais NH_3 reste le produit final (Alexander, 1967).

Les boues étant un fertilisant organique, elles larguent lentement les éléments nutritifs qu'elles contiennent (Gagnon, 1972). Comme nous l'avons déjà mentionné, NH_4^+ et NO_3^-

sont vite absorbés par les plantes et ces formes minérales représentent de 10 à 50 p. 100 de l'azote contenu dans les boues (Pommel, 1979b; Urie, 1979; Sommers, 1977). Aulakh et Rennie (1984) ajoutent même que 40 p. 100 de l'ammonium ajouté serait fixé en dedans de deux heures.

Le tableau 2.6 montre, selon quelques auteurs, dans quelles proportions les différentes formes d'azote se présentent. Ce tableau montre que la forme organique prédomine, ce qui n'est pas surprenant, puisque les boues sont le produit d'une dégradation biologique de la matière organique. Une fois l'absorption des formes minérales terminée, il faut que la forme organique soit minéralisée pour que l'absorption se poursuive.

2.1.3 ÉLÉMENTS DES BOUES D'ÉPURATION QUI PEUVENT DEVENIR DISPONIBLES AVEC LE TEMPS

Les boues fournissent lentement les éléments fertilisants et sur une longue période à mesure que se minéralisent les parties organiques (Riha et al., s.d.). Puisque seules les formes minérales sont assimilables par les plantes et les arbres, il faut étudier les quantités qui seront disponibles avec le temps.

La partie minérale des boues est assimilée par les plantes dès la première année. Cependant, cette quantité ne devrait pas être au-dessus des besoins de consommation. En effet, à partir d'une certaine concentration, non seulement les plantes ne puisent-elles plus dans le milieu mais une trop grande quantité de l'élément peut même être toxique. Cette relation est illustrée par la figure 2.1.

Si le surplus d'élément n'est pas capté par les plantes, il pourra être drainé vers la nappe ou lessivé vers les cours d'eau. Il est aussi possible que les éléments nutritifs

Tableau 2.6: Pourcentage des différentes formes d'azote rencontrées dans les boues résiduaire

Minérales (NH_4^+ + NO_3^-)	Organique	Références
10 à 50	50 à 90	Urie (1979)
10 à 50	50 à 90	Pommel (1979b)
10 à 50	50 à 90	Sommers (1977)
10 à 50		Beauchamp et al. (1978)
50	50	Donovan et Logan (1983)
25		Chaussod et al. (1981)
30	70	Gouvernement du Québec (1984b)
20	80	E.P.A. (cité par Gouvernement du Québec, 1984b)

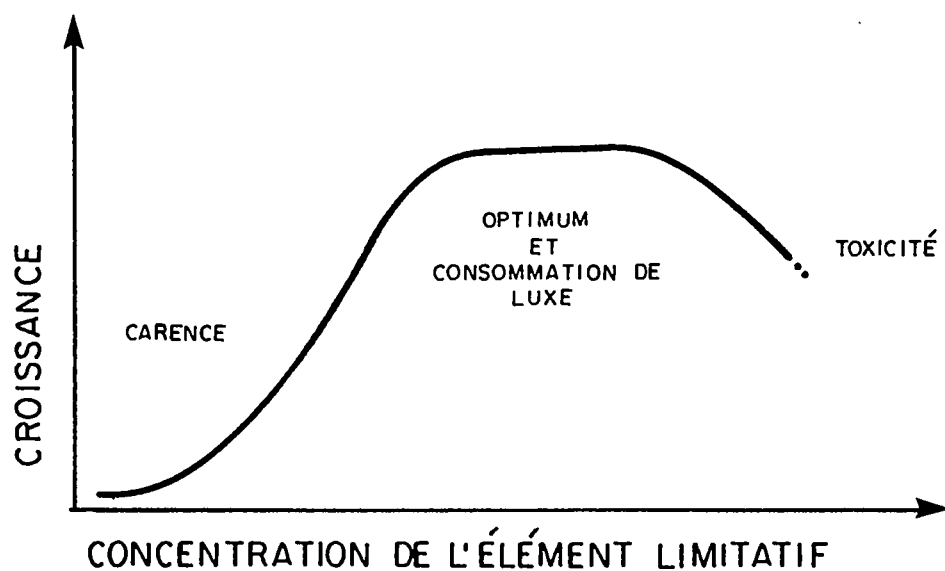


Figure 2.1: Relation entre le taux de croissance d'une plante et la concentration en élément nutritif limitatif (tiré de: Morrison, 1974)

soient immobilisés par les micro-organismes qui les assimilent pour leur propre métabolisme (Edmonds et Mayer, 1981; Alexander, 1967) et ils ne sont alors plus disponibles pour les plantes. Cette immobilisation pourrait être de l'ordre de 20 p. 100 de l'azote inorganique (Parker et Sommers, 1983). Aulakh et Rennie (1984) écrivent que les micro-organismes du sol préfèrent NH_4^+ comme source d'azote. Une autre possibilité est la simple adsorption des éléments aux particules de sol jusqu'à leur utilisation par les plantes ou les micro-organismes ou leur délavage éventuel (Vogt et al., 1981).

Pour les fractions organiques des boues, la plus grande partie se minéralise dès les premières années et ce processus se poursuit au cours des ans suivant une exponentielle décroissante. En général, on estime que le temps de libération varie de 5 à 10 ans. Ainsi, pour planifier une gestion d'épandage des boues on doit disposer de beaucoup de territoire afin de ne pas inonder complètement une surface réduite, avec les risques de colmatage et de création d'étangs que cela entraîne (Riekerk, 1982). Environ 20 p. 100 de l'azote organique serait minéralisé la première année (St-Yves, 1984; Haith, 1983; Sommers et Nelson, 1978). Cependant, la littérature énumère des taux de minéralisation très différents et quelques-uns sont présentés au tableau 2.7. On peut constater la grande variabilité de la minéralisation selon les auteurs.

Dans la majorité des cas, la minéralisation la plus importante se fait dès la première année et même dans les premières semaines (Parker et Sommers, 1983). Aulakh et Rennie (1984) montrent que 60 p. 100 de l'azote appliqué sous forme d'urée est retrouvé sous formes minérales après trois semaines. Puisque le reste de l'azote est décomposé lentement et que les besoins des plantes sont continus, il peut être nécessaire d'appliquer des boues résiduelles pendant plusieurs années et

Tableau 2.7: Pourcentage de minéralisation de l'azote dans le temps, selon quelques auteurs

Première année	Deuxième année	Troisième année	Quatrième année	Références
20	2,4	2,3	2,2	Sommers et Nelson (1978)
30 à 60				Pommel (1979b)
50	25	15		Parker et Sommers (1983)
54				Magdoff et Amadon (1980)
20	6	4	2	Haith (1983)

même plusieurs fois par an dans les premières années si une absorption très rapide est observée pendant les premières semaines.

2.2 APPLICATION DES BOUES D'ÉPURATION

2.2.1 APPLICATION EN SURFACE OU ENFOUISSEMENT

Il existe deux modes d'application des boues, soit l'épandage en surface et l'incorporation au sol.

Application en surface

Cette opération peut se faire de trois façons. Il y a d'abord la méthode des arrosoirs (*sprinklers*) (Brockway et al., 1979). Celle-ci est bien connue: c'est essentiellement la boue qui est véhiculée dans des conduites plutôt que l'eau d'irrigation. Il est bien certain que ce mode d'application ne peut fonctionner que si la boue est assez liquide et contient donc très peu de solides non dissous, et s'il n'y a pas d'obstacle à la dispersion des jets.

L'autre méthode consiste en l'emploi de camions citernes. Ceux-ci sont déjà commercialisés par l'industrie (Anonyme, 1983). Ils sont adaptés à toutes les sortes de terrains et peuvent appliquer les boues selon différents pourcentages de liquide. C'est le principe des épandeurs à lisier de porc.

La dernière méthode consiste à installer des boyaux d'arrosage ou des canons à eau sur une citerne mobile et à asperger le terrain (Riekerk, 1982). La technologie pour épandre des boues en forêt est au point depuis 1977 (Archie et Smith, 1981).

Enfouissement

L'enfouissement peut se faire directement par une machine spécialisée (Anonyme, 1983) ou être la deuxième partie d'un processus à deux étapes. La première partie de ce procédé est l'application en surface et la deuxième est l'enfouissement, qui se fait après un certain temps par une autre machine, par exemple une herse à disques.

Comparaison

On a déjà vu qu'une partie de l'azote contenu dans les boues résiduelles est sous forme ammoniacale. Cette forme d'azote a le désavantage marqué d'être facilement volatilisé si l'application de la boue se fait en surface (E.P.A., 1983; Smith, 1983; Naylor et Loehr, 1982a; Cescas et Archambault, 1981). Ces pertes de NH_3 sont importantes et rapides (Beauchamp et al., 1978). Il y a d'abord perte lors de l'aspersion (Haith, 1983), puis par évaporation lors du séchage (Pommel, 1979b; Riekerk et Zasoski, 1979). Donovan et Logan (1983) signalent des pertes variant de 0 à 32 p. 100 de $\text{NH}_3\text{-N}$ appliqué sur une période de 24 heures seulement, avec le maximum de pertes se situant une heure après l'application. Ces pertes par volatilisation augmentent avec la température (Donovan et Logan, 1983; Beauchamp et al., 1978), avec l'augmentation du pH causée par le chaulage (Donovan et Logan, 1983; Pommel, 1979b) et avec de trop grandes quantités d'eau dans le sol qui rendent l'évaporation possible et favorisent la volatilisation de l'azote.

En plus des pertes par volatilisation, il faut aussi considérer les pertes par érosion. Dunigan et Dick (1980) montrent que les pertes d'éléments nutritifs sont plus importantes pour les applications en surface de fertilisants chimiques ou de boues que pour les traitements où les fertilisants

ont été enfouis. Haith (1983), Smith (1983), Naylor et Loehr (1982a) et Beauchamp et al. (1978) signalent qu'une incorporation immédiatement après l'application des boues réduit grandement les pertes de NH_3 par volatilisation. Sur une période d'une année, une perte de 100 p. 100 de $\text{NH}_3\text{-N}$ est réaliste.

En supposant une perte de 100 p. 100 de $\text{NH}_3\text{-N}$, cette perte sera négligeable si $\text{NH}_3\text{-N}$ contenu dans les boues est faible par rapport à l'azote organique. La section 2.1.2 ci-dessus montre que $\text{NH}_3\text{-N}$ ne représente parfois que 10 p. 100 de l'azote total. Il reste donc à étudier si le 90 p. 100 de l'azote organique qui reste est lui aussi sujet aux pertes après minéralisation. Si la boue est très liquide ou s'il pleut beaucoup, l'azote organique s'infiltrera dans le sol, échappant ainsi au processus de volatilisation (après minéralisation) (Haith, 1983). Il s'enfuit de lui-même en quelque sorte. Cependant, l'enfouissement prend de l'importance si le taux de $\text{NH}_3\text{-N}$ est de l'ordre de 50 p. 100. De plus, avant d'investir dans des équipements d'enfouissement, il faudrait évaluer l'augmentation des rendements en bois ou l'amélioration de la qualité de l'eau. Cet aspect a été touché dans notre expérience (chapitre V).

2.2.2 FRÉQUENCE DES APPLICATIONS DES BOUES D'ÉPURATION

La littérature propose quatre façons principales d'appliquer les boues d'épuration. Il y a l'application massive unique au début de la vie du peuplement, les applications continues en forêt, les applications ponctuelles par rapport au stade de développement de la forêt et, finalement, les applications à intervalles réguliers (Brockway, 1983; Archie et Smith, 1981; Miller, 1981). Il reste à noter, quelle que soit la méthode utilisée, que ces applications seront valables pour autant que l'ajout par les boues est bien supérieur au capital déjà en place dans le sol (Bledsoe et Zasoski, 1981; Miller, 1981).

Application massive unique

Partant d'un site classé comme pauvre en éléments nutritifs, cette méthode propose d'appliquer plusieurs centimètres de boue (sur une base sèche) en un seul coup. Puisque la boue contient les éléments nutritifs déficients dans le sol, il y a ajout instantané d'un réservoir de nutriments et puisque ceux-ci sont principalement sous forme organique, cet ajout devrait être bénéfique pour toute la vie du peuplement en améliorant définitivement le site (Archie et Smith, 1981). Ce site, nouvellement classé plus fertile, devrait le rester pour la durée de la rotation, amenant ainsi un enrichissement durable du sol en azote et en phosphore (Pommel, 1979b). Sans intervention, ce site serait demeuré pauvre.

Cette méthode d'application des boues a l'avantage indéniable de minimiser les opérations sur le terrain et de diminuer ainsi les coûts. Il semble que ce soit là le seul avantage, car une application massive de boue libérerait beaucoup trop de NH_4 au départ, ce qui est signalé comme toxique pour les semis (Le Tacon et al., 1979; Pommel, 1979b). Ce problème peut être contourné si on laisse s'écouler une certaine période avant de planter. Le Tacon et al. (1979) suggèrent une année d'attente. De plus, les pertes d'azote sont plus importantes pour une application massive que pour de nombreuses applications légères (Miller, 1983).

Par contre, cette méthode d'épandage pourrait être couplée avec une autre, car les applications massives favorisent la dégradation des débris végétaux sur les aires de coupe, probablement à cause d'une augmentation de l'activité microbologique (Archie et Smith, 1981). C'est donc un avantage dont il faut tirer parti. Enfin, l'application massive unique peut également servir à revégétaliser les carrières ou les sites miniers (Berry et Marx, 1980).

Applications continues en forêt

Du point de vue de la gestion des boues, l'application continue est l'option qui paraît la plus satisfaisante, car elle permet d'écouler le produit de façon régulière et automatique. Cependant, elle est peu réaliste, sauf si on applique de petites quantités de boue à la fois. Le taux de décomposition, déjà étudié dans la section 2.1.3, n'est pas assez élevé et il y aura, à la longue, accumulation de matière.

Haith (1983) propose une nouvelle approche plus encourageante. Il présente un modèle où le taux d'application annuel diminue d'année en année pour se stabiliser vers les 10 ans. Puisque la décomposition est plus lente que le taux d'application, cela conduit à une augmentation du contenu en azote organique du sol. Ensuite, alors que les quantités appliquées ont diminué, l'azote organique dans ce sol se stabilise. Les figures 2.2 et 2.3 illustrent cette théorie. L'étape suivante sera la minéralisation de cette importante quantité d'azote organique qui sera absorbé par la végétation en place.

Cette façon de faire est prometteuse. Connaissant les besoins de la forêt qu'on veut produire et les durées des rotations impliquées, on pourrait déterminer les surfaces nécessaires pour l'aménagement de ces forêts, compte tenu des quantités de boues à écouler.

Applications ponctuelles par rapport au stade de développement de la forêt

Cette méthode propose de fertiliser les forêts à des moments critiques où l'effet des fertilisants ou des boues sera maximisé. Miller (1981) parle de trois périodes pendant lesquelles la fertilisation est souhaitable. Il y a d'abord le

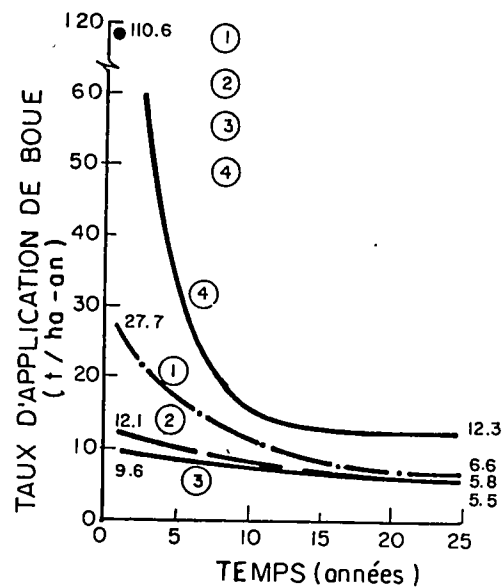


Figure 2.2: Évolution dans le temps des taux d'application de différentes boues qui ne dépasseront pas 10 mg NO_3^-/l dans les percolats (Tiré de: Haith, 1983)

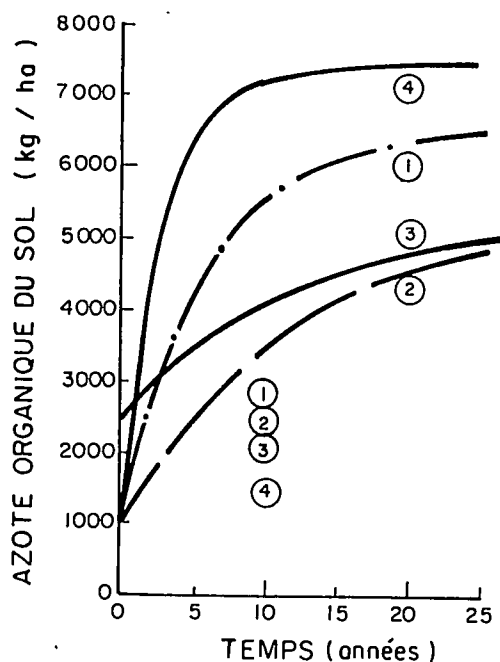


Figure 2.3: Niveau de l'azote organique dans le sol pour les taux d'application de boues donnés à la figure 2.2 (Tiré de: Haith, 1983)

stade juvénile, soit avant la fermeture du couvert forestier. À ce stade, les arbres sont très exigeants en nutriments car ils remettent très peu d'éléments nutritifs en circulation. Ils exercent donc une forte pression sur le milieu, de même que les plantes herbacées qui ont un comportement semblable. De plus, selon Archie et Smith (1981), les meilleures réactions à la fertilisation seraient obtenues dans les forêts jeunes.

À partir de la fermeture du couvert forestier, les besoins de fertiliser sont réduits, car les éléments nutritifs sont épuisés lentement et recyclés dans la forêt elle-même, y compris la dégradation des plantes herbacées, des arbres supprimés, etc. Il y a aussi les apports naturels par altération et précipitations qui s'ajoutent à la recirculation. Par contre, si on fait des éclaircies, il serait avantageux de fertiliser là où on a laissé des vides, car l'espace supplémentaire fourni aux arbres de bordure amènera une croissance accélérée de ceux-ci et la fertilisation à ce stade sera bénéfique.

Le troisième stade correspond à la fin de la vie du peuplement. À ce stade, tout l'azote est fixé dans les arbres et ceux-ci réagissent bien à une fertilisation (Miller, 1981). À ce sujet, les arbres dominants réagissent mieux que les arbres supprimés (Möller, 1974). David et Struchtemeyer (1980) expliquent que les forêts mûres peuvent retirer la plupart des éléments ajoutés aux sols avant qu'ils n'atteignent la nappe. D'un autre côté, Cole (1981) rappelle que les forêts surannées puisent peu d'azote du milieu.

Applications à intervalles réguliers

Au lieu d'épandre des boues tous les ans ou même plusieurs fois par an, cette méthode préconise une application à des intervalles réguliers. Elle pourrait aussi être couplée

avec une application massive au début. Brockway (1983) écrit qu'un haut taux d'application de boue tous les cinq ans conduirait à une amélioration à long terme de la productivité du site. Selon Fiskell et al. (1984), les effets des boues peuvent s'étendre sur des décennies. Ces applications, suivies de périodes sans intervention, sont basées sur la décomposition de l'azote organique qui reste dans le sol. En se basant sur l'azote, on atteint deux objectifs en même temps, soit la minimisation des risques de pollution par les nitrates et, par le fait même, des doses d'épandage assez basses pour prévenir la pollution par les métaux toxiques des boues (Haith, 1983).

Webber (1984) et l'E.P.A. (1983) proposent que les applications soient basées sur les besoins en phosphore afin de favoriser une utilisation efficace des boues. La fréquence des applications serait de l'ordre d'une fois par cinq ans, sur les sols agricoles. Il y a trop de phosphore quand les applications sont basées sur l'azote (Sommers et Nelson, 1978) et le phosphore immobiliserait les autres nutriments essentiels aux plantes (Chang et al., 1983). Les teneurs en phosphore ne devraient pas dépasser les maxima permis, car il peut devenir un élément limitatif à l'épandage, sur une longue période (E.P.A., 1977).

La bonne pratique

Chaque situation a ses caractéristiques propres et chacune des méthodes proposées pourrait avoir sa place dans la gestion des boues, en couplant les opérations d'épandage aux travaux sylvicoles prévus dans un plan d'aménagement (Grenier et Couillard, 1989). Il importe donc de bien connaître tous les paramètres qui entrent en jeu.

Les applications de boues devraient être ajustées selon les types de sol, de boue et de culture, leur âge, la hauteur de la nappe phréatique, les précipitations (Brockway et Urie, 1983), le taux de minéralisation et les besoins des arbres (Riha et al., s.d.). L'évolution du site devrait aussi être suivie étroitement afin d'optimiser la gestion des boues.

Il faut s'assurer que les arbres ne manquent pas d'éléments nutritifs et, d'un autre côté, qu'il n'y a pas trop de boue libérant ainsi des polluants (NO_3^- , métaux) dans le milieu. Finalement, il serait souhaitable de faire des éclaircies aux bons moments afin de maximiser la production de matière ligneuse de cet aménagement.

2.2.3 SAISON POUR L'APPLICATION DES BOUES D'ÉPURATION

Les épandages de boues résiduelles posent moins de problèmes en sylviculture qu'en agriculture parce qu'ils peuvent être faits n'importe quand au cours de la saison de croissance et que les récoltes (exploitation) ne se font pas annuellement, mais à des intervalles de temps assez longs (plusieurs années).

Sous nos climats, la saison d'application reste quand même un facteur capital. L'épandage ne peut pas se faire sur des sols gelés (St-Yves, 1985; Bates et al., 1981) parce que l'enfouissement est alors impossible. Si cette dernière opération n'était pas possible, l'épandage en surface résulterait en un lessivage vers les cours d'eau lors de l'application ou à la fonte printanière; cela est aussi vrai pour les fertilisants chimiques (Miller, 1983). Ce problème est particulier aux régions nordiques dont fait partie le Québec.

Puisqu'il faut limiter les applications de boues aux saisons où il n'y a pas de neige et lorsque le sol n'est pas gelé, il se posera des problèmes de gestion et d'accumulation.

Ces problèmes d'entreposage sont déjà bien connus en agriculture avec les fumiers.

2.2.4 TYPES DE BOUES RÉSIDUAIRES À UTILISER

Parmi les types de boues d'épuration, toutes ne sont pas utilisables en vue de leur valorisation en forêt. Le point le plus important à considérer est que les boues doivent être stabilisées avant de servir à quelque valorisation que ce soit (St-Yves, 1985; 1984; Webber, 1984; Lester et al., 1983; Hecht et al., 1975). L'objectif de cette stabilisation, qui est la décomposition des produits fermentescibles (Pommel, 1979b), vise principalement à diminuer le nombre d'organismes pathogènes présents dans les boues. On peut donc employer des traitements biologiques, thermiques ou physico-chimiques, mais la valeur fertilisante des boues résiduares ne sera pas la même selon le type de traitement utilisé.

Traitements biologiques

Les traitements biologiques produisent des boues d'épuration dites primaires ou secondaires, selon le point d'où elles sont retirées dans la chaîne de traitement (Couillard, 1985c). Comme fertilisant, les boues secondaires sont plus riches que les boues primaires (E.P.A., 1979; Pommel, 1979b) et les boues produites en aérobiose sont plus riches que celles produites en anaérobiose (Hecht et al., 1975). Les volumes de boues produits en anaérobiose sont également moindres (Webber, 1984; Martin, 1982).

Cependant, si on apporte des traitements supplémentaires aux boues, tel qu'un épaissement par séchage, elles perdront une partie de leur azote par volatilisation (Bates et al., 1981) et l'azote résiduel sera moins disponible (Pommel,

1979b). D'autres traitements, tels l'aération prolongée, les étangs de stabilisation et les fosses d'oxydation, entraînent aussi une stabilisation des boues, mais elles doivent séjourner au moins 20 jours dans ces milieux pour que les traitements soient considérés comme efficaces (St-Yves, 1985).

Traitements thermiques

Le conditionnement thermique fait aussi perdre de l'azote aux boues, mais n'a pas d'effet sur le phosphore (Pommel, 1979b). Les boues compostées peuvent être incluses dans cette catégorie, car le compostage se fait en milieu chaud (50-65°C) (Golueke, 1982). Les boues compostées contiennent moins d'azote que les boues biologiques (E.P.A., 1979), mais conviennent bien aux sites perturbés comme les rejets miniers, en augmentant leur contenu en matière organique (Hecht et al., 1975) et en minimisant les risques de lessivage des nitrates (Crites, 1984). Pommel (1982) écrit que le phosphore des boues compostées est rapidement et presque totalement assimilé.

Traitements physico-chimiques

Des précipitants sont employés dans ces types de traitements, ce qui augmente les quantités de boues produites (Couillard, 1985b; E.P.A., 1979; Schmidtke, 1978). Si le précipitant est la chaux, il y aura plus de Ca et de Mg. De même, l'emploi de chlorure ferrique (FeCl_2) peut entraîner une toxicité par le chlore (Le Tacon et al., 1979). Règle générale, les boues physico-chimiques sont pauvres en azote (Pommel, 1979b); leur valeur fertilisante est donc discutable.

La bonne pratique

La gestion des boues se fera avec le matériel qui sera disponible. Chaque cas est ponctuel et devra être examiné

individuellement. Si elles ne sont pas contaminées ou toxiques, toutes les boues stabilisées pourraient être valorisées.

2.2.5 COLMATAGE DU SOL

Le colmatage du sol pourrait entraîner de sérieux problèmes dans l'utilisation des boues comme fertilisant (Couillard, 1985a). Riekerk (1982) rappelle qu'une forêt de pins croissant sur un sol sec pourrait être transformée en marécage par une application excessive de boues; avant de s'en servir, il faut voir si le milieu récepteur est apte à les recevoir.

Le sol est considéré comme un milieu très efficace pour rénover les eaux usées en enlevant les particules solides (Stednick et Wooldridge, 1979). Les sols les plus susceptibles de se colmater sont donc ceux dont le contenu en argile est important. Ainsi, les fines particules solides contenues dans les boues vont se loger dans les pores du sol en surface, d'où une réduction de l'infiltration de l'eau et des difficultés pour la diffusion de l'oxygène (Riekerk, 1982).

Les solides des boues sont retenus à la surface du sol lors de l'application (Stednick et Wooldridge, 1979), produisant une croûte qui durcira au séchage. Ce problème peut être éliminé si les boues sont enfouies (Fiskell et al., 1984), si elles sont appliquées dans un état assez liquide, si les applications ne se font pas tous les ans (Pommel, 1979b) ou si les doses ne sont pas trop élevées. La pluie ou les arrosages à l'eau (Stednick et Wooldridge, 1979) aident aussi à réduire le colmatage. Les boues étant moins concentrées, on peut supposer que les fines particules sont entraînées plus loin dans le sol, ce qui réduit et même empêche le colmatage indésirable.

Cependant, il ne faut pas perdre de vue que les effets les plus bénéfiques des boues seront atteints dans les sols les plus pauvres, soit les sols sableux et les sables. Le colmatage pourrait ainsi être évité, car les pores de ces sols sont plus gros. On peut également supposer que les micro-organismes du sol, la pluie, le gel et d'autres facteurs parviendraient à éliminer cette croûte. Cet aspect sera revu au chapitre V (partie expérimentale).

2.3 TOXICITÉ POTENTIELLE

Malgré que les boues résiduelles puissent avantageusement servir comme fertilisant forestier, elles ne sont pas exemptes de contaminants. Ainsi, on s'est interrogé sur les effets négatifs de la présence de métaux lourds, de composés organiques synthétiques et de pathogènes, car ces substances toxiques peuvent avoir des effets tragiques sur les populations exposées (Benjamin et al., 1982).

2.3.1 MÉTAUX LOURDS

La présence des métaux lourds dans les boues est inquiétante et de nombreux chercheurs se sont penchés sur la question. Parmi les métaux lourds, certains sont des micro-éléments essentiels à la croissance des plantes et leur présence dans les boues est bénéfique (Schneider et al., 1981; E.P.A., 1977). Ce sont le zinc, le cuivre, le bore, le fer, le molybdène et le manganèse (Weier et al., 1974). Cependant, ils ne doivent pas dépasser certaines concentrations, car alors ils deviennent toxiques (St-Yves, 1984) et risquent de diminuer les rendements (Atalay et Blanchar, 1984; Sommers, 1977) en inhibant la croissance des arbres (McIntosh et al., 1984). Cette inhibition peut se produire si la concentration d'un métal empêche la plante de puiser un autre élément essentiel dans le milieu.

Par exemple, le zinc en trop grande quantité empêche la plante de retirer le phosphore du sol. Le cadmium, le fer et le nickel auraient les mêmes effets (Pommel, 1979a).

D'autres métaux lourds se retrouvent dans les boues, mais ils sont tout à fait inutiles dans le métabolisme des plantes, par exemple le plomb, le nickel, le cadmium, le mercure et le chrome. D'autre part, ce sont justement ces métaux qui commandent la prudence dans la valorisation des boues.

Le fait le plus inquiétant est le passage des métaux lourds dans la chaîne alimentaire. Du point de vue agricole, ce fait est très important car on consomme directement les plantes qui auraient été fertilisées avec les boues résiduelles ou on les consomme indirectement à travers les animaux qui ont pâturé dans les champs ainsi fertilisés.

L'utilisation sylvicole des boues issues des usines de traitement des eaux usées a donc un avantage indéniable par rapport à l'utilisation agricole, parce que les forêts ne font pas directement partie de la chaîne alimentaire humaine (McIntosh et al., 1984; E.P.A., 1983; Fiskell et al., 1982; Riekerk, 1982; Le Tacon et al., 1979; Pommel, 1979b; Sidle et Kardos, 1977). On peut toutefois s'inquiéter des produits de la chasse qui pourraient être contaminés par des métaux toxiques. Anderson (1983) relate que des cerfs à queue noire (*Odocoileus hemionus* spp. *columbianus* Richardson) de l'État de Washington ayant brouté du fourrage qui avait été fertilisé avec des boues contenant du zinc et du cadmium, n'ont pas montré plus d'accumulation de ces métaux dans le poil, le foie ou les reins que leurs congénères (cerfs témoins) ayant brouté sur les parcelles non fertilisées.

Au plan agricole cependant, Bröckway (1983) écrit que du bétail ayant pâturé directement sur des sols fertilisés avec de la boue contenant du cadmium n'a pas montré de signe de maladie ou d'infertilité, même si les foies et les reins ont accumulé plus de cadmium que ceux des animaux témoins.

La toxicité des métaux lourds dépend de leur quantité, mais surtout de leur spéciation (Chang et al., 1984b; Schalscha et al., 1982). La forme ionique libre est reconnue comme la plus dangereuse (Adams et Sanders, 1984; Lester et al., 1983) car, étant soluble, elle est directement assimilée par les plantes. Heureusement, dans les boues municipales, les métaux lourds se présentent très peu sous cette forme.

Les métaux lourds des boues sont moins disponibles aux plantes que ceux ajoutés aux sols sous forme de sels lors d'expériences de contamination (Chang et al., 1984b). Dans les boues résiduaires, on rencontre les métaux liés à la matière organique (Dissanayake, 1983; Riffaldi et al., 1982; Alexander, 1967) ou sous forme de précipités inorganiques tels les carbonates et les sulfures (Chang et al., 1984b; Lake et al., 1984; Lester et al. 1983; Wong et Henry, 1983). Singh et Narwal (1984) montrent que 90 à 99 p. 100 de tous les métaux seraient liés à la matière organique ou se retrouveraient sous forme de sulfures. Les sulfures sont formés dans des conditions réductrices lors de la digestion — sauf pour le chrome — et sont très insolubles (Lester et al., 1983).

Dans les sols, les métaux sont adsorbés sur la matière organique (exemple, le Cu, Adams et Sanders, 1984), sur les oxyhydroxydes de fer et de manganèse (exemple, le Cu et le Ni, Brown et al., 1983) et sur la matière colloïdale, les sesquioxides et les acides humiques (exemple, le Cd, Brown et al., 1983). Ils ne sont pas drainés vers la nappe, mais s'accumulent

dans les 15 premiers centimètres de sol (Chang et al., 1984a) sans augmentation significative au-delà de 30 centimètres (Higgins, 1984b; Chang et al., 1983). Ils peuvent aussi rester adsorbés à la matière organique de la boue elle-même (Adams et Sanders, 1984; Lester et al., 1983). D'après Riekerk (1978), l'application de 618 000 kg de boue à l'hectare (base sèche) n'a pas amené de contamination des eaux de percolation par les métaux lourds, à 150 cm de la surface.

Ces expériences révèlent que les métaux sont peu mobiles; il ne semble donc pas y avoir de danger pour la nappe. Cependant, la végétation pourrait en capter une partie. Quelques chercheurs se sont arrêtés sur ce sujet et, en effet, les plantes captent des métaux toxiques. D'après Chang et al. (1984a), les cultures ne captent pas plus de 1 p. 100 des métaux lourds appliqués avec les boues d'épuration, alors que Hemkes et al. (1983) présentent des résultats similaires avec le cadmium. Cela reste toutefois une absorption totale négligeable par rapport aux faibles concentrations de métaux contenus dans les boues résiduelles épandues.

Le puisage des éléments toxiques par les plantes permet un certain "nettoyage" du sol contaminé, si on peut s'exprimer ainsi. Les produits forestiers n'entrant pas dans la chaîne trophique humaine, le seul point d'inquiétude serait que les arbres voient leur croissance ralentie ou inhibée par les métaux. À ce chapitre, le cadmium est considéré comme l'élément le plus dangereux pour la santé des animaux et celle des plantes (Higgins, 1984b; Riffaldi et al., 1983; Tarquin, 1981). Fiskell et al. (1982) relatent que des semis de pins à l'encens (*loblolly pine*, *Pinus taeda* L.), fertilisés avec des boues dans lesquelles on a rajouté un surplus de Cd, n'ont pas montré de réduction de croissance. Brockway (1983) publie des résultats semblables. Fiskell et al. (1984) relatent que des plantes

fertilisées avec des boues résiduaires industrielles riches en Cr, Ni et Cd n'ont pas montré d'augmentation significative de ces métaux dans les feuilles un an après avoir reçu la boue.

L'E.P.A. (1983) recommande de maintenir le pH au-dessus de 6,5 afin de minimiser les risques que les métaux soient solubilisés et captés par les plantes agricoles. Par contre, en forêt, il suggère de ne pas tenir compte du pH, sauf si la nappe est très haute, puisque les métaux n'ont pas montré de signes de phytotoxicité pour la plupart des plantes forestières. Cette suggestion vaut aussi pour le cadmium. Dans l'article de Higgins (1984b), une application de boue de 44,8 t/ha (44 800 kg/ha, base sèche) contenant des métaux lourds n'a pas amené de contamination des eaux souterraines au-delà de ce qui est normalement lessivé par le sol. Il y a donc peu ou pas de migration des métaux.

À la lumière de ces expériences et recommandations, il semble que les métaux lourds ne constituent pas un grand danger pour la valorisation sylvicole des boues mais, par mesure de prudence, des normes ont été établies. Ainsi, les teneurs en métaux lourds des boues ne devraient pas excéder certaines valeurs afin que ces boues puissent être valorisées et, de plus, il est recommandé de ne pas dépasser une limite maximale d'application de métaux. Ces travaux ont été réalisés avec des sols agricoles. Une approche conservatrice suggère de prendre les mêmes critères en sylviculture qu'en agriculture (E.P.A., 1983).

Les tableaux 2.8 et 2.9 donnent les concentrations maximales des métaux des boues qui pourraient être épandues sur les sols et les quantités maximales à ne pas dépasser (Webber, 1984). Ces valeurs varient d'un pays à l'autre. Il est suggéré de cesser les épandages une fois que ces teneurs maximales en métaux lourds sont atteintes. Malheureusement, avec cette

Tableau 2.8: Concentrations maximales permises (µg/g, masse sèche) de métaux lourds dans les boues considérées comme acceptables pour utilisation sur des sols agricoles

Pays	Cd	Zn	Cu	Ni	Pb	Cr	Mn	Mo	Co	As	Se	Hg
Belgique	10	2 000	500	100	300	500	500	--	20	10	25	10
Canada	20	1 850	--	180	500	--	--	20	150	75	14	5
Danemark	8	--	--	30	400	--	--	--	--	--	--	6
Finlande	30	5 000	3 000	500	1 200	1 000	3 000	--	100	--	--	25
France	20	3 000	1 000	200	800	1 000	--	--	20	--	100	10
Allemagne	20	3 000	1 200	200	1 200	1 200	--	--	--	--	--	25
Pays-Bas	10	2 000	600	100	500	500	--	--	--	10	--	10
Norvège	10	3 000	1 500	100	300	200	500	--	20	--	--	7
Suède	15	10 000	3 000	500	300	1 000	--	--	50	--	--	8
Suisse	30	1 000	1 000	200	1 000	1 000	--	20	100	--	--	10
Gamme	8- 30	1 000- 10 000	500- 3 000	30- 500	300- 1 200	200- 1 200	500- 3 000	--	20- 150	10- 75	14- 100	5- 25
Médiane	7	3 000	1 100	200	500	1 000	--	20	50	--	--	10

Tiré de: Webber (1984)

Tableau 2.9: Teneurs maximales permmissibles (kg/ha) de métaux lourds dans les terres agricoles

Endroit	Cd	Zn	Cu	Ni	Pb	Cr	Mn	Mo	Co	As	Se	Hg	B
Alberta	0,8	150	100-200	12-25	50-100	50-100	--	--	--	--	--	0,2-0,5	5-10
Colombie-Britannique	4,0	200	--	36	100	--	--	4	30	15	2,8	1,0	--
Ontario	1,6	300	150	32	90	210	--	4	30	14	2,4	0,8	--
Canada	4,0	370	--	36	100	--	--	4	30	15	2,8	1,0	--
Danemark	0,2	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Finlande	0,1	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Allemagne	8,4	750	210	60	210	210	--	--	--	--	--	5,7	--
Pays-Bas	2,0	400	120	20	100	100	--	--	--	2	--	2,0	--
Norvège	0,2	60	30	2	6	4	10	--	0,4	--	5	0,14	--
Suède ¹	0,075	50	15	2,5	1,5	5	--	--	0,25	--	--	0,04	--
Royaume-Uni ²	5	560	280	70	1 000	1 000	--	4	--	10	--	2,0	4,5
Etats-Unis	5-20	250-1 000	125-500	50-200	500-2 000	--	--	--	--	--	--	--	--
Gamme ³	0,1-20	60-1 000	30-500	2-200	6-2 000	4-1 000	--	--	0,4-30	2-15	2,8-5	0,14-5,7	--
Médiane	3	500	210	60	210	210	--	4	--	10	--	2	--

Tiré de: Webber (1984)

- 1 Teneur en 5 ans, peut être répétée
- 2 La teneur en bore (B) peut être de 4,5 kg/ha la première année et de 3,5 kg/ha/année les années suivantes
- 3 Les valeurs pour la Suède ne sont pas comprises dans les gammes de variation

approche, ce sol sera considéré comme pollué par les métaux et il ne sera plus possible de le fertiliser davantage avec des boues, si celles-ci contiennent encore des métaux. Notre objectif de recyclage n'est plus atteint car il faut cesser les épanchages à cet endroit et le produit ne peut donc plus y être écoulé.

Afin de contrer ces inconvénients et d'en venir à un recyclage complet, les métaux lourds doivent être éliminés à la source, ce qui rendra les boues "propres" (E.P.A., 1983; Benjamin et al., 1982; Pommel, 1979b). À ce sujet, Vimmerstedt et Glover (1984) relatent comment un traitement à la source d'une industrie rejetant de la fibre de verre contenant du bore a été réalisé, rendant la boue moins toxique. Ces opérations sont donc possibles. D'autres travaux de recherches utilisant des bactéries (*Thiobacillus ferrooxidans*) pour purifier les boues sont également en cours (Tyagi et Couillard, 1989; 1987; Wong et Henry, 1984; 1983).

2.3.2 COMPOSÉS SYNTHÉTIQUES TOXIQUES

Les boues biologiques municipales ne sont pas exemptes de contaminants organiques. Elles contiennent des pesticides, des herbicides, des biphényles polychlorés (BPC), etc. Puisque ces composés sont peu solubles dans l'eau, ils adhèrent aux solides en suspension (Kalinske, 1981; E.P.A., 1979). C'est pourquoi les composés chimiques toxiques présents dans les eaux usées se concentrent dans les boues dans des proportions allant de 1 000 à 10 000 fois les concentrations initiales des eaux usées. Malgré cela, les concentrations des produits synthétiques toxiques dans les boues restent faibles (Webber, 1984). Dans une étude menée au Missouri, Clevenger et al. (1983) montrent qu'aucune boue d'épuration, sur les 74 qui ont été étudiées, n'a montré de concentration significative en toxiques organiques.

Naylor et Loehr (1982a; 1982b) ont étudié les composés organiques toxiques présents dans des boues municipales. Leur étude est basée sur la dose létale cinquante (DL₅₀) pour certains animaux, y compris l'homme. Une partie de leurs résultats est reproduite aux tableaux 2.10, 2.11, 2.12a et 2.12b.

Le tableau 2.10 présente les caractéristiques de quelques produits dangereux rencontrés dans les boues résiduelles qui pourraient être épandus sur les sols. L'hexachlorobutadiène se retrouve dans les composés classés les plus toxiques (échelle de toxicité = 4). Celui-ci, comme le bis-2-éthylhexyl phthalate et le 1,1,2-trichloroéthane, qui sont classés respectivement comme peu et moyennement toxiques, sont analysés plus en détail aux tableaux 2.11, 2.12a et 2.12b. On voit que les concentrations dans les boues ne sont pas élevées et que les taux d'application prévus sur les sols se traduisent, eux-aussi, par des valeurs basses. Ces taux d'application sont basés sur des quantités qui respectent les normes pour l'accumulation du cadmium.

De plus, ces auteurs ont vérifié si les faibles concentrations de composés organiques toxiques pourraient avoir des effets négatifs sur les animaux. Leurs résultats sont présentés au tableau 2.11 où l'on constate que dans des conditions exceptionnelles où des enfants de 20 kg mangeraient directement 15 grammes par jour de boue hautement contaminée, il leur faudrait 41 ans avant d'atteindre la DL₅₀ pour l'hexachlorobutadiène; cette durée monte à 600 ans pour le 1,1,2-trichloroéthane. D'autre part, si la boue a été mélangée avec le sol, ces valeurs peuvent être haussées jusqu'à 10 000 et 100 000 ans respectivement. Les auteurs présentent des résultats semblables pour des bovins. Les tableaux 2.12a et 2.12b présentent des résultats comparables. Il faudrait 7,7 ans pour atteindre la DL₅₀ pour l'hexachlorobutadiène chez le rat et cette période est de 113

Tableau 2.10: Caractéristiques de quelques polluants dangereux appliqués sur des sols lors d'épandage de boues municipales¹

Nom du produit chimique	DL50 orale ² (mg/kg)	Échelle de toxicité ³	Concentrations dans les boues (base sèche) (mg/kg)		Taux d'application prévu (base sèche) (kg/ha)		Concentration potentielle dans les 15 premiers cm de sol mg/kg	
			médiane	étendue	médiane	étendue	médiane	étendue
bis-2-éthylhexyl phthalate*	31 000	1	109	4,1 - 273	1,2	0,053 - 2,1	0,6	0,027 - 1,0
chloroéthane	volatil	-	19	14,5 - 24	0,17	0,16 - 0,17	0,085	0,08 - 0,085
1,2-trans-dichloroéthylène	volatil	-	21	0,72 - 865	0,24	0,009 - 8,4	0,12	0,0045 - 4,2
toluène	5 000	2	15	1,4 - 705	0,16	0,018 - 1,3	0,08	0,009 - 0,65
butylbenzyl phthalate	3 160	3	15	0,52 - 210	0,11	0,0063 - 1,4	0,055	0,0032 - 0,7
2-chloronaphthalène	2 078	3	5,7	4,7	0,03	0,03	0,015	0,015
hexachlorobutadiène*	90	4	4,3	0,52 - 8	0,03	0,0063 - 0,054	0,015	0,0032 - 0,027
phénanthrène	700	3	7,4	0,89 - 44	0,05	0,009 - 0,53	0,025	0,0045 - 0,27
tétrachlorure de carbone	2 800	3	4,2	4,2	0,041	0,041	0,020	0,020
chlorure de vinyle	500	3	5,7	3 - 110	0,064	0,02 - 1,3	0,032	0,01 - 0,65
dibenzo (a,h) anthracène	--	-	13	13	0,16	0,16	0,08	0,08
1,1,2-trichloroéthane*	1 140	3	3,5	0,036 - 6,9	0,034	0,0002 - 0,068	0,017	0,0001 - 0,034
anthracène	--	-	7,6	0,89 - 44	0,050	0,009 - 0,53	0,025	0,0045 - 0,27
naphthalène	1 780	3	7,5	9 - 70	0,070	0,01 - 0,59	0,035	0,005 - 0,295
éthylbenzène	3 500	3	5,5	1,0 - 51	0,063	0,013 - 0,38	0,032	0,0065 - 0,19
di-n-butylphthalate	1 200	3	3,5	0,32 - 17	0,047	0,003 - 0,21	0,024	0,0015 - 0,10
phénol	414	4	4,2	9 - 113	0,032	0,0011 - 1,5	0,016	0,0055 - 0,75
chlorure de méthylène	167	4	2,5	0,06 - 30	0,022	0,0004 - 0,97	0,011	0,0002 - 0,48
pyrène	--	-	2,5	0,33 - 18	0,024	0,004 - 0,22	0,012	0,002 - 0,11
chrysène	--	-	2,0	0,25 - 13	0,022	0,0024 - 0,16	0,011	0,0012 - 0,08
fluoranthène	2 000	3	1,8	0,35 - 7,1	0,016	0,0024 - 0,05	0,0075	0,002 - 0,025
benzène	1 400	3	0,32	0,053 - 11,3	0,0027	0,0007 - 0,13	0,0014	0,0004 - 0,065
tétrachloroéthylène	8 100	2	0,38	0,024 - 42	0,0035	0,0002 - 0,54	0,0018	0,0001 - 0,27
trichloroéthylène	4 920	3	0,98	0,048 - 44	0,0125	0,00036 - 0,52	0,006	0,00018 - 0,26

1 Adapté de: Naylor et Loehr (1982a)

2 DL50 = (dose létale cinquante) = Quantité de produit nécessaire pour tuer 50 p. 100 d'une population-cible après 24 heures.
La DL50 s'exprime en mg de produit par kg de poids chez la cible

3 Échelle relative allant de 1 (pratiquement non toxique) à 6 (supertoxique)

* Renvoi aux tableaux 2.11, 2.12a et 2.12b

Tableau 2.11: Temps nécessaire pour atteindre une DL50 de quelques produits dangereux pour un sol fertilisé avec une boue contaminée et pour cette boue seule

Nom du produit chimique	Cible ²	DL50 (g) ¹	Consommation de sol (g/j)	Temps pour consommer une DL50 de produit chimique (années) Sol avec boue Boue seule
Hexachlorobutadiène DL50 = 90 mg/kg Concentration maximale du produit chimique - dans le sol=0,027 mg/kg ³ - dans la boue=8 mg/kg ³	Enfant Bovin	1,8 45	15 1 500	10 000 41 3 000 10
Bis-2-éthylhexyl phthalate DL50 = 31 000 mg/kg Concentration maximale du produit chimique - dans le sol=1,0 mg/kg ³ - dans la boue=273 mg/kg ³	Enfant Bovin	620 15 500	15 1 500	100 000 415 30 000 104
1,1,2-trichloroéthane DL50 = 1 140 mg/kg Concentration maximale du produit chimique - dans le sol=0,034 mg/kg ³ - dans la boue=6,9 mg/kg ³	Enfant Bovin	22,8 570	15 1 500	100 000 604 30 000 151

¹ Adapté de: Naylor et Loehr (1982b)

² Considérant un enfant de 20 kg et un bovin de 500 kg

³ Les données proviennent du tableau 2.10

Tableau 2.12a: Temps nécessaire à des rats² pour atteindre une DL₅₀ pour quelques polluants dangereux en supposant que la boue contaminée représente 10 p. 100 du régime alimentaire¹

Nom du produit chimique	Concentration maximale dans les boues (mg/kg)	DL ₅₀ (mg/kg) ⁴	DL ₅₀ (mg)	Quantité de boue contenant la DL ₅₀ du produit chimique (kg)	Temps nécessaire pour consommer cette DL ₅₀ de produit chimique (années) ⁵
Hexachloro-butadiène	8	90	45	5,6	7,7
Bis-2-éthylhexyl phthalate	273	31 000	15 500	57	78
1,1,2-tri-chloroéthane	6,9	1 140	570	83	113

Tableau 2.12b: Temps nécessaire à des bovins³ pour atteindre une DL₅₀ pour quelques polluants dangereux en supposant que la boue contaminée représente 10 p. 100 du régime alimentaire¹

Nom du produit chimique	Concentration maximale dans les boues (mg/kg)	DL ₅₀ (mg/kg) ⁴	DL ₅₀ (mg)	Quantité de boue contenant la DL ₅₀ du produit chimique (kg)	Temps nécessaire pour consommer cette DL ₅₀ de produit chimique (années) ⁵
Hexachloro-butadiène	8	90	$4,5 \times 10^4$	5 600	6,2
Bis-2-éthylhexyl phthalate	273	31 000	$1,55 \times 10^7$	57 000	62
1, 1, 2-tri-chloroéthane	6,9	1 140	$5,7 \times 10^2$	83 000	91

¹ Adapté de: Naylor et Loehr (1982a)

² Le poids des rats est de 500 g

³ Le poids des bovins est de 500 kg

⁴ Données provenant du tableau 2.10

⁵ Basé sur une consommation de 20 g/j pour les rats et 25 kg/j pour les bovins, la boue représentant 10 p. 100 de la diète

ans pour le 1,1,2-trichloroéthane. Les bovins présentent des durées comparables avec 6,2 et 91 ans respectivement pour les mêmes produits.

Dans une saine gestion de la valorisation sylvicole (ou agricole) des boues, la consommation directe n'est pas envisagée et les périodes citées concernant les DL₅₀ pourraient être considérablement allongées. Les animaux risqueraient de mourir naturellement plutôt que d'être tués par les produits chimiques.

L'empoisonnement des animaux par ces produits ne semble donc pas poser de problème et il en est de même pour l'absorption par les plantes. Moza et al. (1979) ont fertilisé des épinettes de Norvège (*Picea abies* (L.) Karst.) de trois ans avec des boues qui ont été artificiellement contaminées avec du BPC radioactif. Après quatre ans de croissance, la radioactivité dans les arbres n'était que de 0,8 p. 100 de ce qui avait été appliqué au sol, se répartissant en 0,5 p. 100 dans les aiguilles et 0,3 p. 100 dans la tige. De plus, le lessivage était inférieur à 0,1 p. 100 les deux premières années et nul après ce temps.

Demirjian et al. (1984) ont enfoui 40 333 kg/ha de boue industrielle (base sèche) contenant plusieurs composés organiques dans 15 centimètres de sol. (Pour la plupart, ce sont les mêmes composés mentionnés par Naylor et Loehr (1982a)). Cependant, la concentration de ces polluants dans la boue était faible parce qu'ils étaient initialement peu présents dans les eaux usées ou ont été décomposés dans la lagune d'aération. Une fois mélangés au sol et après une saison de croissance, ils n'étaient plus détectables. De plus, le percolat recueilli sous les parcelles fertilisées était exempt de traces de contaminants organiques.

L'utilisation des boues contenant de faibles concentrations de produits synthétiques toxiques ne semble pas poser de problèmes en fertilisation, mais il faut demeurer prudent en les utilisant. Comme les données sont peu nombreuses à ce sujet, les études se poursuivent sur l'avenir de ces produits dans le sol (Couillard et Grenier, 1989; Webber, 1984).

2.3.3 ORGANISMES PATHOGÈNES

Les boues biologiques contiennent beaucoup de bactéries (mortes et vivantes) qui ont dégradé la matière organique initialement présente dans les eaux usées (Hartenstein, 1981). Cependant, ce ne sont pas ces organismes qui nous inquiètent.

Certains organismes pathogènes sont présents dans les eaux usées et se retrouveront éventuellement dans les boues; ce sont des virus, des bactéries, des vers et leurs oeufs (E.P.A., 1977). Ces organismes proviennent principalement des déjections humaines et de celles d'autres animaux à sang chaud (Martin, 1982). Il faut donc évaluer si ces organismes peuvent nuire à la santé de l'homme ou à celle des animaux qui pourraient être en contact avec les boues.

Les boues primaires et les boues non digérées sont très contaminées par des organismes pathogènes, dont le nombre est grandement diminué par la stabilisation ou la digestion (St-Yves, 1985; Webber, 1984; Golueke, 1982; Bledsoe et Zasoski, 1981). Une autre façon efficace de réduire le nombre de pathogènes est le compostage et le séchage des boues (Temple et al., 1982). Yeager et O'Brien (1983) montrent que les radiations gamma détruisent les organismes pathogènes.

Selon Hecht et al. (1975), aucun cas de maladie n'a été décelé à la suite de l'utilisation de boues d'égout comme amendement. Cette affirmation est appuyée par Webber (1984),

selon qui il y a peu de risques à utiliser les boues si celles-ci sont traitées. De plus, elles devraient être ingérées en quantités suffisantes pour être dangereuses, vu le fort pourcentage de destruction des organismes pathogènes pendant la stabilisation.

Les organismes pathogènes demeurent dans les horizons de surface (Lane et al., 1980). Urie (1979) montre que les horizons "B" sont de bons filtres biologiques. Les eaux souterraines sont donc protégées d'une éventuelle contamination (Higgins, 1984a; 1984b). Sagik et al. (1979) écrivent que 92 à 97 p. 100 des bactéries sont retenues dans le premier centimètre de sol, tandis que Lane et al. (1980) montrent qu'à 45 centimètres de profondeur, il n'y avait pas de coliformes fécaux à la suite de l'application d'eaux usées en surface. Cette affirmation est appuyée par Riekerk (1978) qui n'a pas trouvé de bactéries dans les eaux de percolation, à 150 cm de la surface, après avoir appliqué de fortes charges de boue.

Ces données sont rassurantes car il ne semble pas y avoir de problème lié à l'utilisation des boues. Par contre, on suggère d'attendre deux mois après la fertilisation avec des boues avant de faire paître le bétail (Webber, 1984) et de tenir le public éloigné des forêts fertilisées avec des boues pendant 12 à 18 mois (E.P.A., 1983) pour minimiser les risques d'ingérer des organismes pathogènes.

Ces recommandations et les faibles quantités d'organismes pathogènes présents dans les boues indiquent qu'il n'y a pas de risque pour la santé à utiliser les boues biologiques de stations d'épuration des eaux comme fertilisant. Finalement, l'E.P.A. (1983) recommande de ne pas faire d'applications de boues sur les sites fréquentés par la population, de ne pas en faire près des eaux de surface et des prises d'eau et d'éviter les endroits où la nappe est près de la surface.

CHAPITRE III

JUSTIFICATION DE FERTILISER LES FORÊTS

À l'opposé des cultures agronomiques, la fertilisation des forêts naturelles ou artificielles n'est pas en soi essentielle à leur croissance. Généralement les surfaces boisées ne sont pas fertilisées (Crites, 1984). Cependant, la production de matière ligneuse augmente quand cette activité est pratiquée (Cole, 1981; Morrison, 1974). Les fertilisants accélèrent la croissance surtout en diamètre (Brockway et al., 1979; Möller, 1974) chez la plupart des espèces forestières (Vézina et Roberge, 1981; Gagnon, 1974). Ainsi, la fertilisation pourrait être un outil adéquat lorsqu'on désire tirer plus de ressources du milieu sans devoir agrandir le territoire d'exploitation, ou encore pour la production de biomasse en courtes rotations (Jones et Grant, 1983), ce qui exige des fertilisants (Miller, 1983; Blake et Raitanen, 1981). De plus, l'intensité croissante des récoltes, en arbres entiers par exemple, signifie nécessairement un plus grand prélèvement des éléments nutritifs du site (Hornbeck et Kropelin, 1982; Patrick et Smith, 1975).

Les forêts croissant sur les sols les plus pauvres sont les plus susceptibles de réagir positivement à la fertilisation (Roberge et al., 1980). Le facteur important à considérer est l'écart qui existe entre le capital en éléments nutritifs présents et assimilables dans le sol et ce qui est ajouté artificiellement en fertilisants chimiques ou organiques.

3.1 AUGMENTATION DES RENDEMENTS AVEC DES FERTILISANTS CHIMIQUES

De nombreuses expériences de fertilisation forestière ont été tentées de par le monde, y compris au Québec, et les résultats sont positifs: on obtient une production (mètres cubes à l'hectare) plus élevée sur les parcelles fertilisées que sur celles qui ne le sont pas. Sur le territoire du Québec, l'azote a été identifié comme l'élément nutritif le plus souvent déficient (Vézina et Roberge, 1981). C'est donc surtout avec des fertilisants riches en azote que les expériences ont été menées, par exemple de l'urée (Groupe de recherches interdisciplinaires en fertilisation des forêts, 1977) ou du nitrate d'ammonium.

Gagnon (1973) publie que des sapinières ont été fertilisées à l'urée à des doses de 112, 224, et 336 kg N/ha et que la dose de 224 kg N/ha donne les meilleurs résultats dans ces peuplements. À cette dose, il observe des augmentations de l'accroissement annuel moyen en diamètre allant jusqu'à 3,7 p. 100 après 4 ans; cette augmentation pourrait atteindre 10 p. 100 après 10 ans si le rythme se maintenait. Cette augmentation de diamètre de 10 p. 100 représente une augmentation de volume de bois de près de 30 p. 100. L'auteur ajoute que l'effet de l'urée se répercute sur plusieurs années et que l'optimum n'a pas nécessairement été atteint.

Roberge et al. (1980) donnent suite à cette étude et présentent des résultats après 10 ans. Les parcelles fertilisées avec 112 kg N/ha ont donné un volume marchand supérieur de 21 m³/ha par rapport aux parcelles témoins, tandis que pour les doses de 224 kg N/ha et 336 kg N/ha, les volumes marchands sont respectivement supérieurs de 19 et 26 m³/ha. Le gain de croissance attribuable à la fertilisation azotée représente 25 p. 100 pour le traitement de 112 kg N/ha, 23 p. 100 pour celui de 224 kg N/ha et 26 p. 100 pour celui de 336 kg N/ha. Ce dernier pourcentage de croissance se rapproche assez bien de la valeur de 30 p. 100 prédite par Gagnon (1973). Selon ces auteurs, la quantité optimale d'azote à ajouter à ces sapinières pour avoir une augmentation maximale en volume marchand serait inférieure à 224 kg N/ha.

Veilleux et Sheedy (1978) décrivent des résultats positifs de la fertilisation de sapinières en Gaspésie. Ainsi, avec une dose de 112 kg N/ha sous forme d'urée, ils obtiennent des augmentations moyennes de surface terrière de 0,8 m²/ha et de 5,8 m³/ha pour le volume total après cinq ans. Ces valeurs passent à 1,2 m²/ha et 8,7 m³/ha respectivement quand la dose d'azote est portée à 224 kg N/ha, incluant un ajout de 112 kg K/ha sous forme de KCl. Des valeurs intermédiaires de 1,0 m²/ha et 7,4 m³/ha sont signalées avec des doses de 224 kg N/ha sous forme d'urée. Sheedy (1982) présente des résultats semblables pour des stations de pin gris (*Pinus divaricata* (Ait.) Dumont) fertilisées avec 150 kg N/ha sous forme d'urée. Après cinq ans, la hauteur des arbres fertilisés était supérieure de 21 p. 100 à celle des témoins et le diamètre moyen était supérieur de 30 p. 100.

Ces quelques expériences permettent de constater l'effet positif des fertilisants chimiques sur les augmentations en hauteur et en diamètre qui se traduisent par des augmentations en volume de matière ligneuse. La fertilisation est donc

un traitement sylvicole qui permet de récupérer plus de bois par hectare par rapport à une forêt qui se développe naturellement.

3.2 AUGMENTATION DES RENDEMENTS AVEC DES BOUES

Il ne se faisait rien à grande échelle aux États-Unis avant 1983 (E.P.A., 1983) et relativement peu de travaux de recherche ont été faits sur l'application de boues résiduaire dans les forêts (Crites, 1984). Cependant, les quelques expériences dont les résultats sont disponibles sont encourageantes.

Au Québec, Gagnon (1972; 1974) a appliqué 560 kg/ha de boue digérée anaérobie (base sèche) dans une plantation d'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss.) de 10 ans établie sur un sol sablonneux de faible fertilité. Le contenu en azote de cette boue était d'environ 1,5 p. 100. La croissance en hauteur des arbres fertilisés a dépassé celle des témoins de 7 p. 100 après 1 an, de 13 p. 100 après 2 ans, de 20 p. 100 après 3 ans, de 30 p. 100 après 4 ans et de 38 p. 100 après 6 ans.

En Caroline du Sud, Berry et Marx (1980) ont épandu des boues digérées anaérobies dans une ancienne carrière où les horizons de surface avaient été enlevés. La quantité de boue appliquée était de l'ordre de 34 000 kg/ha (base sèche). Son contenu en azote était d'environ 2 p. 100, de 1 p. 100 pour le phosphore et de 0,5 p. 100 pour le potassium. Des pins à l'encens (*P. taeda*) et des pins d'Elliott (*P. ellioti* Engelm.) avaient été plantés sur ce site. Après trois ans, les arbres fertilisés avaient une hauteur de 250 p. 100 supérieure à celle des arbres témoins et un diamètre au collet de 240 p. 100 plus grand. Pour le volume des semis, les arbres fertilisés étaient 24 fois plus gros que les arbres témoins.

En Floride, Fiskell et al. (1982) ont fertilisé des pins à l'encens (*P. taeda*) croissant sur des sols sableux acides avec des boues digérées anaérobies provenant de Gainesville (Floride) et de Chicago (Illinois). Avec la boue de Chicago, qui contenait 5 p. 100 d'azote et 2,2 p. 100 de phosphore, la croissance en hauteur a été supérieure de 192 p. 100 pour la dose de 4 t/ha (4 000 kg/ha), de 250 p. 100 pour la dose de 8 t/ha (8 000 kg/ha) et de 186 p. 100 pour la dose de 16 t/ha (16 000 kg/ha) par rapport aux arbres témoins après 10 mois de croissance. Pour la boue de Gainesville, qui contenait 2,6 p. 100 d'azote et 2,1 p. 100 de phosphore, la croissance en hauteur a été supérieure de 130 p. 100 pour la dose de 4 t/ha (4 000 kg/ha), de 141 p. 100 pour la dose de 8 t/ha (8 000 kg/ha) et de 220 p. 100 pour la dose de 16 t/ha (16 000 kg/ha) après 10 mois de croissance.

Au Michigan, Brockway (1983) a fertilisé une plantation de pins blancs (*Pinus strobus* L.) avec une boue digérée anaérobie. La boue contenait 6 p. 100 d'azote, 7 p. 100 de phosphore et 0,15 p. 100 de potassium. Pour la dose de 4,8 t/ha (4 800 kg/ha), le diamètre à hauteur de poitrine était de 11 p. 100 supérieur à celui du témoin après deux mois de croissance et de 20 p. 100 supérieur après 14 mois. Pour la dose de 19,3 t/ha (19 300 kg/ha), le diamètre était, après deux mois, supérieur de 39 p. 100 par rapport à celui du témoin et cette différence est portée à 47 p. 100 après 14 mois de croissance.

Au Maryland, McIntosh et al. (1984) ont fertilisé des peupliers hybrides (*Populus deltoides* spp. et *P. angulata* x *P. trichocarpa*) avec des boues compostées contenant 1,36 p. 100 d'azote, 2,6 p. 100 de phosphore et 0,18 p. 100 de potassium. Après trois ans, la hauteur des arbres était supérieure de 207 p. 100 par rapport aux témoins pour la dose de 300 t/ha (300 000 kg/ha) et de 190 p. 100 pour la dose de 150 t/ha (150 000 kg/ha).

À Seattle (Washington), toutes les boues produites par les usines de traitement des eaux usées de cette agglomération sont recyclées en sylviculture. La municipalité de Seattle a fait connaître sa boue sous le nom de "Silvigrow". Des résultats de croissance en diamètre du douglas (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) allant de 200 à 400 p. cent par année sont notés (Nichols, 1983), et ce dès l'application de boue (Metro, 1983a; 1983b, cité par Grenier et Couillard, 1989).

Le tableau 3.1 donne un résumé de quelques valeurs citées dans ce chapitre. Même dans l'expérience réalisée par Gagnon (1972; 1974), où la quantité de boue appliquée était modeste, on constate quand même une amélioration non négligeable de la croissance. Cette augmentation est d'autant plus marquée que les quantités de boues (et leur contenu en azote) sont importantes.

Ces quelques exemples démontrent le pouvoir fertilisant des boues. Tout comme pour les fertilisants chimiques, les augmentations de croissance ne sont pas toujours proportionnelles à la dose appliquée et il faut aussi considérer le type de sol où croissent les arbres. De plus, chaque espèce d'arbre a ses exigences et chacune réagit à sa façon à la fertilisation. Il faut quand même user de prudence en utilisant les boues résiduelles comme fertilisant forestier, car quelques expériences sont mentionnées dans la littérature où sont apparus des problèmes de toxicité pour les semis, surtout lorsque les boues sont fraîches (Pommel, 1979b).

Cette toxicité serait due à une trop grande libération de NH_4 et de sels dans le sol lors de la minéralisation initiale, ce qui diminuerait le taux de survie des semis (Riekerk, 1982). Selon l'E.P.A. (1983), le taux de survie serait meilleur pour certaines espèces que pour d'autres: par exemple, pour le

Tableau 3.1: Résumé de quelques rendements en hauteur et en diamètre pour des arbres fertilisés avec des boues

Espèce	Quantité de boue appliquée (kg/ha)	Pourcentage d'azote	Quantité d'azote appliquée (kg/ha)	Croissance supplémentaire Hauteur 7 Diamètre	Durée de l'expérience	Références
Épinette blanche	560	1,5	8,4	7 20 ---	1 an 3 ans	Gagnon (1972; 1974)
Pin à l'encens	34 000	2,0	680	250	3 ans	Berry et Marx (1980)
Pin à l'encens	8 000 4 000	5,0 2,6	400 104	205 130	10 mois 10 mois	Fiskell et al. (1982)
Pin blanc	4 800 19 300	6,0 6,0	288 1 158	--- ---	14 mois 14 mois	Brockway (1983)
Peupliers hybrides	150 000	1,36	2 040	190	3 ans	McIntosh et al. (1984)
Douglas	20 000 40 000	--- ---	--- ---	--- ---	annuellement	Nichols (1983)

douglas (*P. menziesii*) et l'épinette de Sitka (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.). Ainsi, pour contourner ce problème, il est suggéré d'attendre six mois ou plus après l'application de boues sur un site avant de planter. Quand les plantations sont établies, les jeunes arbres sont plus tolérants aux applications de boues fraîches et peuvent mieux capter les éléments nutritifs, leurs systèmes racinaires étant mieux développés. Globalement, il ressort que les boues peuvent avantageusement servir de fertilisant forestier.

CHAPITRE IV

RISQUES POUR L'ENVIRONNEMENT: LES NITRATES

L'application de boues résiduelles de stations d'épuration des eaux doit se faire avec précaution. En effet, toute action sur l'environnement risque d'avoir des effets néfastes. Ainsi, la pollution par les nitrates (NO_3^-) a été identifiée comme l'un des problèmes les plus importants associés à l'utilisation des boues résiduelles comme fertilisant (Higgins, 1984b; Breuer et al., 1979). Malgré qu'il soit généralement absent des boues lors de l'épandage, l'ion nitrate se forme à mesure par la nitrification.

La nitrification n'est pas ubiquiste (Federer, 1983). C'est une oxydation biologique de l'ammonium, cation fortement retenu par la matrice de sol, en nitrate, anion envers lequel le sol a peu ou pas d'attraction (Breuer et al., 1979), d'où les risques d'entraînement vers la nappe phréatique.

Si les boues sont épandues à des intervalles de temps éloignés les uns des autres, les risques de contamination de la nappe sont réduits. On a observé des pointes de nitrates dans

les percolats l'année même de l'épandage de boues (E.P.A., 1983; Riekerk, 1981); ces pointes disparaissent par la suite. Archie et Smith (1981) rappellent que plusieurs applications légères de boues pendant plusieurs années risqueront moins de contaminer la nappe qu'une seule application massive.

Les forêts sont reconnues pour produire de l'eau de bonne qualité. Ce n'est donc pas parce qu'on observe du percolat contenant du nitrate que ce composé atteindra nécessairement la nappe. Il pourra éventuellement être dénitrifié ou dilué, ce qui diminue les risques de contamination (Brockway et Urie, 1983). Cette perte d'azote peut aussi être réduite si les sols sur lesquels la boue est appliquée ne sont pas trop grossiers (Brockway, 1983). La dénitrification sera possible en présence de matière organique dans le sol (Brown et al., 1984), qui sert de source de carbone pour les bactéries dénitrifiantes (Breuer et al., 1979).

Il y aurait moins de problèmes de lessivage de NO_3^- lors d'applications de boues au printemps. Cela pourrait être dû à un captage plus efficace par les plantes (Brockway, 1983) ou à une absence de nitrification. En effet, en cette saison les sols sont gorgés d'eau. Il n'y a donc pas beaucoup d'oxygène disponible, élément essentiel à la nitrification (Couillard, 1985a). À l'opposé, le maximum de lessivage se fait en été, moment où la température et l'activité des bactéries sont élevées (Breuer et al., 1979). Le sol est plus aéré, rendant l'oxygène disponible pour la nitrification. À l'automne, la dénitrification serait plus importante que le lessivage (Aulakh et Rennie, 1984). Les risques de contamination de la nappe sont réduits. Cela signifie aussi une perte d'azote pour le système forestier, mais la dénitrification est préférable au lessivage des nitrates (Haith, 1983).

La présence de végétation a un rôle prépondérant à jouer contre le lessivage du NO_3^- . Ainsi, les forêts sont plus efficaces à capter le NO_3^- que les surfaces coupées à blanc où les boues seraient épandues (Riekerk, 1982; Archie et Smith, 1981). Les plantes dites "mauvaises herbes" ont les mêmes capacités à capter les nitrates (Sopper et Kerr, 1979) et leur croissance est favorisée par l'application de boues (de Vries, 1981). Bref, plus la végétation est abondante, moins grands sont les risques de pollution par le NO_3^- , car les plantes puisent cet élément du milieu pour leur métabolisme.

Selon Higgins (1984b), 880 kg N/ha par année serait la dose maximale qui pourrait être appliquée sur une culture de maïs (*Zea mays*) et de seigle (*Secale cereale*) poussant sur un loam sableux sans engendrer de problèmes de nitrates. Pour Riekerk (1982), les problèmes avec les nitrates débutent si la dose est supérieure à 400 kg N/ha par année. Chaque cas est donc particulier et Brockway et Urie (1983) présentent, pour solutionner ces problèmes, une méthode applicable à chaque site. Le lessivage est fonction des quantités et types de boues épandues et des types de sols et cultures qui les reçoivent. Ainsi, à partir des cueilletes de percolats, ils établissent par analyse de régression les quantités maximales de boues à épandre pour ne pas dépasser les normes fixées. La figure 4.1 illustre ce principe. La norme est fixée à 10 mg/l. On voit sur ces courbes les quantités de boues à épandre par type de boue et de forêt pour respecter cette norme. Cette méthode pourrait être retenue afin d'estimer les quantités de boues à épandre.

Le problème des nitrates doit recevoir l'attention du gestionnaire. Bien que l'effet positif des boues ait été démontré (section 3.2), il ne faut pas créer un problème de pollution d'un autre ordre. Une étude du percolat du site récepteur serait à faire avant de pratiquer l'épandage à grande échelle.

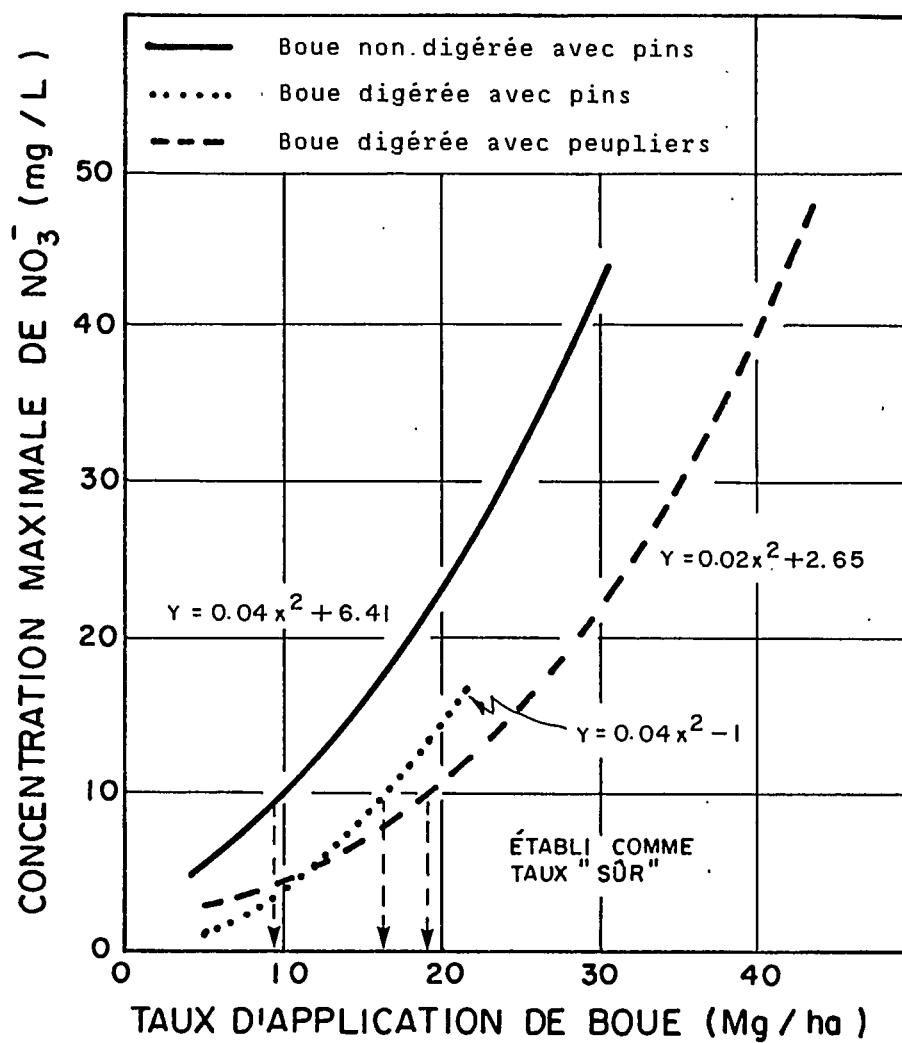


Figure 4.1: Courbes des concentrations résiduelles de NO_3^- dans les percolats selon les types de boues, les doses appliquées et la culture en place (Tiré de: Brockway et Urie, 1983)

Par contre, il faut voir si la norme de l'E.P.A. fixée à 10 mg/l (applicable à l'eau potable) n'est pas trop sévère en ce qui nous concerne.

CHAPITRE V

CULTURE DE MÊLÈZE LARICIN SUR SABLE AVEC DIFFÉRENTES DOSES DE BOUES SECONDAIRES ANAÉROBIES

Nous désirions étudier de quelle façon le mélèze laricin (*Larix laricina* (Du Roi) K. Koch.) réagissait à la fertilisation par les boues d'usines d'épuration. À cette fin, un dispositif expérimental a été mis en place. Des graines ont été semées et les plantes ont crû pendant 119 jours.

5.1 CHOIX DU MATÉRIEL

5.1.1 CHOIX DU MÉDIUM DE CULTURE

À cause de sa pauvreté en éléments nutritifs, nous avons utilisé du sable comme médium de culture pour la majorité des essais. Ainsi, la croissance observée était uniquement fonction de la présence d'éléments nutritifs dans la boue ou l'eau d'irrigation utilisées. Le tableau 5.1 présente les moyennes des analyses chimiques du sable utilisé. Celui-ci provient de la sablière Loma, à Beauport, dans l'ancien delta de la rivière Montmorency. Le même tableau présente aussi les moyennes des analyses du sol de la pépinière de Duchesnay. On constate que le sol de Duchesnay est plus riche en éléments

Tableau 5.1: Moyennes des analyses chimiques des sables et du sol de pépinière utilisés dans les expériences (en mg/kg)¹

	Azote				Phosphore		Cations échangeables							
	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	miné- ral	orga- nique	total	échan- geable	K	Mg	Ca	Cu	Fe	Mn	Zn	Al
Sable Loma (ou de Beauport)	1,7	0,4	2,1	traces	998	411	13	6	449	traces	73	9,3	0,9	354
Sol de pépinière	5,1	23,7	28,8	1 700	1 276	761	104	78	1 229	0,7	189	28,1	4,1	3169
Sable Houde	---	----	----	traces	788	335	12	6	130	---	---	----	---	---

	Cations totaux										C.O. %	pH
	K	Mg	Ca	Cu	Fe	Mn	Zn	Al				
Sable Loma	393	1 123	4 248	Traces	16 244	267	38	2 639		0,05		7,21
Sol de pépinière	559	825	2 732	Traces	28 513	433	47	8 595		3,05		5,49
Sable Houde	---	----	----	----	-----	---	--	-----		0,03		6,09

¹ sauf en % pour le C.O. et les unités de pH. Pour les méthodes d'analyse, voir la section 5.2.3

nutritifs que le sable de Beauport. Le contenu en azote, en phosphore, en potassium et en carbone organique indique la pauvreté du sable, si on compare ces valeurs avec celles du sol de la pépinière. Ainsi, on ne retrouve que des traces de N organique dans le sable contre 0,17 p. 100 dans le sol de pépinière, 998 mg/kg contre 1 276 mg/kg pour le phosphore total, 0,05 p. 100 contre 3,05 p. 100 pour le carbone organique et 13 mg/kg contre 104 mg/kg pour le potassium échangeable. On peut donc s'attendre à ce que la croissance sur sable soit presque uniquement fonction de l'ajout de fertilisants.

L'utilisation du sol de pépinière dans deux traitements permet d'établir des comparaisons entre des doses semblables d'éléments nutritifs ajoutés (le traitement 4 est comparé au traitement 16 (une fois 125 kg N/ha) et le traitement 8 est comparé au traitement 17 (cinq fois 25 kg N/ha). Finalement, l'analyse du sable Houde est fournie à titre comparatif. Ce sable a été utilisé dans les essais de percolation en serre décrits à la section 5.2.4.

5.1.2 CHOIX DE L'ESPÈCE

Le mélèze laricin (*L. laricina*) a été retenu principalement parce qu'il réagit bien à la fertilisation et qu'il possède une croissance assez rapide. En effet, puisque notre expérience ne durait qu'une seule année (de croissance), il était préférable de choisir une espèce pouvant présenter des résultats mesurables après un si court laps de temps. De plus, le Service de la recherche du ministère de l'Énergie et des Ressources (Terres et Forêts)* poursuit des recherches sur le

* Maintenant Service de l'amélioration des arbres de la Direction de la recherche et du développement du MER.

mélèze depuis quelques années en vue de la production de biomasse en courtes rotations (Gouvernement du Québec, 1984c).

Les graines utilisées sont une descendance (ce qui permet de réduire la variabilité génétique) récoltée dans un peuplement de Saint-Louis de Blandford, près de la rivière Bécancour (approximativement 46° 15' nord et 72° 00' ouest). Elles ont été stratifiées pendant trois semaines afin de favoriser leur germination.

5.1.3 CHOIX DE LA BOUE D'ÉPURATION

La boue anaérobie de l'usine d'épuration des eaux de la base militaire de Valcartier a été retenue parce qu'elle est facilement disponible et près de notre lieu d'expérimentation. De plus, il existait déjà des analyses de composition de cette boue qui nous ont permis de constater, à priori, sa valeur nutritive approximative. Le tableau 5.2 présente la composition chimique de cette boue résiduaire, mesurée par le ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ); les méthodes d'analyses sont celles couramment utilisées dans leurs laboratoires (Gouvernement du Québec, 1984b).

L'analyse de ce tableau montre la présence de 4,2 p. 100 d'azote et de 1,05 p. 100 de phosphore, ce qui se situe dans les teneurs moyennes des boues au Québec (St-Yves, 1985). De plus, elle n'est pas trop contaminée par les métaux lourds; par exemple, elle contient moins que 10 mg/kg de Cd, 80 mg/kg de Cr, 20 mg/kg de Ni et moins que 5 mg/kg de Se alors qu'il est recommandé de ne pas utiliser au Canada de boues pour valorisation agricole si leurs teneurs dépassent 20 mg/kg pour le Cd, 180 mg/kg pour le Ni et 14 mg/kg pour le Se (il n'est pas fait mention du Cr). Par contre, la boue de Valcartier dépasse les valeurs permises pour le Hg (7,7 mg/kg vs 5 mg/kg) et le Pb

Tableau 5.2: Analyse chimique de la boue anaérobie de Valcartier utilisée pour l'expérience

Paramètres	Concentration	Unité	Base
Solides totaux	9 000	mg/l	liquide
Solides totaux volatils	3 100	mg/l	liquide
Solides dissous	855	mg/l	liquide
Solides dissous volatils	230	mg/l	liquide
NTK	42 000	mg/kg	sèche
N - NH_4^+	770	mg/kg	sèche
N - $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$	$\leq 0,5$	mg/kg	sèche
P total	10 500	mg/kg	sèche
Al	13 000	mg/kg	sèche
As	≤ 5	mg/kg	sèche
Ba	600	mg/kg	sèche
B	20	mg/kg	sèche
Cd	≤ 10	mg/kg	sèche
Ca	33 000	mg/kg	sèche
Cr	80	mg/kg	sèche
Co	≤ 10	mg/kg	sèche
Cu	2 900	mg/kg	sèche
Fe	15 000	mg/kg	sèche
Mg	2 500	mg/kg	sèche
Mn	200	mg/kg	sèche
Hg	7,7	mg/kg	sèche
Mo	≤ 20	mg/kg	sèche
Ni	20	mg/kg	sèche
Pb	680	mg/kg	sèche
K	880	mg/kg	sèche
Na	1 500	mg/kg	sèche
Se	< 5	mg/kg	sèche
Zn	950	mg/kg	sèche
pH	7,7		
Conductivité	2 400	μhos	

(680 mg/kg vs 500 mg/kg) (Webber, 1984). La boue a été gardée au frais (2°C) tout au long de l'expérience. On a ainsi minimisé les risques de transformation de l'azote d'une forme à l'autre (Brown et al., 1984).

5.1.4 LIEU DE CROISSANCE

L'expérience s'est déroulée du 12 octobre 1984 au 18 février 1985 dans la serre du Service de la recherche du MER (Terres et Forêts) située au Complexe scientifique de Sainte-Foy. Un éclairage artificiel qui fonctionnait 16 heures par jour a été maintenu tout au long de l'expérience. Les périodes d'éclairage étaient entrecoupées par 8 heures de noirceur qui coïncidaient avec la nuit réelle. L'irrigation s'est faite au moyen de brumisateurs automatiques raccordés au réseau d'adduction de la ville de Sainte-Foy. Ils fonctionnaient deux ou trois fois par jour selon les besoins; il s'agissait de s'assurer que les plants ne manquaient pas d'eau. La photo 1 montre les brumisateurs de la serre en fonctionnement. De plus, des humidificateurs vaporisant 24 heures par jour ont été ajoutés pour éviter la dessiccation des semis qui aurait pu être causée par l'éclairage artificiel.

5.2 MISE EN PLACE DU DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL

5.2.1 TRAITEMENTS RETENUS

Les différents ajouts de fertilisants ont été calculés par rapport à leur teneur en azote (N). Le tableau 5.3 présente les teneurs totales de N en kg/ha appliquées pour chaque traitement. Ceux-là sont au nombre de 20 et se distribuent comme le montre le schéma de la figure 5.0.

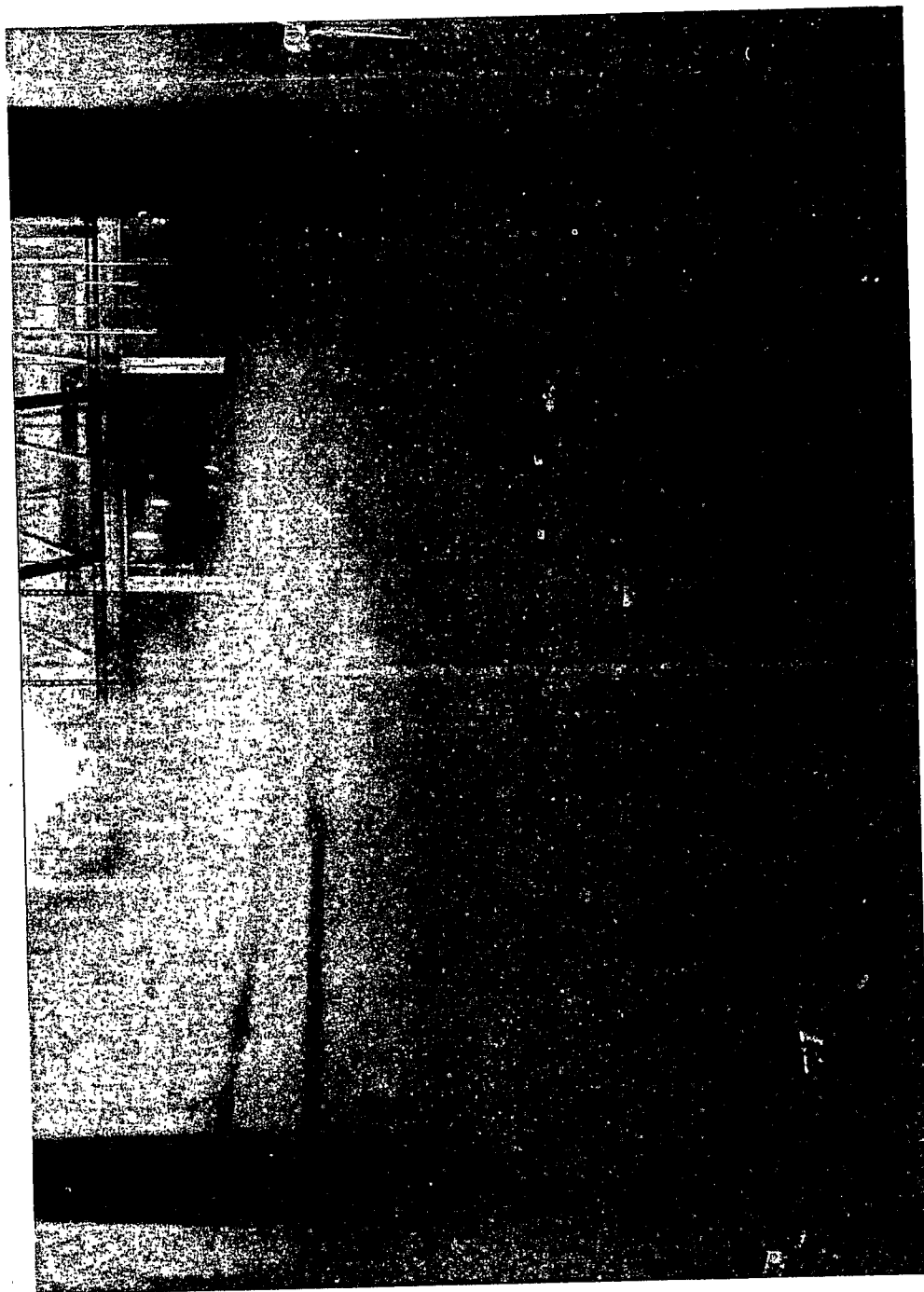


Photo 1: Brumisateurs en fonctionnement dans la serre

Tableau 5.3: Teneur totale d'azote (en kg/ha)

	Nombre total d'applications de boue				
Dose par application (kg N/ha)	1	2	5	9	17
0	0 1	0	0	0	0
6,25	6,25	12,5	31,25	56,25	106 13
12,5	12,5	25	62,5	112,5	213 14
25	25 2	50 5	125 8, 17	225 11	425 15
50	50 3, 19	100 6	250 9	450 12	850
125	125 4, 16, 20	250 7	625	1 125	2 125

Numéros de traitements
correspondants

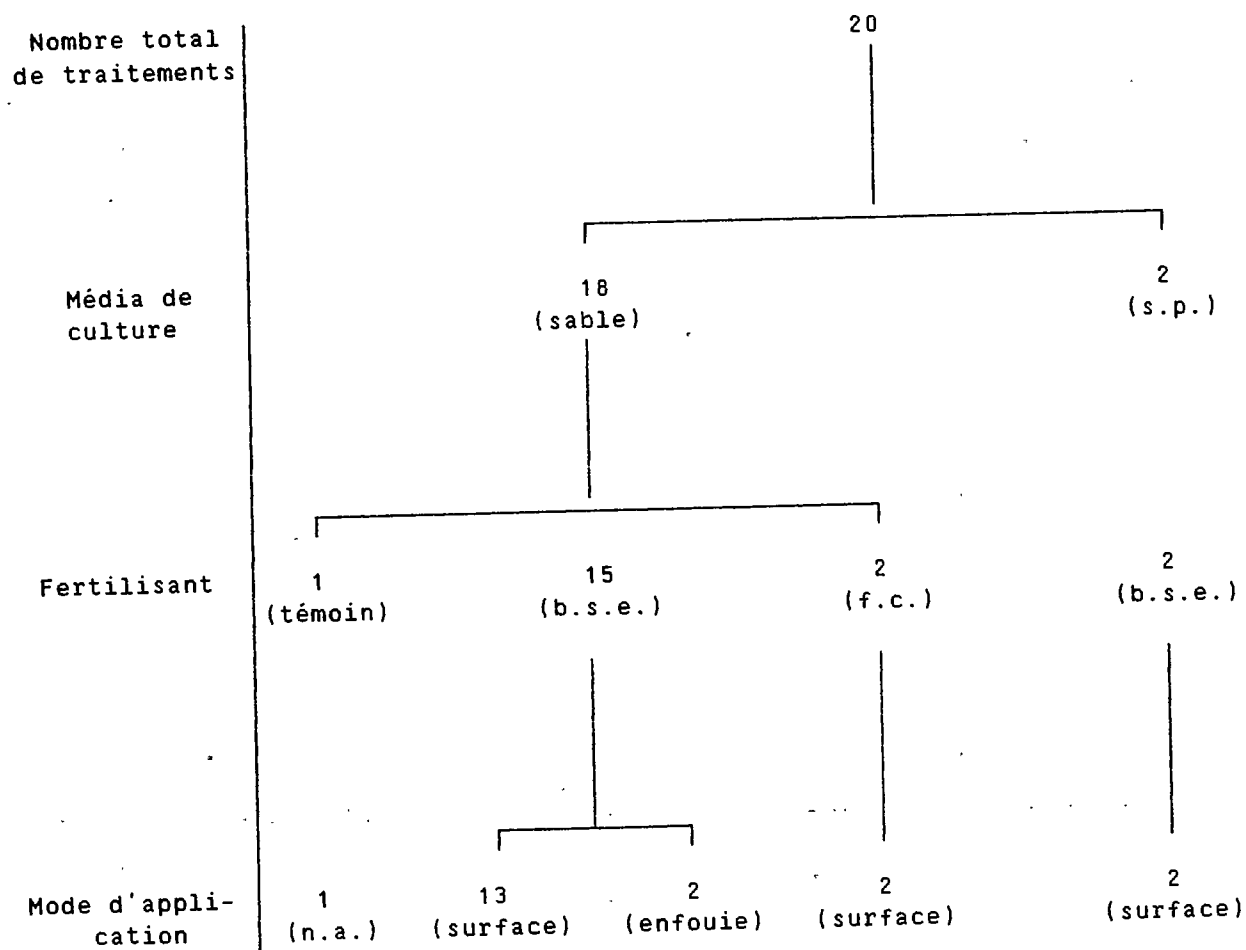
 = traitements avec incorporation sur sable 19 et 20

 = traitements retenus sur sol de pépinière avec boue 16 et 17

 = traitements retenus sur sable avec boue 1 à 9 et 11 à 15

avec solution nutritive complète* 10 et 18

- * traitement 10: 17 applications de 25 kg N/ha (total: 425 kg N/ha)
 traitement 18: 17 applications de 12,5 kg N/ha (total: 213 kg N/ha)



s.p. : sol de pépinière
 b.s.e. : boue de station d'épuration
 f.c. : fertilisant chimique
 n.a. : ne s'applique pas

Figure 5.0: Distribution des différents traitements

Les cercles, rectangles et triangles du tableau 5.3 représentent les traitements retenus et les chiffres en petits caractères correspondent aux numéros d'identification qui leur ont été attribués. Les cercles s'appliquent aux traitements sur sol de pépinière en surface, les rectangles aux traitements sur sable en surface et les triangles aux traitements sur sable avec enfouissement de la boue.

Initialement, il était prévu de ne faire que des applications de boue en surface, car il n'était pas réaliste de faire des incorporations une fois que les semis se seraient établis. Cependant, comme il y avait cinq traitements qui recevaient de la boue en surface une seule fois au début de l'expérience, deux traitements ont été ajoutés (numéros 19 et 20) afin de comparer les effets de la boue enfouie et ceux de la boue en surface. Pour ce faire, la quantité nécessaire de boue a été mélangée avec les 10 centimètres de sable du haut du pot. Le mélange a ensuite été remis dans le pot et les graines ont été semées dessus, comme pour les autres traitements.

Il avait été prévu 1, 2, 5, 10 et 20 applications de boue avec des doses de 0, 12,5, 25, 100 et 250 kg N/ha chaque fois. Cependant, des modifications ont été apportées au cours de l'expérience. Premièrement, le contenu en N et en matières solides de la boue avait été mal estimé par le laboratoire. Deuxièmement, l'expérience a été écourtée de trois semaines, à cause d'une compétition inégale entre les semis pour divers traitements. Le nombre d'applications de boue fut donc de 1, 2, 5, 9 et 17 et les doses appliquées furent de 0, 6,25, 12,5, 50 et 125 kg N/ha. Le tableau 5.3 présente donc les conditions réelles et finales de l'expérience.

Les fertilisants chimiques utilisés dans les traitements 10 et 18 étaient du 10-52-10 pour les 5 premières semaines

et du 20-20-20 pour les 12 dernières. En même temps que le fertilisant chimique, on ajoutait aussi 0,0234 g de sulfate de fer ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) par pot afin de fournir les éléments traces nécessaires.

L'expérience a été menée en quatre répétitions. Vingt pots de chaque répétition ont été distribués au hasard sur quatre tables de la serre (photo 2). Il est à noter qu'au moment où la photo fut prise, les pots des traitements 19 et 20 n'avaient pas été disposés.

5.2.2 APPLICATION DE LA BOUE

En nous fiant sur des concentrations initialement estimées à 4 p. 100 d'azote et 1,86 p. 100 de solides totaux, nous avons calculé les quantités de boues à appliquer à 42 ml par pot pour la dose de 12,5 kg N/ha, à 84 ml par pot pour la dose de 25 kg N/ha, à 168 ml par pot pour la dose de 50 kg N/ha, à 336 ml par pot pour la dose de 100 kg N/ha et à 840 ml par pot pour la dose de 250 kg N/ha. L'application en surface se faisait à l'aide d'un béccher gradué (photo 3) dont les valeurs avaient été préalablement vérifiées à l'aide d'un cylindre gradué. Chaque pot sur chaque table a reçu la quantité prévue de boue ou de fertilisant au moment prévu. La photo 4 est celle de la table 2, alors que tous les traitements avaient été effectués une première fois.

Le tableau 5.4 présente les caractéristiques de chaque traitement; il est important de rappeler au lecteur qu'il devra très souvent faire référence à ce tableau. Le tableau 5.5 reprend ces caractéristiques et les explique par rapport aux traitements hebdomadaires à effectuer.

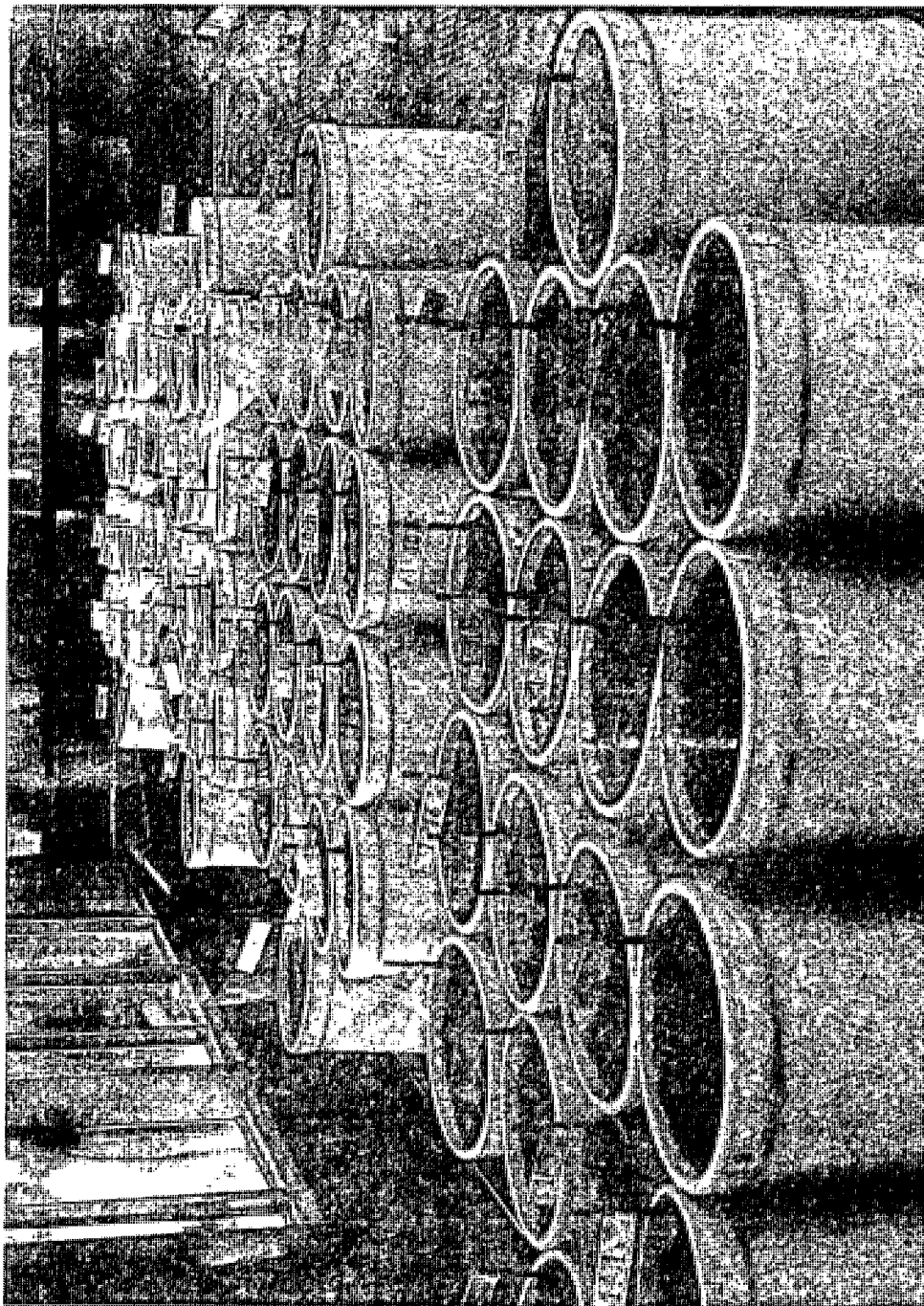


Photo 2: Distribution des pots pour l'expérience dans la serre



Photo 3: Méthode d'application de la boue

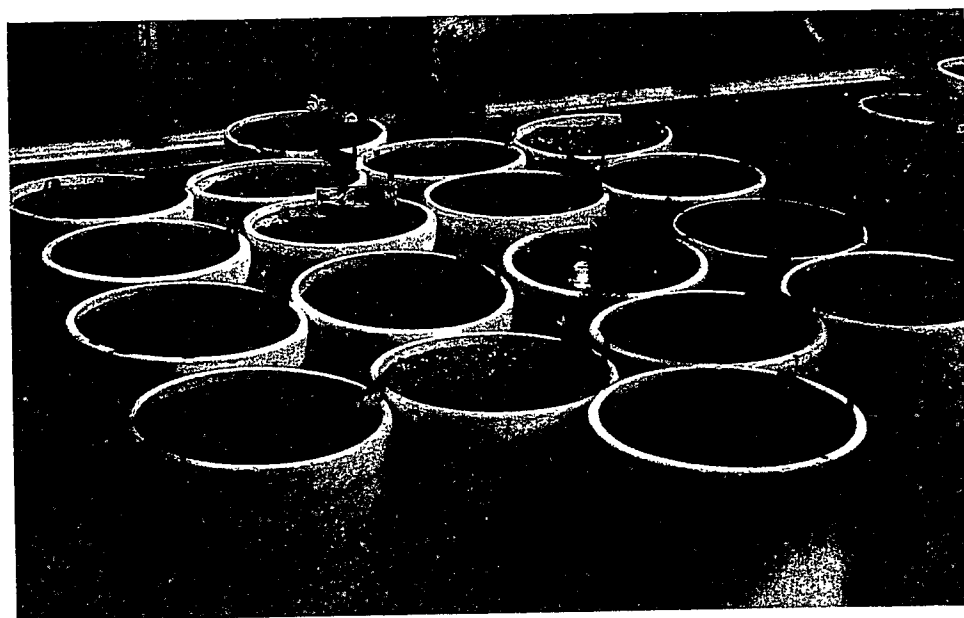


Photo 4: La table 2 après une première fertilisation

Tableau 5.4: Identification et caractéristiques des traitements

TRAITEMENTS	CARACTÉRISTIQUES	DOSE TOTALE (kg N/ha)
1	1 application de 0 kg N/ha sur sable	0
2	1 application de 25 kg N/ha sur sable	25
3	1 application de 50 kg N/ha sur sable	50
4	1 application de 125 kg N/ha sur sable	125
5	2 applications de 25 kg N/ha sur sable	50
6	2 applications de 50 kg N/ha sur sable	100
7	2 applications de 125 kg N/ha sur sable	250
8	5 applications de 25 kg N/ha sur sable	125
9	5 applications de 50 kg N/ha sur sable	250
10	17 applications de solution nutritive complète sur sable ¹	425
11	9 applications de 25 kg N/ha sur sable	225
12	9 applications de 50 kg N/ha sur sable	450
13	17 applications de 6,25 kg N/ha sur sable	106
14	17 applications de 12,5 kg N/ha sur sable	213
15	17 applications de 25 kg N/ha sur sable	425
16	1 application de 125 kg N/ha sur sol de pépinière	125
17	5 applications de 25 kg N/ha sur sol de pépinière	125
18	17 applications de solution nutritive complète sur sable ²	213
19	1 application de 50 kg N/ha sur sable et enfouissement	50
20	1 application de 125 kg N/ha sur sable et enfouissement	125

1 soit 17 fois 25 kg N/ha

2 soit 17 fois 12,5 kg N/ha

Tableau 5.5: Teneur en N par pot et par semaine provenant des boues

		Traitement																			
Semaine	Date ¹	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1	15 oct.	0	25	50	125	25	50	125	25	50	Solution nutritive complète: 17 fois 12,5 kg N/ha		25	50	6,25	12,5	25	125	25	50	125
2	22 oct.	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	6,25	12,5	25	0	0	0	0
3	29 oct.	0	0	0	0	0	0	0	0	0		25	50	6,25	12,5	25	0	0	0	0	0
4	5 nov.	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	6,25	12,5	25	0	0	0	0
5	12 nov.	0	0	0	0	0	0	0	25	50		25	50	6,25	12,5	25	0	25	0	0	0
6	19 nov.	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	6,25	12,5	25	0	0	0	0	0
7	26 nov.	0	0	0	0	0	0	0	0	0		25	50	6,25	12,5	25	0	0	0	0	0
8	3 déc.	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	6,25	12,5	25	0	0	0	0	0
9	10 déc.	0	0	0	0	0	0	0	25	50		25	50	6,25	12,5	25	0	25	0	0	0
10	17 déc.	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	6,25	12,5	25	0	0	0	0	0
11	23 déc.	0	0	0	0	25	50	125	0	0		25	50	6,25	12,5	25	0	0	0	0	0
12	1 jan.	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	6,25	12,5	25	0	0	0	0	0
13	7 jan.	0	0	0	0	0	0	0	25	50		25	50	6,25	12,5	25	0	25	0	0	0
14	14 jan.	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	6,25	12,5	25	0	0	0	0	0
15	21 jan.	0	0	0	0	0	0	0	0	0		25	50	6,25	12,5	25	0	0	0	0	0
16	28 jan.	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	6,25	12,5	25	0	0	0	0	0
17	4 fév.	0	0	0	0	0	0	0	25	50		25	50	6,25	12,5	25	0	25	0	0	0
Total par pot		0	25	50	125	50	100	250	125	250	425	225	450	106	213	425	125	125	213	50	125

¹ date de fertilisation

Note: Une teneur de 6,25 kg/ha nécessite 42 ml de boue
 Une teneur de 12,5 kg/ha nécessite 84 ml de boue
 Une teneur de 25 kg/ha nécessite 168 ml de boue
 Une teneur de 50 kg/ha nécessite 336 ml de boue
 Une teneur de 125 kg/ha nécessite 840 ml de boue

5.2.3 MESURES EFFECTUÉES ET MÉTHODES D'ANALYSES

Dès que les divers traitements ont commencé à montrer des différences de croissance visibles à l'oeil, vers la 10e semaine, des mesures de la hauteur ont été effectuées avec une règle graduée en millimètres. Par la suite, les mesures de la hauteur furent réalisées à la 15e semaine et à la fin de l'expérience, soit à la 17e semaine. De plus, à la fin, les diamètres au collet furent mesurés à l'aide d'un microdendromètre. La lecture à affichage numérique se faisait au 0,01 mm. Ces mesures ont été effectuées sur chaque semis.

À la fin de l'expérience, tous les semis ont été lavés à l'eau déminéralisée, puis coupés et regroupés par traitement et répétition pour le séchage (60 heures à 55°C). Une fois sèches, les racines et parties aériennes (tiges et feuilles) furent pesées séparément au milligramme près. Les tissus furent ensuite broyés. Des échantillons de sol ont également été prélevés. Pour ceux-là, la couche séchée de boue et de silice du dessus était enlevée. Les 10 centimètres supérieurs étaient homogénéisés et un échantillon était prélevé. La même chose était faite pour les 10 centimètres inférieurs. Ces échantillons de sol furent mis à sécher pour 96 heures à 20°C. Ils furent ensuite tamisés jusqu'à 2 mm; une partie fut broyée et l'autre conservée intacte.

Les méthodes de digestion et d'analyse étaient celles qu'employait couramment le laboratoire du Service de la recherche du MER (Terres et Forêts) à ce moment-là et sont décrites par le Comité canadien de pédologie (1978) pour les sols et par Walsh (1971) pour les tissus. Pour les sols, l'azote organique total (méthode de Kjeldahl), le phosphore total et les cations totaux étaient libérés par une digestion qui s'effectue à 370°C pendant une heure dans une solution de

H₂O₂ (30 p. 100) et H₂SO₄ (18 N) à laquelle est ajouté un peu de sélénium (Se). Le dosage de l'azote a été fait par colorimétrie automatisée (*Technicon Auto Analyser II*) et le dosage du phosphore et des cations, par spectrophotométrie d'émission au plasma (*Jarell-Ash*, modèle ICAP-9000).

L'azote minéral (NH₄ et NO₃ + NO₂) était extrait par une solution de chlorure de potassium (KCl, 2 N) et dosé par colorimétrie automatisée.

Le phosphore assimilable était extrait selon la méthode Bray-2 modifiée (c'est-à-dire en temps de rétention de 30 minutes au lieu d'une minute), soit par une solution de fluorure d'ammonium (NH₄F, 0,03 N) et d'acide chlorhydrique (HCl, 0,1 N), et dosé par colorimétrie automatisée.

Les cations échangeables (K, Ca, Mg) étaient extraits par une solution d'acétate d'ammonium (CH₃COONH₄) dont le pH est ajusté à 7,0, et les autres cations (Mn, Cu, Zn, Fe et Al), extraits par une solution de HCl (0,1 N). Le dosage était fait par spectrophotométrie d'absorption atomique à la flamme (modèle *Perkin-Elmer 306*) pour Mg, Mn, Cu, Zn, Fe et Al et par photométrie d'émission à la flamme (*Technicon Auto Analyser IV*) pour K et Ca.

L'hydrogène échangeable était extrait par une solution de chlorure de baryum (BaCl₂, 0,5 N) et de triéthanolamine (0,5 N) dont le pH est ajusté à 8,0. Le dosage était fait par une titration au HCl (0,1 N) jusqu'à un pH de 5,1.

Le carbone organique était déterminé par la méthode de Walkley et Black, soit du bichromate de potassium (K₂Cr₂O₇, 1 N) et de l'acide sulfurique concentré (H₂SO₄, 18 N) auxquels est ajouté du H₃PO₄ et un indicateur. Le titrage était fait par une solution de sulfate ferreux (1 N) et d'acide sulfurique.

Le pH était mesuré dans une solution de chlorure de calcium (CaCl_2 , 0,01 M) par électrométrie manuelle au moyen d'un pH-mètre (Fisher Accumet modèle 420).

Les tissus (parties aériennes et racines) étaient digérés pendant une heure dans une solution de H_2O_2 (30 p. 100) et de H_2SO_4 (18 N) à laquelle est ajouté du Se. Le dosage de l'azote était fait par colorimétrie et celui des autres éléments, par spectrophotométrie d'émission au plasma.

Des digestions et analyses supplémentaires ont été effectuées sur des échantillons de quelques traitements afin de déterminer leurs teneurs en Cd, Cr, Ni et Pb. Ces opérations ont été effectuées au laboratoire de l'INRS-Eau. Elles ont porté sur les traitements 1, 15, 21, 22, 23, 24 et 25 (description des traitements 21 à 25 à la section 5.2.4) pour les sols et sur les traitements 1, 2 et 15 pour les tissus. Il n'y a que pour le traitement 15 que les analyses ont été effectuées à la fois sur les parties aériennes et sur les racines. Pour le traitement 1, il n'y a eu que des analyses de parties aériennes et pour le traitement 2, que des analyses de racines (par manque de matériel).

Les métaux des sols ont été extraits à l'acide chlorhydrique (0,5 N) sans attaquer la matrice de silice (Environnement Canada, 1981) et les métaux des tissus ont été libérés par une digestion au H_2O_2 (30 p. 100) selon la méthode décrite par Matusiewicz et Barnes (1985).

Le dosage a été fait par spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme (modèle Varian AA-1275) couplé à un four au graphite (modèle Varian GTA-95) pour les métaux libérés des tissus. Pour les métaux libérés des sols, le même appareil a été utilisé pour doser Cd et Pb, tandis que pour Cr

et Ni, nous avons utilisé la spectrophotométrie d'absorption atomique à la flamme (modèle Varian AA-575). Les résultats de cette analyse complémentaire sont présentés à la section 5.4.

5.2.4 ESSAIS DE PERCOLATION EN SERRE

Pendant le déroulement de l'expérience de croissance, nous avons souvent observé des pertes de solution par les trous de vidange des pots. Nous avons donc voulu savoir la composition chimique de cette solution. Comme l'expérience était déjà amorcée depuis 14 semaines, nous avons ajouté cinq pots supplémentaires où nous avons pu recueillir tout le percolat. Ces traitements ont été faits en une seule répétition et sont identifiés de 21 à 25. Le tableau 5.6 présente les caractéristiques de ces traitements et le lecteur devra souvent s'y référer. La photo 5 illustre cette expérience avec le système pour capter le percolat. En plus de l'irrigation régulière par les brumificateurs, nous avons ajouté à chaque pot 250 ml d'eau (du système d'adduction) cinq jours par semaine (du lundi au vendredi). L'expérience a duré cinq semaines et des échantillons ont été pris chaque semaine. De plus, comme le sable utilisé n'était pas le même que celui de l'expérience de croissance, une analyse chimique a été faite préalablement. Les pots de l'expérience de croissance, où l'on a recueilli les percolats, avaient le même dispositif. La composition chimique de cette solution fut déterminée par spectrophotométrie d'émission au plasma, sauf pour l'azote qui fut dosé par colorimétrie automatisée.

5.3 RÉSULTATS ET DISCUSSION

5.3.1 ÉVOLUTION DU NOMBRE DE PLANTS AU COURS DE L'EXPÉRIENCE

La mise en terre des graines a été faite le 12 octobre 1984. On avait déposé au moins 40 graines par pot, distribuées.

Tableau 5.6: Identification et caractéristiques des traitements pour les essais de percolation en serre

Caractéristiques					
Numéro des traitements	Nombre d'applications	Dose par application (kg N/ha)	Mode d'application	Teneur totale (kg N/ha)	Remarques
21	-	0	-	0	Témoin
22	1	125	enfouie ¹	125	Boue
23	1	125	en surface	125	Boue
24	5	25	en surface	125	Boue
25	5	50	en surface	250	Fertilisant chimique 20-20-20 + FeSO ₄

¹ dans les 10 premiers cm

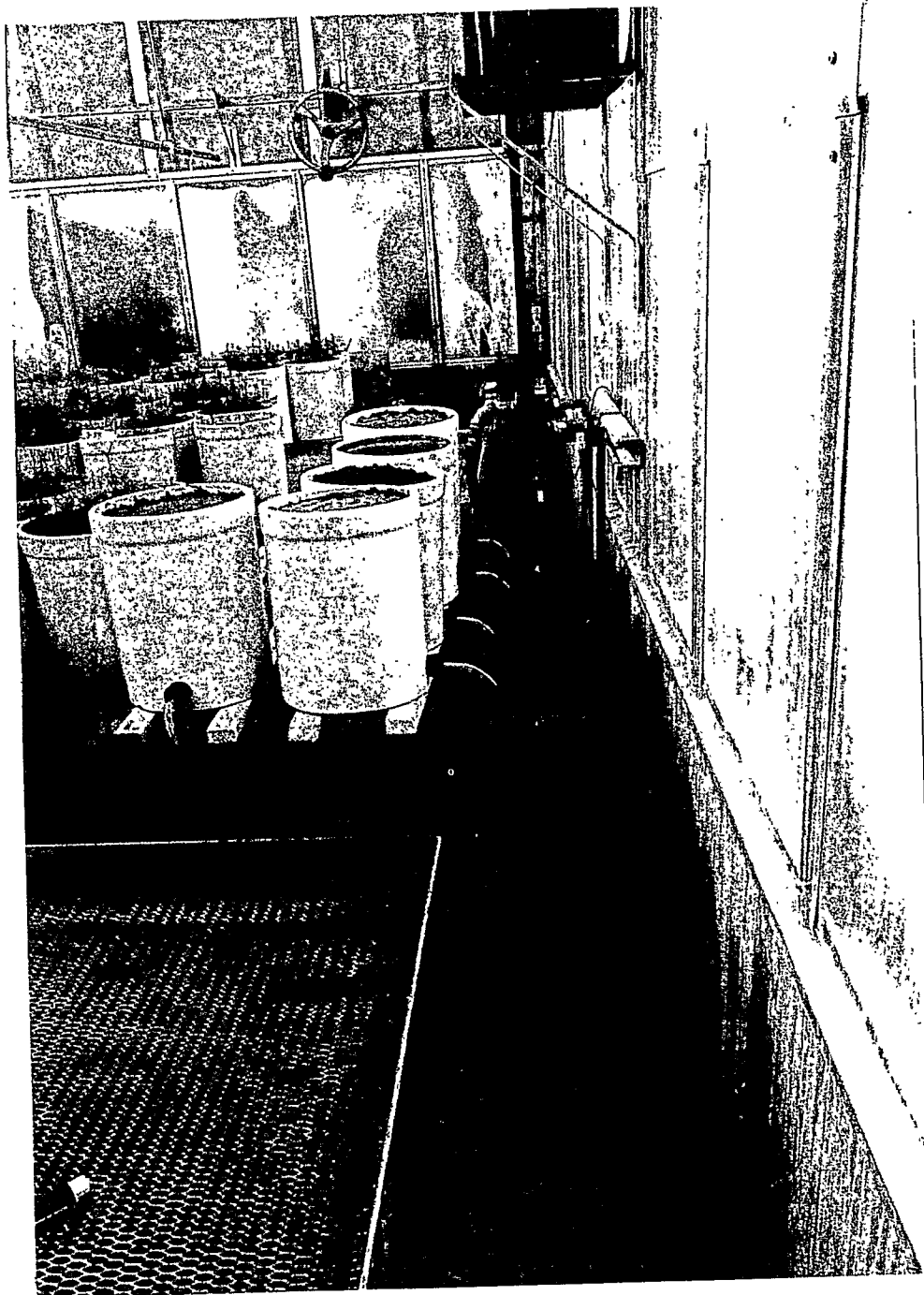


Photo 5: Dispositif de cueillette des percolats pour les traitements 21 à 25

le plus également possible. Les graines ont été recouvertes de silice pour les maintenir en place lors de l'arrosage ou de la fertilisation. La première plantule a émergé le 18 octobre (6 jours après la mise en terre) et se trouvait dans le pot 1-1. Le 19 octobre, une graine avait germé dans plusieurs des pots. La germination s'est par la suite accélérée et n'a plus été suivie de près.

Le 29 octobre (17 jours après la mise en terre), une fonte de semis a été repérée, malgré des applications régulières de fongicide. L'agent responsable a été identifié comme étant *Penicillium citreo-viride*. La fonte a été réprimée, mais certains pots ont été durement touchés: Un premier repiquage a été effectué le 6 novembre et un autre plus important le 26 novembre entre les tables pour les pots de même traitement afin de rendre plus égaux le nombre de plants restants par pot. Parfois, ce repiquage s'est fait à l'intérieur d'un même pot pour améliorer sa distribution spatiale. Paradoxalement, le 26 novembre, certains pots avaient trop de plants. Quelques-uns ont donc été coupés. Le 20 décembre, un repiquage léger a été fait pour quelques pots. Quelques éclaircies ont par la suite été faites afin de garder 17 ou 18 plants par pots, quand c'était possible. Tous les plants sacrifiés étaient découpés en morceaux et laissés sur le dessus des pots.

Bien que tous les traitements aient eu à peu près le même nombre de semis par pot, il n'en était pas de même pour les surfaces occupées par ceux-là. En effet, les couronnes des plants témoins et de ceux ayant reçu de petites doses étaient plus petites que celles des plants ayant reçu de plus fortes doses de boue. Ainsi, lorsque ces derniers s'entremêlaient, la compétition n'était plus égale. L'expérience a donc été écourtée de trois semaines car on ne pouvait plus éclaircir, le nombre voulu de 17 ou 18 plants par pot étant atteint.

Les tableaux 5.7a à 5.7d présentent les résultats du nombre de plants par pot au cours de l'expérience avec les modifications qui furent apportées. La dernière colonne présente le nombre final de plants par pot. On constate que là où la fonte de semis ne fut pas trop sévère, nous avons dû procéder à des éclaircies. Globalement, il y avait à la fin assez de plants pour permettre les mesures et opérations statistiques. C'est à partir de ces quatre tableaux que nous avons dressé le tableau 5.8 qui indique le pourcentage de survie des semis pour les 45 premiers jours de l'expérience.

Même si la fonte des semis a causé une certaine perte, il est aussi possible qu'une trop grande libération d'azote (ammoniacal) soit responsable d'une partie de la mortalité, comme nous l'avons discuté dans la section 3.2 ci-dessus. Le traitement 16 (125 kg N/ha sur sol de Duchesnay) est celui qui a le plus bas taux de survie après 25 jours, soit 28 p. 100 en moyenne. Il conserve ce piètre résultat après 45 jours avec un taux de survie moyen de 22 p. 100. Les traitements 4 et 7 avaient reçu à cette date la même quantité de boue que le traitement 16, mais présentent des taux de survie meilleurs en moyenne, avec 54 p. 100 et 37 p. 100 respectivement après 25 jours.

Ainsi, il est possible que l'activité biologique dans le sable soit inférieure à celle qu'on observe dans le sol de Duchesnay. Celui-là contiendrait peut-être déjà plus de bactéries qui minéralisent l'azote organique, d'où l'effet de toxicité remarqué. En effet, pour le traitement 17, après deux applications de 168 ml de boue (2 x 25 kg N/ha), il ne restait plus de boue visible en surface des pots de ce traitement le 10 décembre (après 59 jours), alors que les pots du traitement 8, qui avaient reçu la même quantité de boue, en montraient encore

Tableau 5.7a: Évolution du nombre de plants pour la table (répétition) 1 au cours de l'expérience

Date	12 oct. (jour 0)	6 nov. (jour 25)	25 nov. (jour 45)			20 déc. (jour 65)			25 jan. (jour 105)	8 fév. (jour 119)		Remarques
	N° de traitement	Nombre de graines mises en terre	Nombre de plants vivants	Nombre de plants vivants		Nombre de plants		Nombre de plants vivants	Nombre de plants vivants	Nombre de plants vivants		
			avant repiquage	coupés	après repiquage	coupés	repiqués	vivants				
1	42	27	27	0	27	9	0	18	18	17		
2	40	14	11	0	17	0	0	17	17	17		
3	40	9	6	0	11	0	0	12	12	12		3
4	40	12	10	0	16	0	1	17	17	17		4
5	40	20	17	0	17	0	0	17	17	17		
6	40	9	9	0	14	0	0	13	14	14		1
7	43	7	3	0	13	0	2	15	15	14		5
8	40	17	17	0	17	0	0	17	17	17		
9	40	12	12	0	16	0	0	16	16	16		
10	41	17	16	0	16	0	0	16	16	16		
11	40	17	14	0	18	0	0	18	17	17		
12	41	10	8	0	13	0	0	13	13	13		
13	40	25	23	0	23	4	0	19	20	19		2
14	40	25	21	0	21	4	0	17	17	17		
15	40	16	10	0	10	1	0	9	9	9		
16	40	13	11	0	10	1	0	9	9	9		6
17	41	12	11	0	15	0	2	17	17	17		
18	40	30	29	0	29	12	0	17	17	17		
19	40	33	33	0	33	15	0	18	18	18		
20	40	22	23	0	23	6	0	17	17	17		
Notes	le 22 oct. pour les traitements 19 et 20	Jour 15 pour les traitements 19 et 20	Jour 35 pour les traitements 19 et 20	le 1er janvier (jour 71) pour les traitements 19 et 20			Jour 95 pour les traitements 19 et 20			le 18 fév. pour les traitements 19 et 20		

Remarques: Les plants coupés peuvent être morts

- 1 peut-être une erreur de décompte le 20 décembre
- 2 peut-être une erreur de décompte le 25 janvier
- 3 un plant aurait germé entre le 25 nov. et le 20 déc.
- 4 le semis repiqué le 20 déc. provient du pot 4 de la table 2
- 5 les semis repiqués le 20 déc. proviennent du pot 7 de la table 2
- 6 les semis repiqués le 20 déc. proviennent du pot 17 de la table 4

Tableau 5.7b: Évolution du nombre de plants pour la table (répétition) 2 au cours de l'expérience

Date	12 oct. (jour 0)	5 nov. (jour 25)	26 nov. (jour 45)		20 déc. (jour 65)		25 jan. (jour 105)	8 fév. (jour 119)	Remar- ques
N° de traitement	Nombre de graines mises en terre	Nombre de plants vivants	Nombre de plants vivants		coupés	Nombre de plants repiqués vivants		Nombre de plants vivants	
			avant repiquage	coupés		après repiquage			
1	40	32	33	7	26	9	0	17	3
2	40	22	20	0	17	0	0	17	
3	40	21	20	0	12	0	0	12	
4	40	23	22	0	20	(1)	0	18	
5	40	22	21	0	21	4	0	17	
6	40	20	17	0	14	1	0	13	4
7	40	21	22	0	17	1	(2)	14	
8	40	23	23	2	21	3	0	18	
9	40	24	24	0	22	5	0	17	
10	40	32	30	7	23	7	0	16	
11	40	29	29	1	28	13	0	15	1
12	40	16	14	0	14	0	0	14	
13	40	26	26	0	26	9	0	17	
14	40	17	15	0	15	0	0	15	
15	40	20	18	0	10	0	0	10	
16	40	12	10	0	10	0	0	10	2
17	40	23	22	0	18	0	0	18	
18	40	27	27	0	27	9	0	18	
19	40	28	28	0	28	10	0	19	
20	40	35	36	1	35	17	0	18	
Notes	le 22 oct. pour les traitements 19 et 20	Jour 15 pour les traitements 19 et 20	Jour 35 pour les traitements 19 et 20	le 1er janvier (jour 71) pour les traitements 19 et 20		Jour 95 pour les traitements 19 et 20	le 18 fév. pour les traitements 19 et 20		

Remarques: Les plants coupés peuvent être morts

- 1 peut-être une erreur de décompte le 25 janvier
- 2 peut-être des erreurs de décompte le 1 janvier et le 25 janvier
- 3 un plant a été repiqué dans le pot 4 de la table 1
- 4 deux plants ont été repiqués dans le pot 7 de la table 1

Tableau 5.7c: Évolution du nombre de plants pour la table (répétition) 3 au cours de l'expérience

Date	12 oct. (jour 0)	6 nov. (jour 25)	26 nov. (jour 45)		20 déc. (jour 65)		25 Jan. (jour 105)	8 fév. (jour 119)	Remarques
N° de traitement	Nombre de graines mises en terre	Nombre de plants vivants	avant repiquage	coupés	après repiquage	coupés	repiqués	vivants	Nombre de plants vivants
1	40	31	32	2	30	12	0	18	15
2	40	24	25	0	23	5	0	18	18
3	41	10	8	0	11	0	0	12	12
4	43	24	24	0	22	4	0	18	18
5	42	28	27	0	27	9	0	18	18
6	42	14	14	0	14	0	0	14	14
7	43	21	22	0	17	1	0	16	16
8	40	23	24	0	24	6	0	18	18
9	40	21	21	0	19	1	0	18	18
10	41	22	23	0	23	6	0	17	17
11	41	25	24	0	24	6	0	18	18
12	41	21	17	0	15	0	0	15	15
13	42	31	31	0	31	13	0	18	18
14	43	32	27	0	27	9	0	18	18
15	40	4	3	0	10	1	0	9	9
16	40	7	6	0	7	0	0	8	8
17	40	17	16	0	16	0	0	17	17
18	43	34	33	2	31	14	0	17	17
19	40	27	27	1	26	8	0	18	18
20	40	30	32	1	31	13	0	18	18
Notes	le 22 oct. pour les traitements 19 et 20	Jour 15 pour les traitements 19 et 20	Jour 35 pour les traitements 19 et 20	le 1er janvier (jour 71) pour les traitements 19 et 20		Jour 95 pour les traitements 19 et 20		le 18 fév. pour les traitements 19 et 20	

Remarques: Les plants coupés peuvent être morts

- 1 peut-être une erreur de décompte le 25 janvier
- 2 un plant aurait germé entre le 26 nov. et le 20 déc.
- 3 un plant aurait germé entre le 26 nov. et le 20 déc.
- 4 un plant aurait germé entre le 26 nov. et le 20 déc.

Tableau 5.7d: Évolution du nombre de plants pour la table (répétition) 4 au cours de l'expérience

Date	12 oct. (jour 0)	6 nov. (jour 25)	26 nov. (jour 45)	20 déc. (jour 65)	25 jan. (jour 105)	8 fév. (jour 119)	Remarques
N° de traitement	Nombre de graines mises en terre	Nombre de plants vivants	Nombre de plants vivants avant repiquage	Nombre de plants vivants après repiquage	Nombre de plants vivants coupés repiqués	Nombre de plants vivants	
1	40	33	33	29	11	15	1
2	40	28	23	22	4	18	
3	40	13	0	12	0	12	
4	40	29	24	20	4	16	
5	40	28	28	28	10	16	
6	40	17	16	14	5	9	2
7	40	12	15	15	0	15	
8	40	18	18	18	0	18	
9	40	21	20	20	2	18	
10	40	23	22	22	7	15	
11	40	35	34	30	12	18	3
12	40	22	20	17	2	15	
13	40	27	25	25	7	18	
14	40	27	25	25	9	16	
15	40	10	9	10	0	11	
16	40	12	8	8	0	5	3
17	40	24	26	26	8	16	
18	40	28	26	26	10	15	
19	40	31	31	30	12	18	
20	40	22	25	25	9	15	
Notes	le 22 oct. pour les traitements 19 et 20	Jour 15 pour les traitements 19 et 20	Jour 35 pour les traitements 19 et 20	Jour 1er janvier (jour 71) pour les traitements 19 et 20	Jour 95 pour les traitements 19 et 20	le 18 fév. pour les traitements 19 et 20	

Remarques: Les plants coupés peuvent être morts

1 peut-être une erreur de décompte le 25 janvier

2 un plant aurait germé entre le 26 nov. et le 20 déc.

3 deux plants ont été repiqués dans le pot 17 de la table 1

Tableau 5.8: Pourcentage de survie des semis selon le temps.

Date	6 novembre (jour 25) ¹						26 novembre ² (jour 45) ³					
N° de répétition N° de traitement	1	2	3	4	$\bar{M}$	s	1	2	3	4	$\bar{M}$	s
1	64	80	78	83	76	8	64	83	80	83	77	9
2	35	55	60	70	55	15	28	50	63	58	50	15
3	23	53	24	33	33	14	15	50	20	30	29	15
4	30	58	56	73	54	18	25	55	56	60	49	16
5	50	55	67	70	60	10	43	53	64	70	57	12
6	23	50	33	43	37	12	23	43	33	40	35	9
7	16	53	49	30	37	17	7	55	51	38	38	22
8	43	58	58	45	51	8	43	58	60	45	52	9
9	30	60	53	53	49	13	30	60	53	50	48	13
10	41	80	54	58	58	16	39	75	56	55	56	15
11	43	73	61	88	66	19	35	73	59	85	63	21
12	24	40	51	55	42	14	20	35	41	50	36	13
13	63	65	74	68	67	5	58	65	74	63	65	7
14	63	43	74	68	62	13	53	38	63	63	54	12
15	40	50	10	25	31	17	25	45	8	23	25	15
16	33	30	18	30	28	7	28	25	15	20	22	6
17	29	58	43	60	48	14	27	55	40	65	47	17
18	75	68	79	70	73	5	73	68	77	65	71	5
19	83	70	68	78	75	7	83	70	68	78	75	6
20	55	88	75	55	68	16	58	90	80	63	73	15
$\bar{m}$	43	59	54	58	--	--	39	57	53	55	--	--
s	19	14	20	19	--	--	20	16	21	18	--	--

1 Jour 15 pour les traitements 19 et 20

2 Avant le repiquage

3 Jour 35 pour les traitements 19 et 20

$\bar{M}$ = moyenne du traitement

m = moyenne de la répétition

s = écart-type

des traces. Ce même phénomène a pu être de nouveau observé le 4 février (après 115 jours) alors que ces traitements avaient reçu quatre applications de 25 kg N/ha de boue.

Le taux de survie du traitement 15 était de 31 p. 100 le 6 novembre et celui du traitement 3, de 33 p. 100 à cette même date. Le traitement 3 a reçu 50 kg N/ha. Les traitements 6 et 7 présentent les mêmes taux de survie le 6 novembre, soit 37 p. 100, alors que le traitement 7 a reçu deux fois et demie plus de boue que le traitement 6 (250 kg N/ha vs 100 kg N/ha).

Le témoin (traitement 1) et le traitement 19 présentent les meilleurs taux de survie, soit 77 p. 100 et 75 p. 100 après 45 jours pour le témoin et 35 jours pour le traitement 19. Il semble donc que la boue enfouie libérerait moins vite son azote, d'où une toxicité moindre. Le taux de survie du témoin est le plus élevé de tous les traitements, avec 77 p. 100 après 45 jours. Il semble donc que les boues et les fertilisants chimiques ont initialement libéré trop d'azote, entraînant un effet de toxicité. Pour les traitements avec fertilisants chimiques, le traitement 18 a un meilleur taux de survie que le traitement 10, ce dernier ayant reçu deux fois plus de fertilisant que le traitement 18. Cependant, pour les traitements avec boue, le taux de mortalité ne peut pas être relié à la quantité de boue appliquée.

C'est la répétition 1 qui présente le plus bas taux de survie, avec 43 p. 100 après 25 jours et 39 p. 100 après 45 jours. Pendant ce temps, les trois autres répétitions ont conservé à peu près les mêmes taux de survie (autour de 55 p. 100). La répétition 1 présente aussi des écarts types relativement importants, avec 19 p. 100 et 20 p. 100. Il est possible que la fonte des semis soit apparue sur cette table, ce qui pourrait expliquer son plus haut taux d'échec.

5.3.2 CONCENTRATIONS DES ÉLÉMENTS DANS LES TISSUS

Au cours de leur croissance, les plantes absorbent des éléments nutritifs (N et P) et des métaux (K, Ca, Mg, etc.). L'analyse des tissus est un bon outil (Leaf, 1968), car elle mesure ce que l'arbre a puisé plutôt que ce qui est disponible (Morrison, 1974). Nous avons étudié les concentrations de 10 éléments (N, P, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu, Zn, Al) dans les parties aériennes et dans les parties souterraines.

Les parties aériennes comprennent les tiges et les feuilles. Cependant, pour des raisons de commodité, le terme "tige" sera employé tout au long de cette section. Les parties souterraines sont les racines. Le tableau 5.9 est un résumé des analyses effectuées sur ces tissus; ce sont les moyennes des quatre répétitions pour les éléments totaux. Le tableau 5.9 présente aussi les valeurs des coefficients de corrélation entre la concentration de l'élément étudié dans les tiges ou les racines et les quantités de boues appliquées.

Pour établir s'il y a des différences significatives entre les traitements, nous avons utilisé le test de Duncan, décrit dans Steel et Torrie (1960). Pour les analyses de régression, nous avons utilisé les résultats des 16 traitements sur sable fertilisés avec de la boue, ce qui exclut donc les deux traitements sur sol de pépinière et les deux traitements avec fertilisants chimiques. Rappelons que ces quatre derniers traitements avaient pour but d'établir des comparaisons et ne peuvent pas être inclus avec les 16 autres dans les analyses de régression.

Tableau 5.9: Concentrations moyennes des éléments totaux dans les tissus de mélèze laricin, par traitement, (en mg/kg)¹ et coefficients de corrélation (r) entre ces concentrations et les quantités de boues appliquées

N° de traitement	Tiges et feuilles										Racines									
	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Fe	Cu	Zn	Al	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Fe	Cu	Zn	Al
1	0,72	610	4 027	13 332	2 674	78	153	95	traces	118	0,79	1 102	6 680	15 712	3 042	121	787	56	90	2 000
2	0,97	810	5 036	13 775	2 958	79	136	93	traces	128	1,03	1 492	6 312	14 252	3 207	101	1 313	292	91	2 041
3	1,04	916	5 720	15 805	3 416	98	210	132	traces	160	1,03	1 537	7 039	13 383	3 118	121	989	223	106	1 885
4	1,12	1 175	4 881	13 185	2 812	190	125	90	traces	121	1,15	1 883	5 902	12 325	2 930	205	1 070	293	165	1 704
5	1,13	987	4 859	13 128	2 652	138	166	107	traces	188	1,31	1 950	5 776	12 779	3 151	223	1 193	502	160	1 856
6	1,26	1 216	5 636	13 053	2 599	235	203	89	traces	166	1,35	1 978	5 707	11 200	2 635	357	1 044	554	225	1 413
7	1,52	1 628	4 958	14 097	2 310	310	283	88	traces	219	1,60	2 368	5 680	10 740	2 342	531	1 969	590	325	1 442
8	1,53	1 453	5 254	12 601	2 555	266	156	75	traces	152	1,63	2 344	5 595	10 119	2 141	305	1 280	527	247	1 335
9	1,66	1 953	5 663	11 722	2 165	362	182	77	traces	146	1,80	2 853	6 604	8 452	2 201	553	1 568	529	404	1 264
10	1,87	4 588	13 224	10 579	1 961	200	244	62	traces	54	1,64	7 718	17 729	10 674	1 669	234	1 429	34	88	437
11	1,61	1 939	5 691	11 945	2 192	329	174	75	traces	95	1,74	3 067	6 916	10 225	2 168	503	1 595	595	428	1 302
12	1,60	1 856	6 495	11 285	2 116	340	270	48	42	161	1,73	2 944	6 711	8 469	1 986	559	1 939	552	270	1 238
13	1,43	1 555	5 220	11 532	2 357	276	170	38	61	132	1,52	2 611	5 504	10 046	2 482	386	1 363	630	243	1 464
14	1,67	1 964	5 316	12 470	2 231	291	188	33	70	145	1,72	3 362	5 583	11 024	2 053	385	1 906	748	232	1 792
15	1,64	1 966	7 119	11 585	2 031	324	155	24	53	130	1,60	2 624	7 969	7 957	1 967	514	1 757	516	248	1 259
16	1,54	2 777	8 688	8 667	2 176	39	119	45	64	127	1,75	3 905	10 007	8 272	1 732	91	2 279	183	383	1 982
17	1,75	2 663	8 618	9 524	2 124	51	168	32	53	177	1,87	3 436	8 676	9 674	2 026	86	2 722	211	244	2 438
18	1,59	3 591	10 937	10 066	2 191	141	199	18	61	140	1,47	4 713	13 193	10 843	1 921	104	1 261	132	15	473
19	0,98	1 119	5 910	13 636	2 795	168	117	57	57	217	0,92	1 497	7 547	14 865	2 358	62	1 164	131	61	2 022
20	1,24	1 455	5 724	11 904	2 358	155	111	38	56	155	1,36	2 172	7 573	14 907	2 562	189	1 886	259	130	1 586
r	0,726	0,606	0,518	-0,430	-0,651	0,713	0,375	-0,460	0,278	-0,002	0,582	0,601	0,150	-0,688	-0,688	0,649	0,403	0,483	0,516	-0,460

1 Sauf pour N qui est en pourcentage

Azote

Dans les tiges, les concentrations en N varient de 0,72 p. 100 pour le traitement 1 à 1,87 p. 100 pour le traitement 10. Pour les traitements qui ont reçu des boues, les concentrations en azote varient de 0,97 p. 100 pour le traitement 2 à 1,67 p. 100 pour le traitement 14. Le test de Duncan permet d'isoler le traitement 1 comme étant significativement différent des autres. Le coefficient de corrélation entre le contenu en N des tiges et les quantités de boues appliquées est de 0,726. Morrison (1974) écrit que N dans les aiguilles représente entre 1,6 et 1,8 p. 100 du poids sec. Les traitements ayant reçu les plus grandes quantités de boues oscillent autour de 1,6 p. 100. Ce pourcentage aurait pu être augmenté si on avait séparé les aiguilles des parties ligneuses.

Dans les racines, les concentrations en azote varient de 0,79 p. 100 pour le traitement 1 à 1,87 p. 100 pour le traitement 17. La plus grande concentration pour les traitements de boue sur sable est pour le traitement 9 avec 1,80 p. 100. Le test de Duncan permet d'isoler le traitement 1 qui est significativement différent des autres. Le coefficient de corrélation entre le contenu en N des racines et les quantités de boues appliquées est de 0,682.

Le coefficient de corrélation entre les concentrations d'azote des racines et des tiges est de 0,927. Cette valeur indique que l'azote puisé se partage également entre ces parties, qui sont toute deux en croissance vu l'état juvénile de cette culture.

Phosphore

Dans les tiges, les concentrations en phosphore varient de 610 mg/kg pour le traitement 1 à 4 588 mg/kg pour le

traitement 10. Pour les traitements de boue sur sable, les concentrations varient de 810 mg/kg pour le traitement 2 à 1 966 mg/kg pour le traitement 15. Le test de Duncan permet d'isoler les traitements sur sol de pépinière (traitements 16 et 17) et les traitements avec fertilisants chimiques (traitements 10 et 18). Ils sont significativement différents des traitements avec boue sur sable. De plus, les traitements avec fertilisants chimiques sont même significativement différents entre eux; celui ayant reçu la plus forte dose de boues résiduaires possède la plus forte concentration de phosphore dans les tiges. Le coefficient de corrélation entre le contenu en P des tiges et les quantités de boues appliquées est de 0,606.

Les concentrations en phosphore sont plus élevées dans les racines que dans les tiges. Elles varient de 1 102 mg/kg pour le traitement 1 à 7 718 mg/kg pour le traitement 10. Pour les traitements de boue sur sable, les concentrations varient de 1 492 mg/kg pour le traitement 2 à 3 362 mg/kg pour le traitement 14. Le test de Duncan isole les traitements sur sol de pépinière et les traitements avec fertilisants chimiques qui sont significativement différents des traitements de boue sur sable. Les traitements avec fertilisants chimiques sont même significativement différents entre eux. Cependant, le test de Duncan n'établit pas de différences significatives entre les traitements 14 et 17. Le coefficient de corrélation entre le contenu en P des racines et les quantités de boues appliquées est de 0,601.

Le coefficient de corrélation entre les concentrations de phosphore des racines et celles des tiges est de 0,795. L'azote et le phosphore vont de pair dans la croissance des plantes. Ainsi, le coefficient de corrélation entre le P et le N des racines est de 0,898, tandis que pour le P et le N des tiges, il est de 0,835. Le phosphore des racines et l'azote des

tiges ont un coefficient de corrélation de 0,845, tandis que le phosphore des tiges et l'azote des racines ont un coefficient de corrélation de 0,749.

Potassium

Dans les tiges, les concentrations de potassium varient de 4 027 mg/kg pour le traitement 1 à 13 224 mg/kg pour le traitement 10. Pour les traitements de boue sur sable, les concentrations varient de 4 859 mg/kg pour le traitement 5 à 7 119 mg/kg pour le traitement 15. Le test de Duncan permet d'isoler quelques traitements. Les traitements avec fertilisants chimiques sont significativement différents entre eux. De plus, ils sont significativement différents des traitements sur sol de pépinière. Pour les traitements avec boue sur sable, les traitements 12 et 15 sont significativement différents des autres et affichent les plus grandes concentrations de K dans leur catégorie, soit 6 495 et 7 119 mg/kg respectivement. Les plus fortes charges de boues jumelées aux plus grands nombres d'applications se traduisent par des concentrations en K plus élevées dans les tiges. Il y a une relation entre les quantités de boues appliquées et les concentrations en potassium dans les tiges dont le coefficient de corrélation est de 0,518. Tous les traitements sont cependant supérieurs au témoin, comme le présentent McIntosh et al. (1984).

Les concentrations en K sont plus élevées dans les racines que dans les tiges et varient de 5 504 mg/kg pour le traitement 13 à 17 729 mg/kg pour le traitement 10. Le traitement avec boue sur sable qui affiche la plus forte concentration est le traitement 15 avec 7 969 mg/kg. Le test de Duncan permet d'établir des différences significatives entre les traitements avec fertilisants chimiques et les traitements avec boue sur sol de pépinière. Les traitements avec fertilisants chimiques sont

même significativement différents entre eux. Dans le cas des tiges comme dans celui des racines, les concentrations en K sont plus élevées pour le traitement 10 que pour le traitement 18; il est bon de rappeler que le traitement 10 était deux fois plus concentré que le traitement 18. Il n'y a pas de corrélation entre les quantités de boues appliquées et les concentrations de K dans les racines (coefficient de corrélation de 0,150).

Le peu de relation entre les quantités de boues ajoutées, donc de K ajouté, et les concentrations de potassium dans les tissus pourraient indiquer que cet élément n'était pas limitatif pour la croissance. Morrison (1974) arrive aux mêmes conclusions. Le potassium est surtout un élément constituant des tissus en croissance (Leaf, 1968). Le coefficient de corrélation entre les concentrations de K dans les tiges et les racines n'est que de 0,556.

Calcium

Dans les tiges, les concentrations de calcium varient de 8 667 mg/kg pour le traitement 16 à 15 805 mg/kg pour le traitement 3. Le traitement avec boue sur sable qui présente la plus basse concentration est le traitement 12 avec 11 285 mg/kg. Le test de Duncan n'établit pas de différences significatives entre les traitements. De plus, la relation entre les quantités de boues appliquées et les concentrations de Ca dans les tiges a un coefficient de corrélation de -0,430.

Dans les racines, les concentrations de calcium varient de 7 957 mg/kg pour le traitement 15 à 15 712 mg/kg pour le traitement 1. Le test de Duncan n'établit pas de différences significatives entre les traitements. Ici encore, la relation entre les quantités de boues ajoutées et les concentrations en

Ca des racines est inversement proportionnelle, avec un coefficient de corrélation de -0,688.

Une explication possible à cette relation inverse serait un puisage à peu près égal du Ca par les semis. Ainsi, puisque certains traitements affichent une croissance supérieure, il en résulterait une "dilution" du contenu total en calcium dans les plantes. Les traitements ayant la meilleure croissance, soit les traitements 10 et 18, ont les plus petites concentrations de calcium dans les tiges, sauf les traitements sur sol de pépinière qui sont encore moins concentrés. À cet égard, on peut établir d'autres relations inversement proportionnelles entre les concentrations en Ca des racines et d'autres éléments. Par exemple, les coefficients de corrélation entre le Ca des racines et l'azote des racines est de -0,681 et de -0,719 pour l'azote des tiges. Le coefficient de corrélation entre les concentrations de Ca des tiges et des racines est de 0,480.

Magnésium

Dans les tiges, les concentrations de Mg varient de 1 961 mg/kg pour le traitement 10 à 3 416 mg/kg pour le traitement 3. Le traitement avec boue sur sable qui affiche la plus basse concentration est le traitement 15 avec 2 031 mg/kg. Le traitement 3 est significativement différent des autres par le test de Duncan. Ici encore, la relation entre les quantités de boues appliquées et les concentrations en Mg des tiges est inversement proportionnelle avec un coefficient de corrélation de -0,651.

Dans les racines, les concentrations de Mg varient de 1 669 mg/kg pour le traitement 10 à 3 207 mg/kg pour le traitement 2. Le traitement avec boue sur sable qui affiche la plus

basse concentration est le traitement 15 avec 1 967 mg/kg. Le test de Duncan n'établit pas de différence significative entre les traitements. Le coefficient de corrélation entre les quantités de boues appliquées et les concentrations de Mg dans les racines est de -0,688. Il y a cependant une relation entre les concentrations de Mg dans les tiges et celles des racines dont le coefficient de corrélation est de 0,682.

Puisque le Ca et le Mg sont des éléments reliés, la même explication sur l'effet de dilution, discutée précédemment pour le Ca, s'applique ici aussi.

Manganèse

Dans les tiges, les concentrations de Mn varient de 39 mg/kg pour le traitement 16 à 362 mg/kg pour le traitement 9. La plus basse concentration pour les traitements de boue sur sable est de 79 mg/kg pour le traitement 2, tandis que le témoin affiche 78 mg/kg. Le test de Duncan ne permet pas d'isoler un traitement des autres. Il y a une relation entre les quantités de boues appliquées et les concentrations de Mn dans les tiges dont le coefficient de corrélation est de 0,713.

Dans les racines, les concentrations de Mn sont supérieures à celles des tiges et varient de 62 mg/kg pour le traitement 19 à 559 mg/kg pour le traitement 12. Le test de Duncan ne permet pas d'isoler un traitement des autres. Il y a une relation entre les quantités de boues appliquées et les concentrations en Mn dans les racines dont le coefficient de corrélation est de 0,649.

Le manganèse est un élément mineur essentiel à la croissance. Sa concentration dans les tiges est corrélée à celle de l'azote dans les tiges avec un coefficient de corrélation de 0,855 et avec celle du phosphore dans les tiges avec un

coefficient de corrélation de 0,803. Les concentrations de manganèse dans les racines et dans les tiges ont un coefficient de corrélation de 0,878.

Fer

Dans les tiges, les concentrations de fer varient de 111 mg/kg pour le traitement 20 à 283 mg/kg pour le traitement 7. Le test de Duncan n'établit aucune différence significative entre les traitements et il n'y a pas de relation entre les quantités de boues appliquées et les concentrations en fer des tiges (coefficient de corrélation de 0,375).

Les concentrations de fer dans les racines sont beaucoup plus élevées que dans les tiges. Elles varient de 787 mg/kg pour le traitement 1 à 2 722 mg/kg pour le traitement 17. Pour les traitements avec boue sur sable, la plus basse concentration est de 989 mg/kg pour le traitement 3 et la plus haute est de 1 969 mg/kg pour le traitement 7. Le test de Duncan ne permet pas d'isoler des traitements de façon significative et il n'y a pas de relation entre les quantités de boues appliquées et les concentrations de fer dans les racines (coefficient de corrélation de 0,403).

Il n'y a pas de relation entre les concentrations de fer des tiges et des racines. Vu la grande quantité ajoutée avec les boues, il ne devrait pas y avoir de carence de cet élément.

Cuivre

Dans les tiges, les concentrations de cuivre varient de 18 mg/kg pour le traitement 18 à 132 mg/kg pour le traitement 3. La plus basse concentration de cuivre dans les traitements

de boue sur sable est de 24 mg/kg pour le traitement 15. Le test de Duncan permet d'isoler les traitements 1, 3 et 5 qui ont des concentrations en cuivre dans les tiges significativement supérieures à celles des autres traitements. On trouve cependant une relation inversement proportionnelle entre les quantités de boues appliquées et les concentrations de cuivre dans les tiges, dont le coefficient de corrélation est de -0,460.

Les concentrations de Cu dans les racines sont beaucoup plus élevées que dans les tiges, variant de 34 mg/kg pour le traitement 10 à 748 mg/kg pour le traitement 14. Le test de Duncan permet d'isoler les traitements 13 et 14 dont les concentrations sont significativement plus élevées que les autres. On peut établir une relation directe entre les quantités de boues appliquées et les concentrations de cuivre dans les racines, dont le coefficient de corrélation est de 0,483.

Le cuivre est un oligo-élément, mais les concentrations mesurées ne sont peut-être pas représentatives et pourraient être le résultat d'une contamination au laboratoire. Rien ne peut expliquer la relation directement proportionnelle entre les quantités de boues appliquées et les concentrations dans les racines et inversement proportionnelle pour les concentrations de Cu dans les tiges, sauf peut-être un effet de dilution dans ce dernier cas. Cependant, il y a une relation entre le cuivre des racines et l'azote et le phosphore des racines, dont les coefficients de corrélation sont de 0,79 et 0,77 respectivement.

Zinc

Pour les tiges, les concentrations de Zn ne sont probablement pas représentatives pour les traitements qui affichent des traces comme résultats, vu qu'il y a apparition soudaine de résultats autres que des "traces" dans la chaîne des dosages.

Pour les racines, les concentrations de Zn varient de 15 mg/kg pour le traitement 18 à 428 mg/kg pour le traitement 11. La plus basse concentration pour les traitements de boue sur sable est de 61 mg/kg pour le traitement 19.

Morin (1981) écrit qu'une grande quantité de phosphore, comme nous en retrouvons dans plusieurs traitements, nuit au puisage et au transport du zinc dans la plante. Pommel (1979a) propose que c'est le fer qui a cet effet. Cependant, vu l'incertitude concernant les concentrations pour les tiges, aucune discussion supplémentaire n'est faite sur cet élément.

Aluminium

Dans les tiges, les concentrations d'aluminium varient de 54 mg/kg pour le traitement 10 à 219 mg/kg pour le traitement 7. La plus basse concentration pour les traitements de boue sur sable est de 95 mg/kg pour le traitement 11. Le test de Duncan ne permet pas d'isoler de façon significative certains traitements des autres et il n'y a pas de relation entre les quantités de boues appliquées et les concentrations de Al dans les tiges (coefficient de corrélation de -0,002).

Les concentrations dans les racines sont très supérieures à celles des tiges, de l'ordre de dix fois plus. Elles varient de 437 mg/kg pour le traitement 10 à 2 438 mg/kg pour le traitement 17. La plus basse concentration pour les traitements de boue sur sable est de 1 238 mg/kg pour le traitement 12 et la plus élevée est de 2 041 mg/kg pour le traitement 2. Les traitements 10 et 18 sont significativement différents des autres par un test de Duncan. Cependant, ce test ne permet pas d'isoler d'autres traitements de façon significative. Il y a une relation inverse entre les quantités de boues appliquées et les concentrations d'aluminium mesurées dans les racines, dont le

coefficient de corrélation est de -0,460. Le même effet de dilution que dans le cas de Mg et Ca s'applique peut-être, mais l'aluminium ne passerait pas dans les parties aériennes, se concentrant dans les racines.

Conclusion

On constate que les semis ont dans leur tissus des concentrations d'azote, de phosphore et de manganèse corrélées avec les quantités de boues appliquées. En ce qui concerne le potassium, les corrélations sont plus faibles (et même absentes pour les racines). On peut donc supposer que N, P et Mn, à l'opposé de K, étaient en quantité limitatives dans le fertilisant biologique utilisé qu'est la boue de Valcartier.

D'un autre côté, on trouve peu de relations entre les concentrations des autres éléments dans les tissus (Fe et Al, par exemple) et les quantités de boues appliquées, et parfois même des relations inverses (Mg et Ca, par exemple), ce qui suggère que ces éléments dépassaient les besoins des semis ou ont été "dilués" lors de la croissance.

5.3.3 CONCENTRATIONS DES ÉLÉMENTS DANS LES SOLS ET DANS LES PERCOLATS

Il est intéressant d'évaluer si l'ajout de boues a enrichi de façon significative le sol en éléments nutritifs (N et P) et en métaux et si les pertes par lessivage sont importantes. Nous étudierons ici les résultats des analyses des échantillons des substrats ayant servi à la croissance des semis de mélèze laricin (*L. laricina*) et des percolats recueillis.

Les tableaux 5.10 et 5.11 présentent les moyennes des analyses du contenu en éléments nutritifs et en métaux des sols

Tableau 5.10: Concentrations moyennes des éléments par traitement dans les 10 cm supérieurs (en mg/kg)¹ ajoutées

Éléments	Azote				C.O.	P	Cations totaux							
N° de traitement	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	N-min	NTK %	z	Total	K	Ca	Mg	Mn	Fe	Cu	Zn	Al
Sable avant traitement	1,7	0,4	2,1	Tr	Tr	998	393	4 248	1 123	267	16 244	Tr	38	2 639
1	1,6	0,5	2,1	Tr	Tr	912	436	3 737	1 001	187	12 072	6,6	32	2 466
2	1,6	0,9	2,5	Tr	Tr	1 173	499	4 624	1 170	249	16 167	10,2	36	2 849
3	1,8	0,9	2,7	Tr	Tr	1 000	534	3 991	1 118	213	13 763	7,5	31	2 751
4	1,1	1,1	2,2	Tr	Tr	1 177	537	4 333	1 210	251	17 078	7,7	Tr	2 899
5	0,8	3,7	4,5	Tr	Tr	1 177	492	4 457	1 143	256	16 127	8,6	Tr	2 799
6	1,0	5,3	6,3	Tr	Tr	1 198	485	4 513	1 124	253	16 577	8,5	Tr	2 839
7	2,0	20,1	22,1	Tr	Tr	891	493	3 674	1 131	190	12 733	7,8	2	2 800
8	0,6	11,2	11,8	Tr	Tr	1 075	451	4 172	1 113	244	15 085	7,4	2	2 761
9	0,6	20,8	21,4	Tr	Tr	945	470	4 767	1 169	241	14 195	7,7	Tr	2 586
10	1,5	29,0	30,5	Tr	Tr	1 143	547	3 994	1 095	242	13 802	6,7	Tr	2 477
11	0,5	15,9	16,4	Tr	Tr	929	467	4 476	1 106	222	12 291	12,4	Tr	2 472
12	0,8	23,0	23,8	Tr	Tr	1 079	457	4 162	1 115	266	13 136	11,8	Tr	2 448
13	0,5	7,1	7,6	Tr	Tr	1 015	462	4 103	1 097	225	13 988	8,7	Tr	2 383
14	0,5	14,5	15,0	Tr	Tr	1 026	486	4 258	1 093	225	13 841	10,3	Tr	2 492
15	0,3	22,8	23,1	Tr	Tr	919	483	3 791	1 026	214	13 473	11,1	Tr	2 286
16	2,4	7,2	9,6	0,15	3,26	1 389	623	2 663	877	349	24 276	26,7	Tr	8 091
17	2,7	18,1	20,8	0,15	3,50	1 391	622	2 655	864	359	23 887	14,4	Tr	8 221
18	0,6	12,7	13,3	Tr	Tr	1 192	502	4 445	1 083	216	13 273	4,9	Tr	2 385
19	0,2	0,8	1,0	Tr	Tr	1 068	497	4 480	1 053	211	12 487	8,7	Tr	2 380
20	0,3	4,0	4,3	Tr	Tr	1 109	491	4 639	1 075	239	13 324	13,6	Tr	2 437
Sol de Duchesnay avant traitement	5,1	23,7	28,8	0,17	3,05	1 276	559	2 732	825	433	28 513	Tr	47	8 595
r	-0,231	0,754	0,743	--	--	-0,199	-0,165	-0,124	-0,052	0,082	-0,038	0,298	-0,510	-0,36

1 : Sauf indication contraire

Tr : Traces

C.O.: Carbone organique

T : Somme de K, Ca, Mg (échangeable)

H : Hydrogène échangeable

CEC : Capacité d'échange cationique

S.B.: Saturation en bases

et coefficients de corrélation (r) entre ces concentrations et les quantités de boues

Cations échangeables								P	T	H	CEC	S.B.	pH
K	Ca	Mg	Mn	Fe	Cu	Zn	Al	Bray-2	m.e./100g			%	
13	449	6	9,3	73	Tr	0,9	354	411	2,34	--	--	--	7,21
13	454	17	10,3	82	1,2	1,2	390	296	2,44	--	--	--	7,42
10	407	16	12,0	81	2,0	1,4	382	353	2,19	--	--	--	7,51
10	433	17	10,6	82	1,5	1,3	353	322	2,33	--	--	--	7,24
8	376	15	10,6	81	1,1	1,2	374	411	2,11	--	--	--	7,37
8	393	17	10,7	84	1,6	1,4	362	401	2,21	--	--	--	7,35
14	394	16	11,1	81	1,3	1,4	385	346	2,14	--	--	--	7,36
10	356	15	10,6	83	2,8	1,9	385	324	1,93	--	--	--	7,22
11	467	17	11,2	87	1,6	1,5	451	364	2,50	--	--	--	7,35
11	393	15	10,6	79	2,5	1,9	465	345	2,11	--	--	--	7,40
89	314	14	12,7	98	1,1	2,1	458	515	1,92	20,68	22,60	8,46	6,68
9	379	14	11,0	80	2,0	1,7	436	309	2,04	--	--	--	7,36
11	338	13	12,5	88	4,1	2,7	483	363	1,82	--	--	--	7,29
11	466	17	12,2	97	2,0	1,5	546	356	2,50	--	--	--	7,45
10	376	14	12,3	97	3,2	2,2	450	336	2,03	--	--	--	7,43
13	424	12	12,4	94	3,3	2,3	419	374	2,25	--	--	--	7,34
31	1 226	66	28,5	211	6,4	6,9	3 977	700	6,75	37,77	44,53	15,18	5,67
35	1 280	78	32,8	227	8,4	8,2	4 221	701	7,14	37,55	44,69	15,98	5,79
56	381	16	12,0	115	0,7	2,0	401	493	2,17	19,81	21,99	9,89	6,69
9	460	17	14,8	125	3,7	3,2	413	441	2,46	--	--	--	7,27
9	478	16	15,1	129	8,7	4,2	416	447	2,55	--	--	--	7,22
104	1 229	78	28	189	0,7	4,1	3 169	761	7,12	17,10	24,22	29,40	5,49
0,114	-0,386	-0,559	-0,015	-0,078	0,196	0,215	0,353	-0,016	--	--	--	--	--

Tableau 5.11: Concentrations moyennes des éléments par traitement dans les 10 cm inférieurs (en mg/kg)¹ ajoutées

Éléments	Azote				C.O.	P	Cations totaux							
N° de traitement	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	N-min	NTK %	%	Total	K	Ca	Mg	Mn	Fe	Cu	Zn	Al
Sable avant traitement	1,7	0,4	2,1	Tr	Tr	998	393	4 248	1 123	267	16 244	Tr	38	2 639
1	0,1	0,1	0,2	Tr	Tr	1 037	490	4 499	1 083	202	12 021	6,1	Tr	2 459
2	0,4	2,7	3,1	Tr	Tr	937	466	3 959	1 006	197	13 750	6,1	Tr	2 459
3	0,4	3,1	3,5	Tr	Tr	922	494	4 217	1 036	200	13 427	6,7	Tr	2 510
4	0,5	2,6	3,1	Tr	Tr	938	498	4 336	1 046	207	14 129	6,3	Tr	2 446
5	0,5	6,5	7,0	Tr	Tr	1 045	476	4 555	1 044	206	13 819	6,6	Tr	2 526
6	0,4	11,8	12,2	Tr	Tr	1 068	505	4 552	1 113	231	14 851	7,2	9	2 589
7	0,5	19,0	19,5	Tr	Tr	780	470	3 831	1 103	211	12 722	6,8	32	2 387
8	0,7	13,4	14,1	Tr	Tr	1 044	469	4 075	1 041	256	14 916	8,5	32	2 362
9	0,4	22,5	22,9	Tr	Tr	961	514	4 642	1 158	245	14 255	8,5	32	2 580
10	0,5	18,3	18,8	Tr	Tr	910	532	4 096	1 089	225	12 872	8,1	28	2 411
11	0,4	14,5	14,9	Tr	Tr	925	456	3 724	1 058	234	13 291	8,3	33	2 354
12	0,4	23,9	24,3	Tr	Tr	1 111	486	4 276	1 146	294	16 463	10,6	37	2 496
13	0,1	9,2	9,3	Tr	Tr	974	508	4 636	1 142	256	14 340	9,2	32	2 502
14	0,1	11,5	11,6	Tr	Tr	780	536	4 103	1 093	198	11 374	8,3	29	2 436
15	0,1	34,3	34,4	Tr	Tr	949	500	4 162	1 022	243	13 491	9,4	30	2 264
16	2,9	10,3	13,2	0,13	3,50	1 416	600	2 659	746	334	25 216	7,2	28	8 447
17	5,0	9,3	14,3	0,12	3,10	1 373	599	2 668	872	360	25 823	7,2	29	8 531
18	0,9	5,8	6,7	Tr	Tr	1 000	438	4 134	1 040	237	14 322	7,8	25	2 497
19	3,3	3,2	6,5	Tr	Tr	1 033	444	4 305	1 030	223	14 000	7,6	29	2 497
20	1,1	5,7	6,8	Tr	Tr	1 039	464	4 587	1 027	251	15 064	7,7	32	2 434
Sol de Duchesnay avant traitement	5,1	23,7	28,8	0,17	3,05	1 276	559	2 732	825	433	28 513	Tr	47	8 595
r	-0,228	0,703	0,693	--	--	-0,057	0,147	-0,127	0,215	0,342	0,120	0,478	0,618	-0,219

1 : Sauf indication contraire
Tr : Traces
C.O.: Carbone organique
T : Somme de K, Ca, Mg (échangeable)
H : Hydrogène échangeable
CEC : Capacité d'échange cationique
S.B.: Saturation en bases

et coefficients de corrélation (*r*) entre ces concentrations et les quantités de boues

Cations échangeables								P	T	H	CEC	S.B.	pH
K	Ca	Mg	Mn	Fe	Cu	Zn	Al	Bray-2	m.e./100g			%	
13	449	6	9,3	73	Tr	0,9	354	411	2,34	--	--	--	7,21
9	460	7	11,2	107	0,7	1,5	408	350	2,38	--	--	--	6,97
9	478	7	11,1	109	0,4	1,5	470	396	2,47	--	--	--	7,38
10	511	8	11,0	102	0,4	1,4	440	381	2,64	--	--	--	7,49
10	482	8	11,4	108	0,5	1,4	466	394	2,50	--	--	--	7,36
11	435	7	10,5	92	0,5	1,2	429	393	2,26	--	--	--	7,46
11	448	11	11,3	100	0,4	1,3	451	362	2,36	--	--	--	7,50
13	434	11	10,2	92	0,6	1,2	444	317	2,29	--	--	--	7,52
11	558	9	10,6	92	0,5	1,2	454	355	2,89	--	--	--	7,53
12	480	12	11,7	98	0,6	1,2	477	365	2,53	--	--	--	7,44
38	434	12	11,5	103	0,7	1,6	468	362	2,36	--	--	--	7,13
11	444	11	11,1	89	0,5	1,2	481	343	2,34	--	--	--	7,44
10	410	11	10,6	88	0,5	1,3	484	400	2,17	--	--	--	7,42
10	468	9	10,7	88	0,6	1,2	475	349	2,44	--	--	--	7,44
9	437	10	11,1	92	0,6	1,2	494	331	2,29	--	--	--	7,46
15	510	11	11,2	92	0,6	1,2	483	374	2,68	--	--	--	7,32
57	1 342	76	34,5	225	1,6	4,9	3 913	754	7,48	35,93	43,41	17,28	5,88
58	1 299	78	42,5	266	1,4	5,1	3 779	665	7,29	35,04	42,32	17,24	5,89
23	442	8	10,2	86	0,6	1,2	495	367	2,34	--	--	--	7,32
10	476	13	11,9	99	0,7	1,9	509	394	2,51	--	--	--	7,59
11	514	12	11,4	101	0,3	1,9	522	362	2,69	--	--	--	7,57
104	1 229	78	28	189	0,7	4,1	3 169	761	7,12	17,10	24,22	29,40	5,49
0,362	-0,165	0,399	-0,100	-0,463	0,130	-0,371	0,271	-0,046	--	--	--	--	--

utilisés par traitement, regroupés en profils supérieur et inférieur respectivement. On retrouve aussi les coefficients de corrélation entre ces concentrations et les quantités de boues ajoutées. Les moyennes des concentrations initiales de ces éléments (avant l'expérience) y figurent aussi. Le tableau 5.12 présente les résultats des cueilletes de percolats. Les traitements de boues choisis pour les essais de lessivage étaient ceux qui avaient reçu les plus fortes doses. Les résultats des analyses de percolats sont les moyennes de deux répétitions par traitement et de trois cueilletes par répétition pour les traitements 8 à 20, et de 5 cueilletes pour les traitements 21 à 25. Les résultats des analyses de sols sont les moyennes de quatre répétitions par traitement.

Azote

On remarque un appauvrissement du contenu en azote ammoniacal pour la plupart des traitements, pour le profil supérieur. Les concentrations en NH_4^+ descendent aussi bas que 0,2 mg/kg pour le traitement 19. Par contre, quelques traitements affichent de légers enrichissements; ce sont les traitements 3 et 7 pour le profil supérieur et 19 pour le profil inférieur.

Cet appauvrissement général en NH_4^+ , malgré l'ajout de boue, pourrait être dû à la nitrification, à un captage par les semis ou à un lessivage. Le lessivage est peu probable car le NH_4^+ est plutôt immobile dans le sol (Dunigan et Dick, 1980). Le captage par les semis est possible. En effet, nous avons vu à la section 5.3.2 que les tissus des semis contenaient de l'azote, dont les coefficients de corrélation avec les quantités de boues appliquées étaient de l'ordre de 0,70. De plus, il n'y a pas de relation entre les concentrations d'azote dans les tissus et les concentrations résiduelles de NH_4^+ dans le sol.

Tableau 5.12: Concentrations de quelques éléments dans les percolats de 15 traitements et moyennes de 5 analyses de l'eau d'irrigation¹ (en mg/l)

Élément N° de traitement	NO ₃ ⁻	P	K	Ca	Mg	Mn	Fe	Cu	Al	Zn
8	27	0,19	4,6	144	3,9	0,02	0,04	traces	0,18	--
9	18	0,07	5,8	115	8,5	0,01	0,03	0,02	0,21	--
11	34	0,11	7,3	206	17,2	0,02	0,05	0,02	0,21	--
12	--	traces	8,9	212	18,0	0,02	0,04	0,06	0,24	--
13	44	0,11	6,6	181	7,4	0,02	0,05	0,02	0,20	--
14	25	0,10	6,2	112	11,9	0,02	0,03	0,02	0,14	--
15	93	0,14	10,3	307	20,6	0,02	0,07	0,02	0,30	--
17	23	0,15	22,8	120	26,4	0,08	0,31	0,07	0,30	--
18	33	0,30	14,3	140	5,3	0,03	0,12	0,10	0,19	--
20	13	0,08	5,3	99	8,3	0,06	0,04	0,03	0,16	--
21	traces	0,11	3,7	27	3,8	0,07	0,08	traces	0,14	0,04
22	46	0,18	10,1	128	11,9	0,04	0,05	traces	0,17	0,06
23	12	0,14	5,9	56	8,0	0,03	0,03	traces	0,12	0,12
24	12	0,15	4,3	67	7,6	0,03	0,03	traces	0,13	0,06
25	29	0,20	18,3	90	7,8	0,06	0,25	0,16	0,20	0,10
Eau d'irrigation ¹	0,3	0,01	1,3	22	4,5	0,03	0,01	0,01	--	--

¹ Tiré de: Gouvernement du Québec (1985c)

La nitrification est fort possible car les alternances entre les périodes humides (ou d'arrosage) et sèches favorisent l'aération du sol qui elle-même favorise la nitrification (Brown et al., 1984; Alexander, 1967). Effectivement, on assiste à un enrichissement général du sable en NO_3^- (sauf pour la partie inférieure du traitement 1). Brockway (1983) arrive au même résultat 13 mois après avoir appliqué 32 000 kg/ha (base sèche) de boue non digérée d'usine de pâtes et papiers (7,06 p. 100 N). On peut aussi remarquer la mobilité du nitrate qui est souvent plus abondant dans les profils inférieurs que supérieurs pour un même traitement. À ce sujet, il y a une relation entre les quantités d'azote appliquées avec les boues et les concentrations de NO_3^- retrouvées dans les sables, dont les coefficients de corrélation sont de 0,754 pour le profil supérieur et de 0,703 pour le profil inférieur. Le lessivage du nitrate se remarque aussi dans les eaux de percolation où les concentrations en NO_3^- varient de 13 mg/l (traitement 20) à 93 mg/l (traitement 15). Les lessivats des essais de percolation en serre ont aussi été enrichis en NO_3^- de façon significative. Le lessivage de NO_3^- est plus important pour la majorité des traitements sur sable que pour le sol de pépinière, ce qui est appuyé par Brown et al. (1984).

Les concentrations d'azote minéral ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) sont généralement plus élevées dans les traitements ayant reçu les plus grandes quantités d'azote des boues, à cause de la présence de NO_3^- . La relation entre les concentrations de NO_3^- et N minéral a un coefficient de corrélation de 0,998. Ainsi, les traitements 12 et 15 ont des concentrations de N minéral supérieures à 23 mg/kg dans le profil supérieur. Pour le profil inférieur, ces concentrations sont supérieures à 23 mg/kg pour le traitement 12 et à 34 mg/kg pour le traitement 15. La relation entre les quantités d'azote appliquées avec les boues et les concentrations de N minéral dans les sables a des coefficients de

corrélation de 0,743 dans le profil supérieur et de 0,693 dans le profil inférieur.

Pour l'azote organique, il n'y a pas eu de variations décelables au cours de l'expérience. Il est probable qu'il a été minéralisé, ce qui est favorisé par un pH neutre ou alcalin (Alexander, 1967), comme c'était le cas dans notre expérience. En effet, pour les sables fertilisés avec des boues, le pH des profils supérieurs est toujours plus grand que 7,2.

Carbone organique

Les analyses de sol ne permettent pas de vérifier si le sable a été enrichi en matière organique car tous les résultats donnent des concentrations de carbone organique à l'état de traces, même pour les traitements ayant reçu les plus fortes quantités de boues ou ayant eu leur boue enfouie. À ce sujet, Alexander (1967) écrit que la minéralisation du C est plus rapide dans les sols neutres ou alcalins, ce qui est aussi le cas ici. Toujours selon cet auteur, la décomposition du C est meilleure si le milieu est chaud et humide, deux conditions qui étaient réunies dans notre expérience.

Phosphore total

Les concentrations de P total ont peu varié au cours de l'expérience. À la fin, elles variaient de 891 à 1 198 mg/kg pour le profil supérieur des traitements 7 et 6 respectivement (sur sable). Certains traitements montrent de légers enrichissements alors que d'autres montrent de légers appauvrissements sans relation avec les doses appliquées ($r = -0,199$). Le test de Duncan ne permet pas de différencier quelque traitement que ce soit (sauf pour les traitements 16 et 17 sur sol de pépinière qui était initialement plus riche en P que le sable).

Pour le profil inférieur, les concentrations varient de 780 à 1 111 mg/kg pour les traitements 7 et 12 respectivement. Les mêmes conclusions que pour la partie supérieure s'appliquent ($r = -0,057$) et le test de Duncan ne permet pas d'établir de différence significative entre les traitements.

Phosphore échangeable

On constate un appauvrissement en P échangeable pour les traitements avec boue dans le profil supérieur, sauf pour les traitements 19 et 20 (boue enfouie). Les traitements 10 et 18 (fertilisants chimiques) présentent aussi des enrichissements significatifs. Il est possible que le phosphore échangeable ajouté avec les traitements et celui initialement présent dans les sols aient été utilisés par les semis pour leur croissance.

Les appauvrissements sont moins prononcés dans les profils inférieurs et le test de Duncan ne révèle pas de différence significative entre les traitements sur sable. Ces appauvrissements ne sont peut-être que le résultat d'erreurs expérimentales, car les concentrations de phosphore recueillies dans les eaux de percolation sont inférieures à 1 mg/l, ce qui indique la faible mobilité du P dans le sol (Dunigan et Dick, 1980; Alban, 1972; Alexander, 1967). On peut supposer que le P appliqué avec les boues est resté dans la couche de boue séchée en surface ou a été absorbé par les plantes. À ce sujet, les coefficients de corrélation entre les concentrations de phosphore dans les tissus et les quantités de boues appliquées sont de l'ordre de 0,60.

Potassium total

On constate un enrichissement en K total pour tous les traitements, tant dans le profil supérieur que dans le profil

inférieur. Cependant, il est possible que cet enrichissement ne soit dû qu'à des erreurs expérimentales car même le témoin (traitement 1), qui n'a pas été fertilisé, présente aussi un enrichissement. De plus, il n'y a pas de relation entre les quantités de boues appliquées et les concentrations en K total des sols ($r = 0,165$ pour le profil supérieur et $r = 0,147$ pour le profil inférieur).

Le test de Duncan ne permet pas de trouver de différence significative entre les traitements de boue sur sable, mais révèle des différences significatives entre ces traitements et ceux sur sol de pépinière (traitements 16 et 17). Il est à noter que le sol de pépinière était déjà plus riche en potassium total que le sable au début de l'expérience.

Le potassium affiche une certaine mobilité (Alexander, 1967), mais les analyses de percolats ne révèlent pas de pertes importantes par lessivage. Les percolats avaient des concentrations de K total de l'ordre de 5 à 10 mg/l pour les traitements avec boue sur sable. Les pertes sont plus importantes pour le traitement sur sol de pépinière (23 mg/l) et pour le traitement sur sable avec fertilisant chimique (14 mg/l). L'essai de percolation en serre avec fertilisant chimique présente aussi une forte concentration en K avec 18,3 mg/l.

Potassium échangeable

Dans le profil supérieur, on constate une diminution de la concentration de K échangeable, sauf pour les traitements 1 et 15 qui ne montrent pas de différence et pour le traitement 6 qui présente un léger enrichissement. Les traitements sur sol de pépinière présentent aussi des appauvrissements en K échangeable, ce qui pourrait expliquer les concentrations de cet élément dans le percolat de l'ordre de 23 mg/l. Par contre, les

traitements avec fertilisants chimiques présentent un fort enrichissement, ce qui est normal compte tenu de la nature de ces fertilisants. Le test de Duncan ne révèle pas de différence significative entre les traitements de boue sur sable et il n'y a pas de relation entre les quantités de boues ajoutées et les concentrations en K échangeable ($r = 0,114$). Cependant, il y a des différences significatives entre les traitements de boue sur sable et entre les traitements de boue sur sol de pépinière et sur sable avec fertilisant chimique. Pour ces derniers, le traitement 10 est même significativement différent du traitement 18.

Dans le profil inférieur, presque tous les traitements avec de la boue affichent des concentrations finales de K échangeable inférieures à celles du début, sauf le traitement 7 qui a la même concentration et le traitement 15 qui est légèrement plus riche, avec 15 mg/kg. Devant cet appauvrissement général en K échangeable, le test de Duncan isole trois traitements de boue sur sable qui sont différents des 13 autres, soit les traitements 7, 9 et 15 avec 13 mg/kg, 12 mg/kg et 15 mg/kg de K échangeable respectivement. Ils sont parmi les traitements ayant reçu les plus forts apports de K avec la boue. Cependant, rien n'explique pourquoi le traitement 12 (10 mg/kg de K échangeable), qui a reçu le plus fort apport (9,43 kg K/ha), n'est pas regroupé avec ces trois traitements. Il semble donc que le potassium n'était pas en quantités limitatives, puisqu'il n'y a pas de relation entre les quantités appliquées, les concentrations dans les tissus et les concentrations résiduelles dans les sols.

Calcium total et magnésium total

Les concentrations de Ca total et de Mg total ont peu varié au cours de l'expérience. Pour le calcium, elles

variaient à la fin de 3 674 mg/kg (traitement 7) à 4 767 mg/kg (traitement 9) pour le profil supérieur et de 3 724 mg/kg (traitement 11) à 4 642 mg/kg (traitement 9) pour le profil inférieur des traitements sur sable. Pour le magnésium, les concentrations variaient de 1 001 mg/kg (traitement 1) à 1 210 mg/kg (traitement 4) pour le profil supérieur et de 1 006 mg/kg (traitement 2) à 1 158 mg/kg (traitement 9) pour le profil inférieur des traitements sur sable.

Le test de Duncan ne révèle pas de différence significative entre les traitements sur sable, mais révèle des différences significatives entre les traitements sur sable et les traitements sur sol de pépinière. Ces derniers étaient déjà plus riches à l'origine et le sont restés à la fin de l'expérience.

Les eaux de percolation sont assez chargées, avec des concentrations variant de 110 à 300 mg Ca/l et de 4 à 20 mg Mg/l. Cependant, la boue utilisée contenait beaucoup de ces éléments, soit 3,3 p. 100 de Ca et 0,25 p. 100 de Mg. Ces cations sont normalement perdus par lessivage (Alexander, 1967) et ne sont pas considérés comme nuisibles. Par exemple, certaines eaux minérales vendues dans le commerce ont 94 mg/l de Ca (*Eau de Vichy*) et 18 mg/l de Mg (*Eau Labrador*). Il n'y a pas de relation entre les quantités de boues appliquées et les concentrations de ces cations dans les sols ($r = 0,124$ pour Ca total et $r = 0,052$ pour Mg total pour le profil supérieur).

La concentration en Ca pour le traitement 21 est de 27 mg/l, alors qu'il n'a reçu que de l'eau d'irrigation. Une telle valeur peut être considérée comme un "bruit de fond" venant de l'eau d'irrigation ou du lessivage du substrat lui-même. La même conclusion vaut pour le Mg avec 3,8 mg/l pour le traitement numéro 21.

Calcium échangeable

On constate des enrichissements et des appauvrissements en calcium échangeable dans les profils supérieurs et inférieurs, sans relation avec les quantités de calcium appliquées avec les boues ($r = 0,386$ pour le profil supérieur et $r = -0,165$ pour le profil inférieur). Il semble cependant y avoir un peu moins d'appauvrissement et un peu plus d'enrichissement dans le profil inférieur que dans le profil supérieur. Par exemple, pour les traitements avec boue, la plus faible concentration de Ca échangeable dans le profil supérieur est de 338 mg/kg pour le traitement 12 alors qu'elle est de 410 mg/kg pour le traitement 12 dans le profil inférieur. Pour la plus forte concentration, on retrouve 478 mg/kg dans le profil supérieur pour le traitement 20 contre 558 mg/kg dans le profil inférieur pour le traitement 8. Le calcium échangeable semble donc mobile, ce qui expliquerait les fortes concentrations recueillies dans les percolats, jusqu'à 307 mg/l pour le traitement 15 et 128 mg/l pour le traitement 22.

Magnésium échangeable

Pour le profil supérieur, on constate un enrichissement en magnésium échangeable pour les traitements sur sable. Cependant, le test de Duncan ne fait pas ressortir de différence significative entre les traitements de boue sur sable. On trouve même une relation inversement proportionnelle entre les quantités de boues appliquées et les concentrations de Mg échangeable, dont le coefficient de corrélation est de $-0,559$.

Pour le profil inférieur, cet enrichissement est moins important et le test de Duncan ne fait pas ressortir de différence significative entre les traitements sur sable. On peut supposer que la boue, qui contenait 2 500 mg/kg de Mg total, a

enrichi les substrats de façon significative en surface, mais que le magnésium échangeable n'a pas migré vers le bas. Taylor et al. (1981) présentent un résultat semblable.

Manganèse total

On constate un léger appauvrissement en Mn pour tous les traitements, tant dans les profils supérieurs que dans les profils inférieurs, sauf pour le traitement 12 (profil inférieur) qui présente un léger enrichissement avec 294 mg/kg. Les traitements 16 et 17 se distinguent des traitements sur sable par un test de Duncan, mais ils étaient initialement plus riches en manganèse. Il n'y a pas de relation entre les quantités de boues appliquées et les concentrations en Mn total dans les sols ($r = 0,082$ pour le profil supérieur et $r = 0,342$ pour le profil inférieur).

Les eaux de percolation ne contiennent que des traces de Mn total, bien que la boue utilisée en contenait 200 mg/kg. Il est possible que le manganèse ait été capté par les semis, qu'il soit resté dans la couche de boue durcie en surface ou encore que cet appauvrissement ne soit pas réel, mais résulte d'erreurs expérimentales.

Manganèse échangeable

On constate un enrichissement en Mn échangeable pour tous les traitements et pour les deux profils.

Pour le profil supérieur, le test de Duncan indique des concentrations significativement différentes pour les deux traitements où la boue a été enfouie (traitements 19 et 20). Il n'y a pas de relation entre les quantités de boues appliquées et

les concentrations en manganèse échangeable dans les sols ($r = 0,015$ pour le profil supérieur et $r = -0,100$ pour le profil inférieur).

Pour le profil inférieur, le test de Duncan ne révèle aucune différence significative. Cela étant établi, les concentrations de Mn recueilli à l'état de traces dans les percolats suggèrent que le manganèse échangeable est quasi immobile dans le sol.

Fer total

On constate généralement une diminution de la concentration du fer total, sauf pour le profil supérieur des traitements 4 et 6 et pour le profil inférieur du traitement 12 qui montrent de légères augmentations. Il n'y a pas de relation entre les concentrations de fer dans les substrats de croissance et les quantités de Fe appliquées avec les boues ($r = -0,038$ pour le profil supérieur et $r = 0,120$ pour le profil inférieur). Les traitements sur sable ne présentent pas de différence significative par un test de Duncan. Cependant, les traitements sur sol de pépinière se distinguent des traitements sur sable, mais ils étaient initialement plus riches en fer.

Fer échangeable

On constate un enrichissement en fer échangeable pour tous les traitements, profils supérieurs et inférieurs, mais sans relation avec les quantités de boues appliquées ($r = -0,078$ pour le profil supérieur et $r = -0,463$ pour le profil inférieur).

Pour le profil inférieur, le test de Duncan ne permet pas d'établir de différence significative, sauf pour les traitements sur sol de pépinière (traitements 16 et 17) qui se distinguent même entre eux. Ceux-là étaient initialement plus riches.

Pour le profil supérieur, le test de Duncan établit des différences significatives en regroupant certains traitements de boue, mais sans relation avec les doses de fer appliquées. Par contre, les traitements 19 et 20 (avec enfouissement de boue) se distinguent des autres (boues appliquées en surface), car ils présentent les concentrations de fer échangeable les plus élevées pour les traitements de boue, soit 125 et 129 mg/kg respectivement. De plus, les traitements avec fertilisants chimiques ont des concentrations en Fe échangeable de 98 mg/kg pour le traitement 10 et de 115 mg/kg pour le traitement 18. Ces traitements ont reçu du fer sous forme de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ à des doses totales de $4,0 \times 10^{-4}$ g de Fe par pot, ce qui est 1 000 fois moins que la plus grande quantité de fer appliquée avec les boues, soit $4,025 \times 10^{-1}$ g de Fe par pot pour le traitement 12. Les traitements chimiques se classent parmi les plus élevés, ce qui suggère que ce fer est beaucoup plus mobile que celui contenu dans les boues.

On peut donc constater la faible mobilité du fer échangeable des boues, car les eaux de percolation ne contenaient que des traces de fer, alors que la boue utilisée en avait une concentration de 1,5 p. 100. La végétation peut en avoir absorbé une partie, mais il peut aussi être resté lié à la couche de boue séchée en surface. Les appauvrissements et les enrichissements observés pourraient être dus à des erreurs expérimentales, car même le témoin a été enrichi.

Cuivre total

Tous les traitements présentent des enrichissements en cuivre total, tant pour les profils inférieurs que supérieurs. Cependant, le test de Duncan ne montre pas de différence significative entre les moyennes pour tous les traitements dans le profil supérieur, mais isole un petit groupe dans le profil inférieur: ce sont ceux qui ont reçu les plus fortes charges de boues. Il n'y a pas de relation entre les concentrations de cuivre total et les quantités de cuivre appliquées avec les boues ($r = 0,298$ pour le profil supérieur et $r = 0,478$ pour le profil inférieur).

Le percolat recueilli ne contenait que des traces de cuivre, sauf pour le traitement 25 qui avait une concentration moyenne de 0,16 mg/l. Puisque la boue était très riche en cuivre, soit 2 900 mg/kg, on peut supposer qu'une partie a migré pour enrichir les substrats de croissance. On peut aussi s'interroger sur la validité de ces résultats, parce que le traitement 1 (témoin) a lui aussi été enrichi, ce qui semble, de prime abord, impossible.

Cuivre échangeable

On constate un enrichissement en cuivre échangeable dans les profils supérieurs et inférieurs pour tous les traitements. L'enrichissement est plus important dans le profil supérieur, mais sans relation avec les quantités de boues appliquées ($r = 0,196$). Dans le profil supérieur, le test de Duncan permet de distinguer le traitement 20 (enfouissement de boue) des autres; c'est celui qui affiche le plus fort enrichissement en cuivre avec 8,72 mg Cu/kg. Ce test regroupe aussi les traitements ayant reçu les plus fortes doses de boues en surface (exception faite du traitement 2 qui a reçu la plus petite addition de boue et qui affiche quand même 2 mg Cu/kg).

Les traitements avec fertilisants chimiques ont reçu 2×10^{-5} g de Cu par pot, ce qui est près de 4 000 fois moins que la plus grande quantité de Cu appliquée avec les boues, soit $7,78 \times 10^{-2}$ g Cu par pot pour le traitement 12. Cependant, les traitements avec fertilisants chimiques se classent parmi les plus riches dans le profil inférieur, alors qu'ils sont les plus pauvres dans le profil supérieur. De plus, le traitement 20, partant du rang le plus élevé dans le profil supérieur (avec 8,7 mg/kg de Cu échangeable), se classe le moins élevé dans le profil inférieur (avec 0,3 mg/kg de Cu échangeable). On constate donc la mobilité du cuivre des fertilisants chimiques et le peu de mobilité du cuivre des boues qui semble rester lié à la matière organique (Brockway, 1983; Lambert et Weidensaul, 1982).

Zinc total

Les analyses du zinc présentent des résultats qui ne sont probablement pas représentatifs. Par exemple, dans le profil supérieur, les traitements 2,1 et 3 affichent respectivement 36, 32 et 31 mg/kg de Zn total. Cela les rend significativement différents de tous les autres par un test de Duncan. De plus, ils restent près de la valeur de la concentration initiale de zinc total dans le sable qui était de 38 mg/kg. Cependant, on ne peut pas expliquer pourquoi le Zn total est à l'état de traces dans la majorité des traitements, sauf par des erreurs expérimentales. Par contre, pour les analyses des profils inférieurs, on constate un léger appauvrissement pour la plupart des traitements. Il est probable que les traitements affichant des traces comme résultats ne sont pas représentatifs.

Puisque la boue contenait quand même 950 mg/kg de zinc et n'ayant pas de résultats de percolat, on ne peut rien avancer sur la dynamique du zinc total dans cette expérience. Cependant

les essais de percolation en serre laissent entrevoir le peu de mobilité de cet élément, puisqu'il se retrouve en faibles concentrations dans ces percolats.

Zinc échangeable

On constate un léger enrichissement en zinc échangeable pour tous les traitements, pour les profils supérieurs et inférieurs. Le test de Duncan permet d'établir des différences significatives pour les traitements 19 et 20 pour les deux profils, qui présentent les plus forts enrichissements parmi les traitements avec boue sur sable. On constate une légère mobilité du Zn échangeable, car les profils inférieurs ont moins de zinc échangeable que les profils supérieurs. Ils sont cependant légèrement plus riches que les substrats d'origine. Cet enrichissement pourrait aussi être attribuable à des erreurs expérimentales. Cependant, Brockway (1983) et Sidle et Kardos (1977) soutiennent que le Zn serait plus mobile que le Cu.

Aluminium total

On constate des enrichissements ou des appauvrissements en Al total dans le profil supérieur, mais sans relation avec les quantités de boues appliquées ($r = -0,365$). Le test de Duncan ne fait pas ressortir de traitement sur sable fertilisé avec des boues.

On constate un appauvrissement en Al total dans le profil inférieur pour tous les traitements et le test de Duncan n'établit aucune différence significative entre les traitements sur sable. Cependant, les traitements sur sol de pépinière sont significativement plus riches que les autres (8 447 mg/kg pour le traitement 16 et 8 531 mg/kg pour le traitement 17), mais ils étaient déjà trois fois plus riches initialement.

Aluminium échangeable

On constate un enrichissement en aluminium échangeable pour presque tous les traitements des profils inférieurs et supérieurs, sauf pour le profil supérieur du traitement 3 qui affiche une concentration (353 mg/kg) proche de la valeur initiale (354 mg/kg). Il n'y a pas de relation entre les quantités de boues appliquées et les concentrations en Al échangeable dans les sols ($r = 0,353$ pour le profil supérieur).

Pour le profil supérieur, le test de Duncan permet de distinguer les traitements 12 et 13 qui sont significativement différents des autres traitements avec boue ayant les plus grandes concentrations d'aluminium échangeable, soit 483 et 546 mg/kg respectivement. Pour les autres traitements avec boue, ce test de Duncan n'établit pas de différence significative. On peut aussi constater un enrichissement des traitements sur sol de pépinière.

Le profil inférieur est, en général, plus enrichi que le profil supérieur, mais le test de Duncan n'établit pas de différence significative entre les traitements de boue. On constate donc une certaine mobilité de l'aluminium échangeable, mais sans relation avec les quantités de boues appliquées ($r = 0,353$ pour le profil supérieur et $r = 0,271$ pour le profil inférieur).

Les quantités d'aluminium appliquées avec les boues étaient importantes (1,3 p. 100) et sa présence à l'état de traces dans les percolats suggère qu'il doit être resté dans la couche de boue séchée en surface. Il est aussi possible que les appauvrissement remarqués soient le résultat d'erreurs expérimentales.

pH

Il n'y a pas de variation sensible du pH des traitements sur sable. Ce résultat va à l'encontre de celui de King et Morris (1972) qui ont trouvé des résultats contraires aux nôtres, tandis que McIntosh et al. (1984) ont obtenu des augmentations de pH en utilisant une boue compostée. Taylor et al. (1981) n'indiquent pas de variation de pH dans leurs expériences utilisant des boues anaérobies.

Conclusion.

Les quantités de boues appliquées étaient relativement modestes, avec un maximum de 10 890 kg/ha (base sèche; traitement 12), si on compare à McIntosh et al. (1984) et Behel et al. (1983) qui ont appliqué 150 000 et 800 000 kg/ha de boue respectivement. Dans notre expérience, il se trouve donc que peu de ces éléments (N, P et métaux) ont été appliqués, mais ces faibles quantités étaient suffisantes pour favoriser la croissance des semis.

Les analyses des échantillons des substrats utilisés pour la croissance des semis de mélèze laricin (*L. laricina*) fertilisés avec la boue anaérobie de Valcartier et les analyses des percolats ne semblent pas indiquer de pertes ni d'enrichissements importants des éléments étudiés, comparativement à celles de Behel et al. (1983) qui signalent des enrichissements significatifs. Il y a peut-être deux exceptions, soit le calcium et l'azote nitrique. Cependant, vu les concentrations importantes de Ca (3,3 p. 100) dans la boue et la nitrification impossible à empêcher dans les conditions de notre expérience, il semble normal de trouver de telles valeurs dans nos résultats.

Ayant analysé les profils supérieurs et inférieurs et les percolats des traitements, on peut reconnaître la capacité de la matière organique à retenir les métaux dans les horizons de surface et dans la couche de boue séchée.

5.3.4 RÉSULTATS DE CROISSANCE

5.3.4.1 Croissance en hauteur

Au début de l'expérience, les différents traitements n'ont montré aucune différence. La photo 6 présente la table 2 après 15 jours de croissance. Nous remarquons que quel que soit le traitement reçu, tous les semis ont la même hauteur. Par la suite, les traitements se sont différenciés. Des mesures de hauteur ont donc été prises à l'âge de 69, 105 et 119 jours (71, 95 et 119 jours pour les traitements 19 et 20). La photo 7 présente les quatre tables à la fin de l'expérience pour les traitements 1 à 18 et à 109 jours pour les traitements 19 et 20. On remarque que certains traitements présentent des résultats meilleurs que d'autres.

Hauteur après 69 jours

Le tableau 5.13 présente les résultats des hauteurs moyennes, après 69 jours, classés selon un ordre croissant. Pour l'analyse de variance le test de F est très significatif entre les traitements et non significatif entre les répétitions; cependant, aucun traitement avec boue ne se distingue des autres puisque le test de Duncan ne relève pas de différence significative entre eux. Les traitements chimiques présentent quand même déjà la meilleure performance. Pour les traitements avec boue, ce sont ceux avec des applications répétées qui affichent les meilleurs résultats, sans égard à la dose.

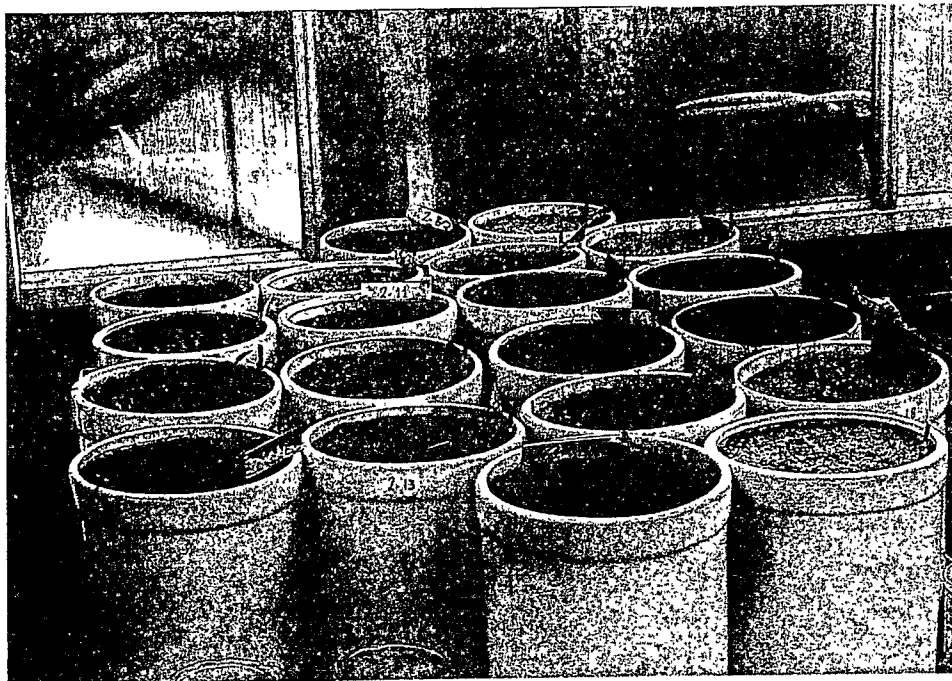


Photo 6: La table 2 après 15 jours de croissance



Photo 7: Les quatre tables à la fin de l'expérience

Tableau 5.13: Hauteurs moyennes après 69 jours de croissance¹

N° de traitement	Quantité d'azote reçue (kg N/ha)			Hauteur moyenne (mm)
1			0	30,8 a ²
3	1 x	50	= 50	33,1 ab
2	1 x	25	= 25	34,5 abc
19	1 x	50	= 50	34,9 abc
5	1 x	25	= 25	35,3 abc
6	1 x	50	= 50	35,4 abc
8	3 x	25	= 75	36,9 abc
4	1 x	125	= 125	38,9 abc
7	1 x	125	= 125	39,6 abc
20	1 x	125	= 125	40,2 abc
16	1 x	125	= 125	41,7 abc
17	3 x	25	= 75	42,6 abc
9	3 x	50	= 150	42,8 abc
12	5 x	50	= 250	44,3 abc
13	10 x	6,25	= 63	45,8 abc
15	10 x	25	= 250	46,2 abc
14	10 x	12,5	= 125	46,8 abc
11	5 x	25	= 125	47,2 abc
10 (F.C.)	10 x	25	= 250	58,2 bc
18 (F.C.)	10 x	12,5	= 125	59,4 c

F.C.: Fertilisant chimique

1 : 71 jours pour les traitements 19 et 20

2 : Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes à $P = 0,05$ (Test de Duncan)

Hauteur après 105 jours

Le tableau 5.14 présente les résultats des hauteurs moyennes, après 105 jours, selon un ordre croissant. Pour l'analyse de variance, le test de F est très significatif entre les traitements et non significatif entre les répétitions. Malgré l'augmentation de croissance depuis les dernières mesures, le test de Duncan ne révèle pas de différence significative entre les traitements de boue. On peut cependant constater que les traitements avec applications répétées de boue et ceux avec des doses d'azote plus importantes ont des hauteurs plus grandes. Par exemple, les traitements 13, 14 et 15 ont reçu des boues quinze fois chacun, mais le traitement 15 se classe un peu mieux que le traitement 14, alors que le traitement 14 se classe mieux que le traitement 13. On peut donc s'attendre à d'autres modifications dans l'évolution des hauteurs à mesure que l'expérience avance dans le temps.

Hauteur après 119 jours

Le tableau 5.15 présente les résultats des hauteurs moyennes après 119 jours, soit à la fin de l'expérience, classés selon un ordre croissant. Pour l'analyse de variance, le test de F est très significatif entre les traitements et non significatif entre les répétitions. Bien qu'on puisse remarquer une croissance dans les pots, le test de Duncan ne révèle pas de différence significative entre les traitements de boue.

Certains traitements présentent quand même des performances dont on peut discuter. Ainsi, les traitements qui ont reçu des applications répétées de boue se classent les meilleurs. Par contre, la quantité de boue ne semble pas faire de différence, du moins pour les fortes doses. Les traitements 14 et 15 ont reçu chacun 17 applications de boue, le traitement

Tableau 5.14: Hauteurs moyennes après 105 jours de croissance¹

N° de traitement	Quantité d'azote reçue (kg N/ha)			Hauteur moyenne (mm)
1			0	33,6 a ²
19	1 x	50	= 50	41,0 ab
3	1 x	50	= 50	44,5 abc
2	1 x	25	= 25	46,1 abc
20	1 x	125	= 125	52,7 abc
5	2 x	25	= 50	53,7 abc
4	1 x	125	= 125	55,1 abc
6	2 x	50	= 100	55,4 abc
8	4 x	25	= 100	65,5 abc
7	2 x	125	= 250	67,5 abc
16	1 x	125	= 125	79,5 abc
13	15 x	6,25	= 94	83,4 abc
9	4 x	50	= 200	86,0 abc
12	8 x	50	= 400	90,1 abc
11	8 x	25	= 200	92,2 abc
14	15 x	12,5	= 188	96,5 abc
17	4 x	25	= 100	97,3 abc
15	15 x	25	= 375	98,3 abc
18 (F.C.)	15 x	12,5	= 188	121,7 bc
10 (F.C.)	15 x	25	= 375	125,5 c

F.C.: Fertilisant chimique

1 : 95 jours pour les traitements 19 et 20

2 : Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes à $P = 0,05$ (Test de Duncan)

Tableau 5.15: Hauteurs moyennes après 119 jours de croissance

N° de traitement	Quantité d'azote reçue (kg N/ha)			Hauteur moyenne (mm)
1			0	27,9 a ¹
19	1 x	50	= 50	42,2 a
3	1 x	50	= 50	43,6 a
2	1 x	25	= 25	46,1 a
4	1 x	125	= 125	58,9 ab
5	2 x	25	= 50	59,4 ab
20	1 x	125	= 125	63,1 ab
6	2 x	50	= 100	63,2 ab
8	5 x	25	= 100	80,9 abc
7	2 x	125	= 250	82,5 abc
16	1 x	125	= 125	104,7 abc
13	17 x	6,25	= 106	110,1 abc
9	5 x	50	= 250	112,0 abc
12	9 x	50	= 450	114,7 abc
11	9 x	25	= 225	122,5 abc
17	5 x	25	= 125	124,2 abc
15	17 x	25	= 425	124,9 abc
14	17 x	12,5	= 213	125,3 abc
18 (F.C.)	17 x	12,5	= 213	153,7 bc
10 (F.C.)	15 x	25	= 425	162,7 c

F.C.: Fertilisant chimique

¹ : Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes à $P = 0,05$ (Test de Duncan)

15 recevant deux fois plus de boue que le traitement 14. Malgré cela, ils affichent des résultats égaux, soit 125 mm. Par contre, le traitement 13 a reçu deux fois moins de boue que le traitement 14 et quatre fois moins que le traitement 15; cependant, il n'a que 15 mm de moins en hauteur que les traitements 14 et 15. Une si légère différence ne justifie peut-être pas d'appliquer le double ou le quadruple de boue.

Pris deux à deux, les traitements 15 et 10 puis les traitements 14 et 18 ne montrent pas de différence significative par le test de Duncan. Les traitements chimiques ont cependant une hauteur supérieure à celle des traitements avec boue malgré qu'ils aient reçu respectivement les mêmes quantités d'azote. On pourrait peut-être attribuer la plus grande croissance des semis fertilisés chimiquement aux plus grandes quantités de phosphore qu'ils ont reçues, comparativement aux quantités moindres de P qu'il y avait dans la boue. À ce sujet, Alban (1972) décrit une relation entre le P du sol et la croissance des pins rouges (*Pinus resinosa* Ait.).

Les quantités totales de P appliquées dans les traitements avec fertilisants chimiques sont de 1,57 g par pot et de 0,78 g pour les traitements 10 et 18 respectivement. Si on prend maintenant les quantités de cet élément ajoutées avec les boues, on trouve 0,135 g de P et 0,270 g de P par pot pour les traitements 14 et 15 respectivement. C'est donc dire qu'il y a près de six fois plus de phosphore assimilable dans les fertilisants chimiques que de phosphore total dans la boue. De telles proportions ont probablement une influence sur les rendements et se traduisent par des concentrations différentes de cet élément dans le feuillage, comme nous l'avons vu à la section 5.3.2.

Les traitements 3 et 19 peuvent être comparés entre eux. Ils ont reçu chacun une dose de 50 kg N/ha et présentent les mêmes hauteurs (voir le tableau 5.15). Puisque le traitement 3 a reçu de la boue en surface, tandis que celle du traitement 19 fut incorporée, on peut conclure que cette dernière opération est superflue. La même conclusion s'applique pour les traitements 4 et 20 qui ont reçu chacun 125 kg N/ha dans les mêmes conditions que les traitements 3 et 19. Par contre, le traitement 20 est meilleur que le traitement 19 et le 4 est meilleur que le 3.

Pour les traitements qui ont eu une seule application, les résultats sont en général proportionnels à la dose de boue, sauf pour le traitement 2 qui affiche un meilleur résultat que les traitements 3 et 19. Pour les traitements qui ont eu deux ou cinq applications, les résultats sont proportionnels à la dose totale. Pour les deux traitements qui ont eu neuf applications, la plus petite dose a mieux réussi que la grande. Pour les traitements qui ont eu 17 applications, la dose ne semble pas avoir d'importance.

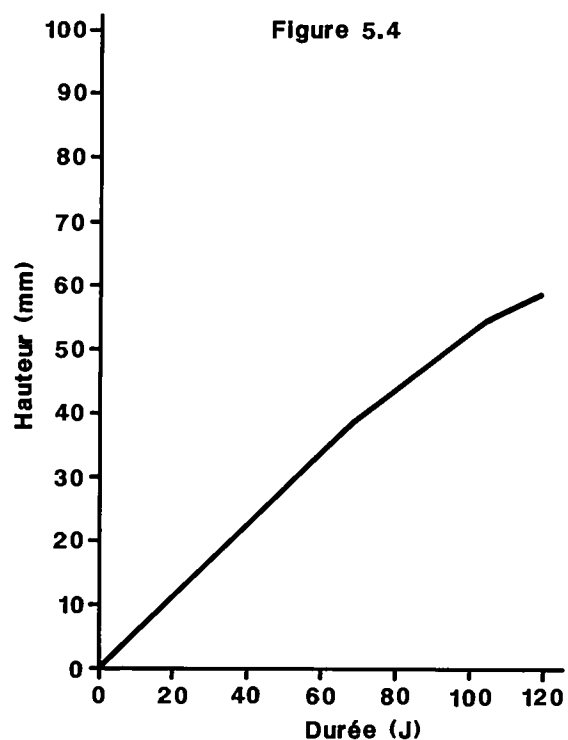
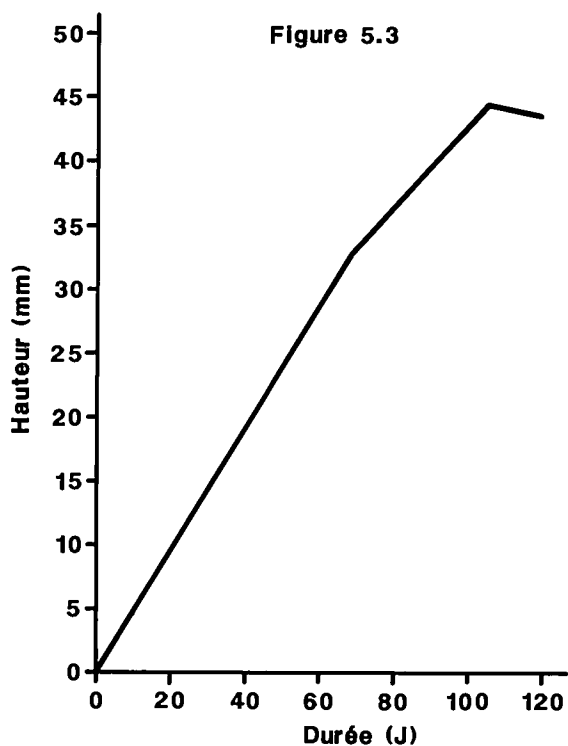
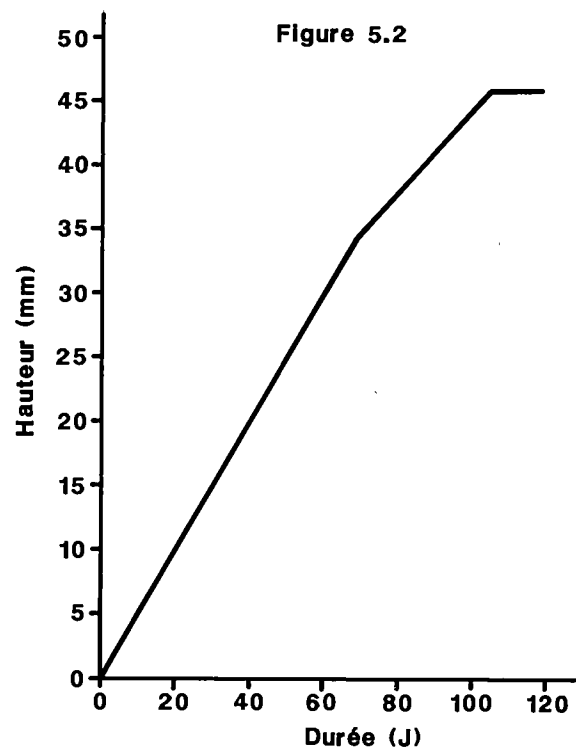
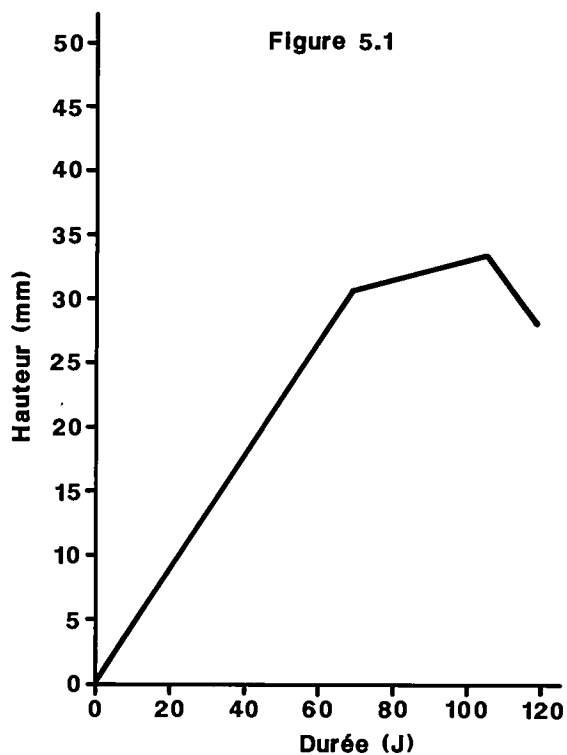
Ainsi, pour la croissance en hauteur, les meilleurs résultats ont été obtenus avec le plus grand nombre d'applications de boue, sans égard à la dose. D'un autre côté, pour les applications moins fréquentes, les meilleures croissances sont proportionnelles à la dose totale. Cette croissance en hauteur est particulièrement importante, parce que plus les arbres grandiront vite, plus ils pourront compétitionner avec les mauvaises herbes (Archie et Smith, 1981).

Une dernière comparaison peut être établie entre les traitements sur sable (traitements 4 et 8) et ceux sur sol de pépinière (traitements 16 et 17). Le traitement 16 est couplé

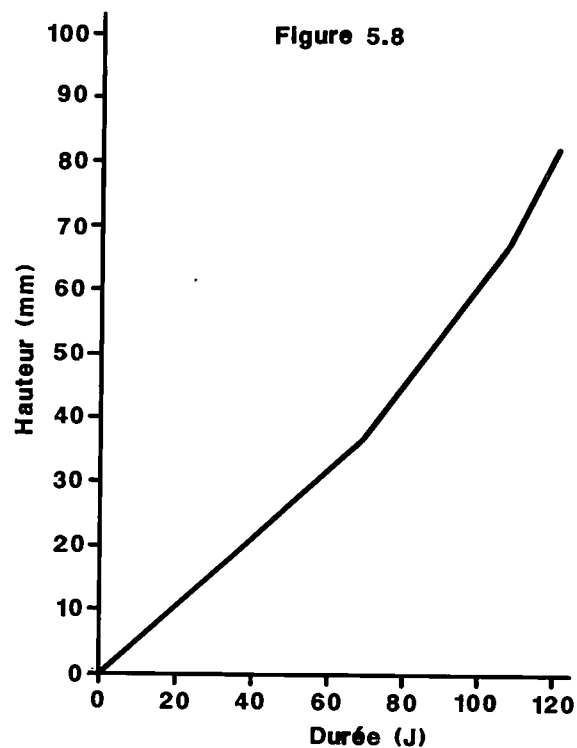
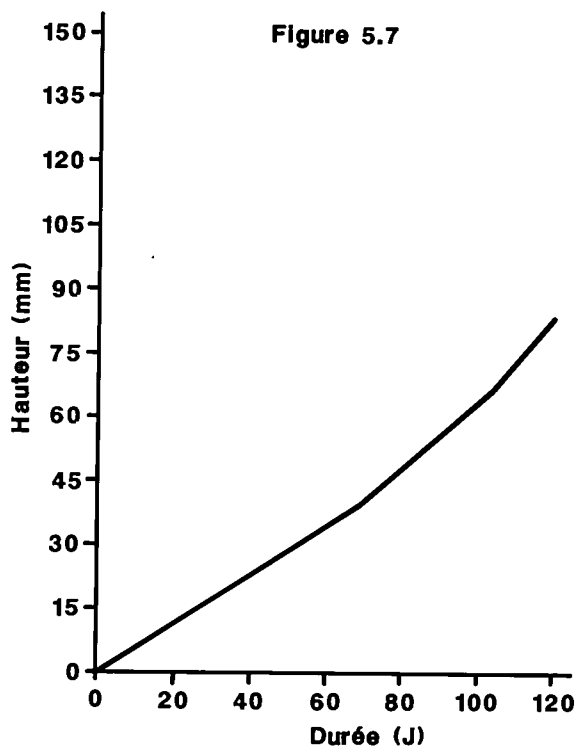
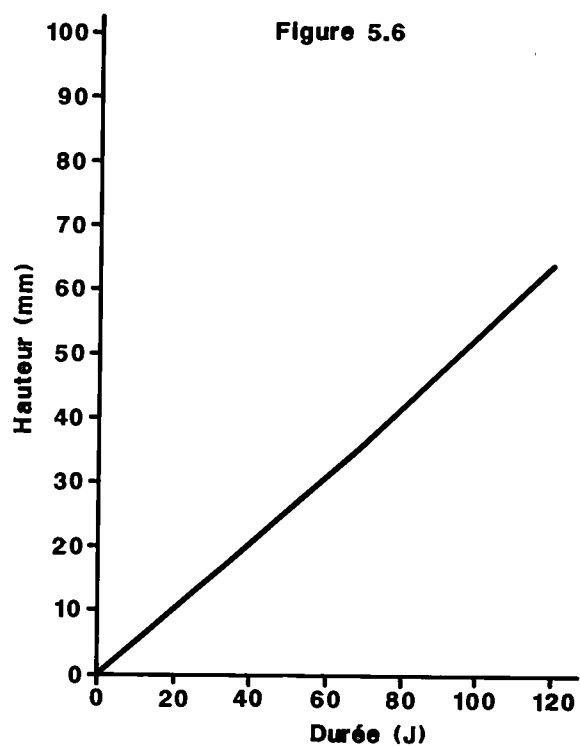
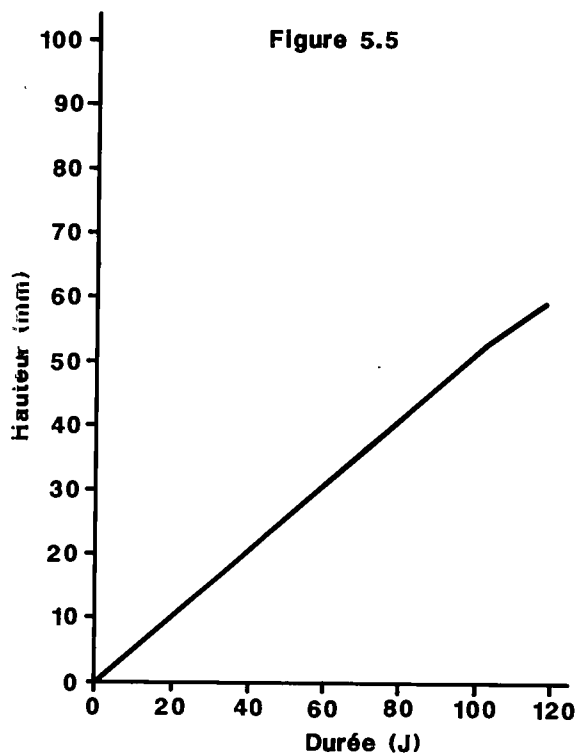
au traitement 4 et le traitement 17 au traitement 8. Les traitements sur sol de pépinière ont mieux réussi que ceux sur sable, avec 45 mm de croissance supplémentaire. L'effet des boues est quand même décelable, car le traitement 17 qui a eu cinq applications de boue produit des plants légèrement plus hauts que le traitement 16 qui n'a eu qu'une application, les doses totales étant égales. Toutefois, ici encore, le gain supplémentaire ne vaut peut-être pas toutes les manipulations additionnelles que nécessite l'épandage des boues cinq fois au lieu d'une.

Les valeurs moyennes des hauteurs par traitement ont été portées en graphique; ce sont les figures 5.1 à 5.20. En ordonnée, on trouve les hauteurs en millimètres et en abscisse le temps, soit 0, 69, 105 et 119 jours (0, 71, 95 et 119 jours pour les traitements 19 et 20). Il est à noter que les échelles des ordonnées varient d'un graphique à l'autre. On remarque d'abord le fléchissement des courbes pour les traitements 1, 2, 3 et 4. Il est certain que les semis ne se sont pas contractés à la fin de l'expérience. On doit plutôt attribuer cette anomalie à la méthode de mesure. Pour les premières séries, les plants ont été mesurés en place, dans leur milieu de culture, à partir de la surface du sol. Pour la dernière série, ils ont été mesurés hors terre, le collet servant de point de référence. Ainsi, il est possible que toutes les mesures de la dernière série soient un peu sous-évaluées, ce qui n'empêche pas les comparaisons à l'intérieur de cette séquence.

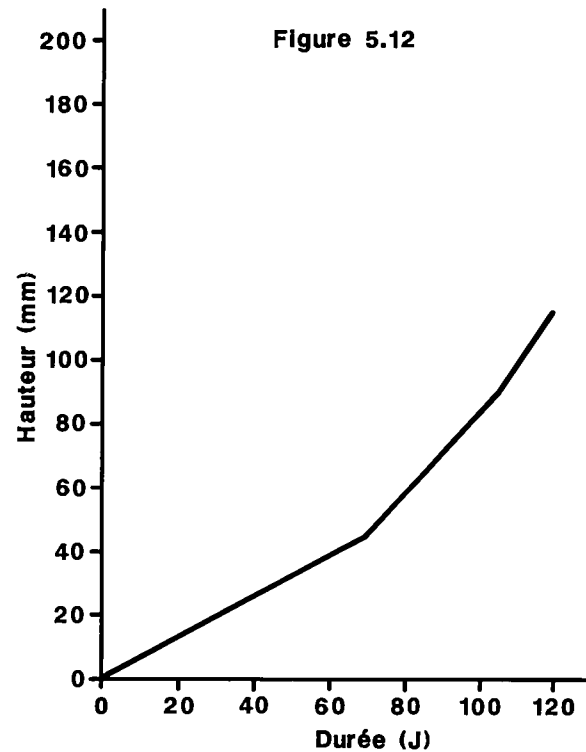
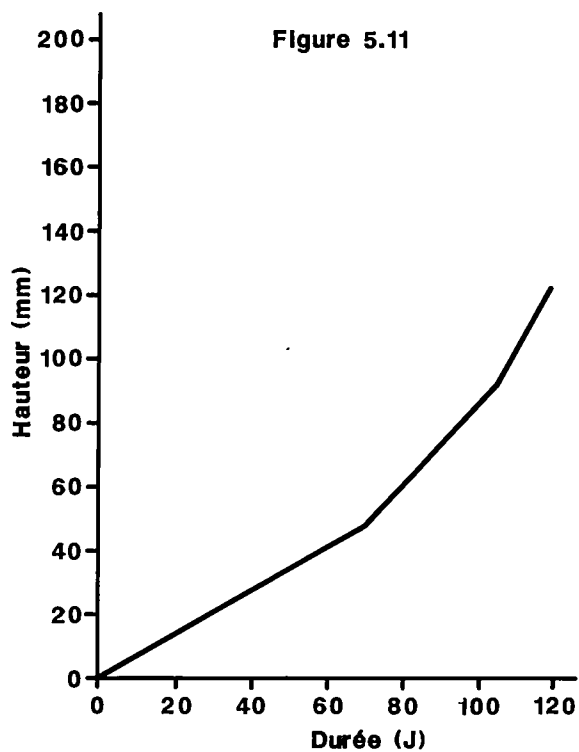
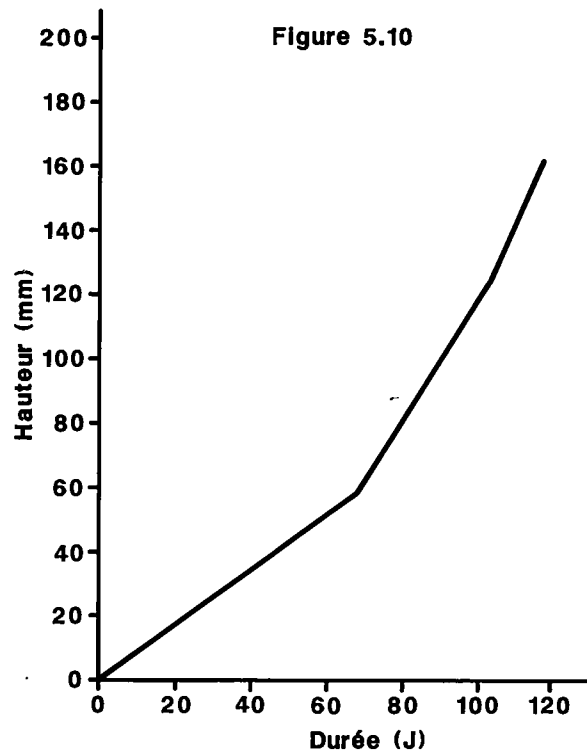
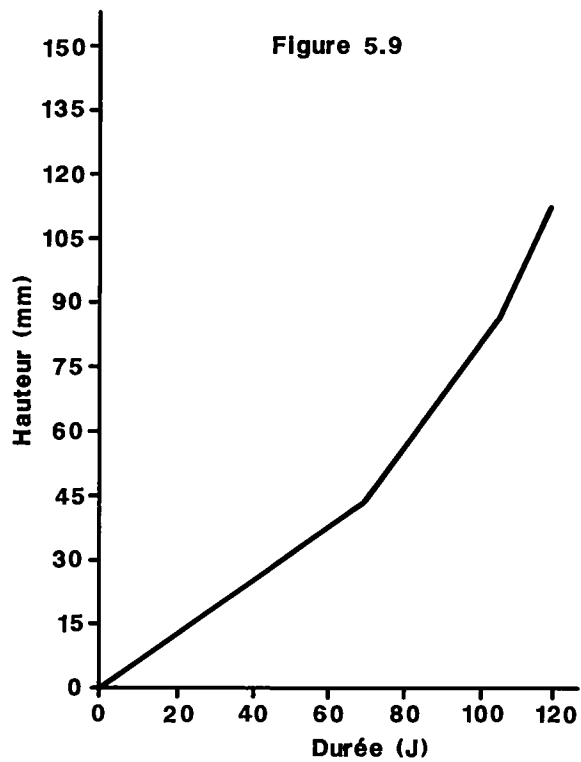
Les figures 5.1 à 5.20 illustrent différents rythmes de croissance. On constate que les traitements 1, 2, 3, 4 et 19 se dirigent vers un plateau, que les traitements 5, 6 et 20 conservent une croissance régulière et que les traitements 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17 et 18 ont une croissance exponentielle. Peut-être les semis des traitements 1, 2, 3, 4, 5, 6,



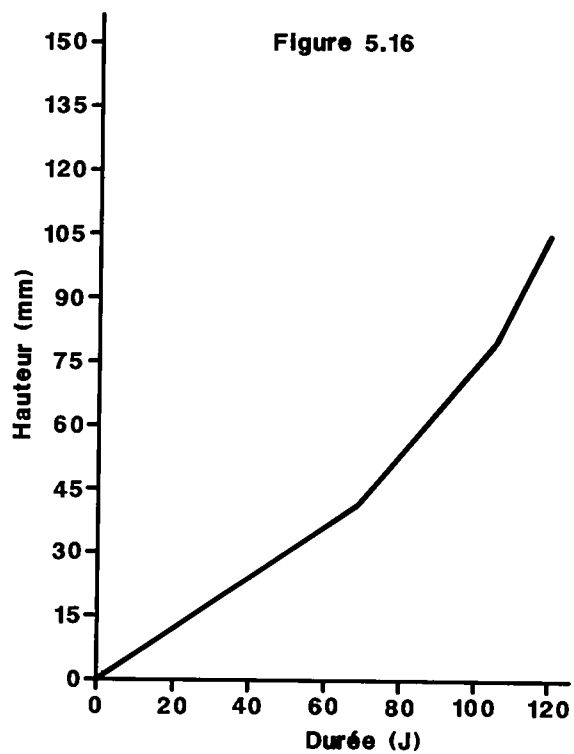
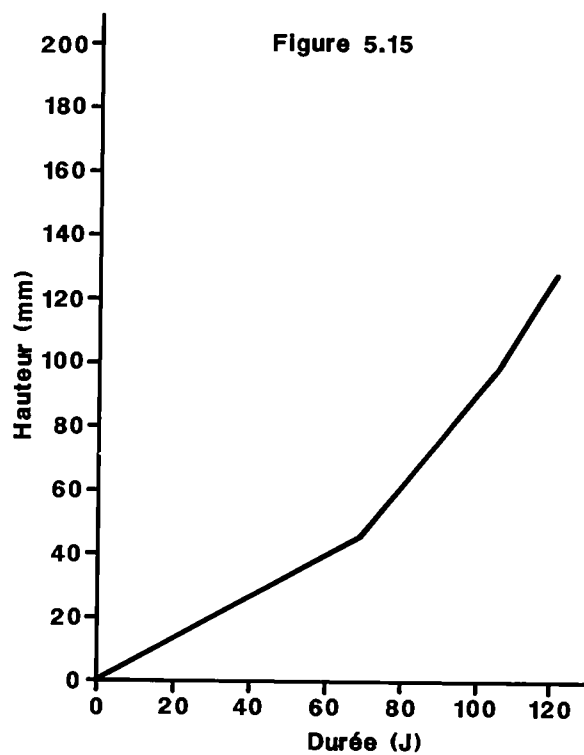
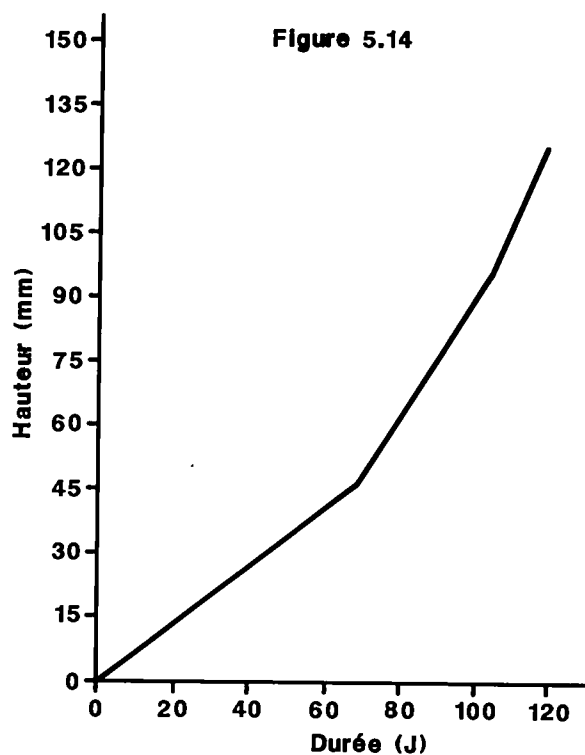
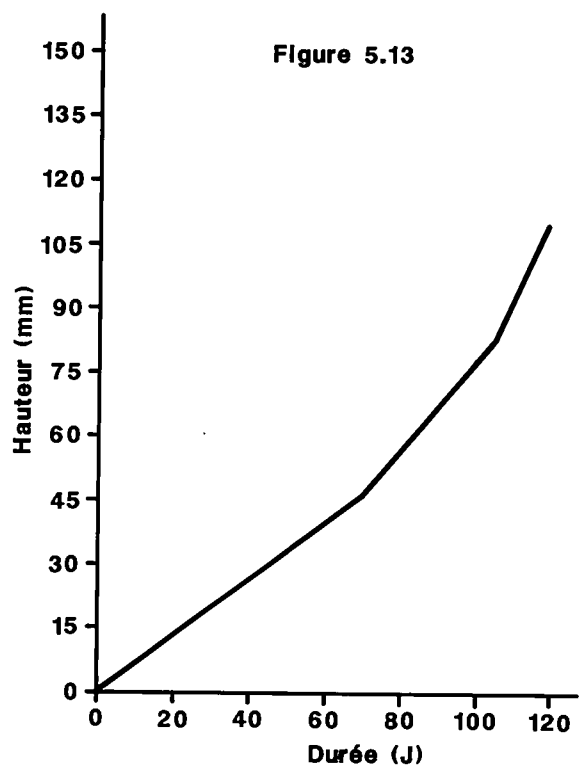
Figures 5.1 à 5.4: Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour les traitements 1 à 4 respectivement



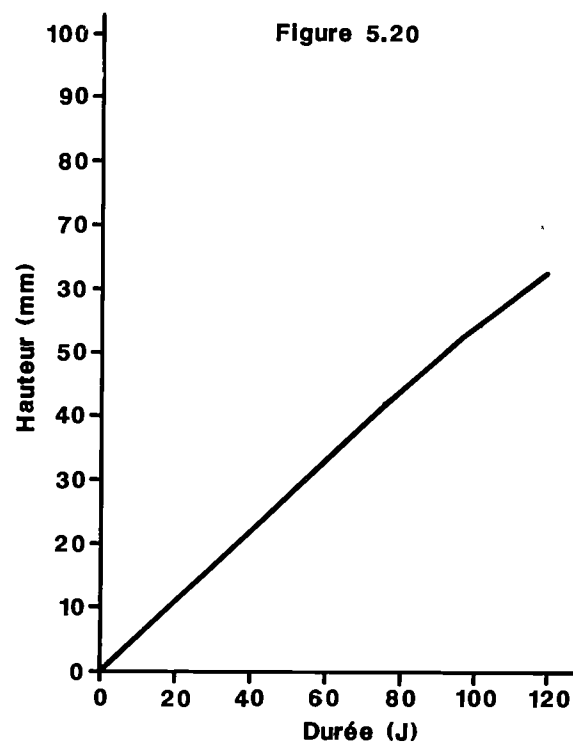
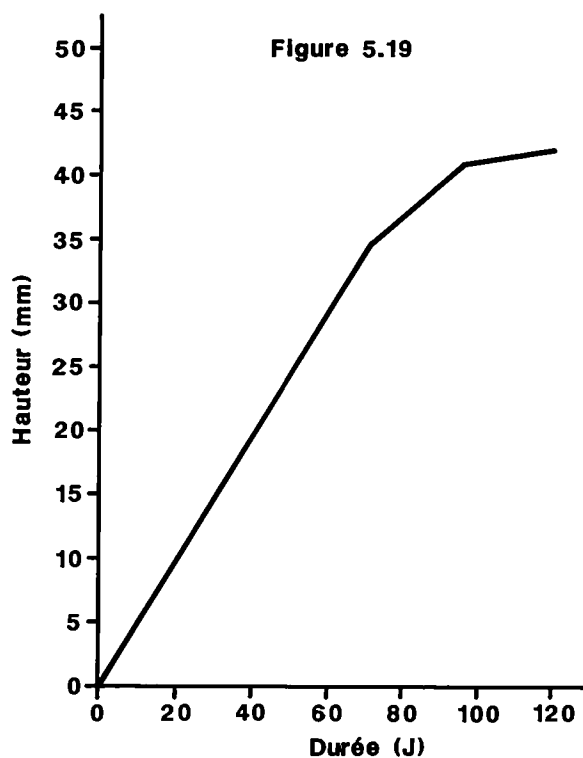
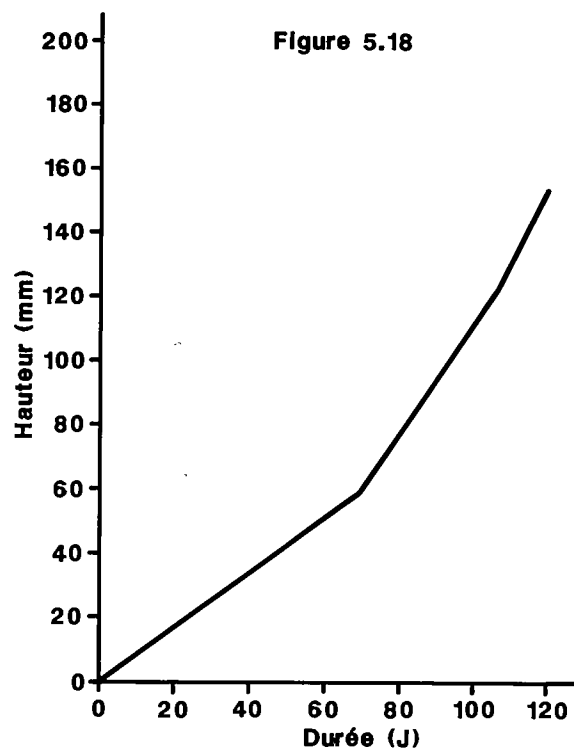
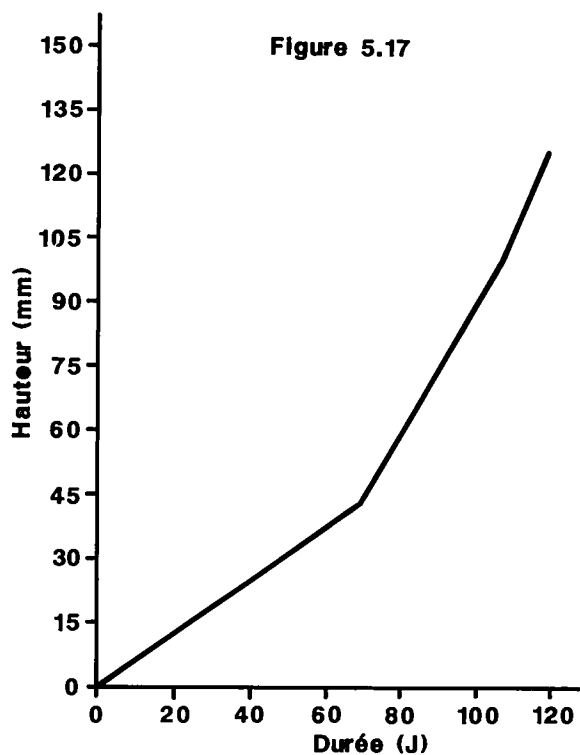
Figures 5.5 à 5.8: Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour les traitements 5 à 8 respectivement



Figures 5.9 à 5.12: Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour les traitements 9 à 12 respectivement



Figures 5.13 à 5.16: Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour les traitements 13 à 16 respectivement



Figures 5.17 à 5.20: Évolution de la croissance moyenne en hauteur dans le temps pour les traitements 17 à 20 respectivement

19 et 20 ont-ils utilisé tous les éléments nutritifs qu'ils avaient à leur disposition, alors que les semis des autres traitements ne l'ont pas fait. Si l'expérience s'était poursuivie sur plus d'une année, les différences entre les traitements auraient pu être plus marquées, comme le signale Brockway (1983) qui dit qu'une période de 2 à 5 ans est nécessaire pour obtenir les meilleurs résultats de croissance à la suite d'une fertilisation. Bledsoe et Zasoski (1981) affirment que la croissance est plus marquée dans la deuxième année de croissance après fertilisation.

Deux séquences de photos sont présentées pour démontrer l'évolution des plants au cours de l'expérience. La première série (photos 8 à 11) illustre le traitement 1. On voit que du début jusqu'à la fin les semis gagnent peu en hauteur. La deuxième série (photos 12 à 15) présente le traitement 12. On peut constater une évolution en hauteur pour les semis de ce traitement.

5.3.4.2 Croissance en diamètre

Des mesures de diamètre au collet ont été prises à la fin de l'expérience. Le tableau 5.16 présente les résultats par ordre croissant. Pour l'analyse de variance, le test de F est très significatif entre les traitements et n'est pas significatif entre les répétitions.

Le test de Duncan montre plus de différences significatives pour les diamètres que pour les hauteurs finales. Les moyennes sont classées dans cinq groupes. Les traitements qui ont reçu 17 fois des boues sont ceux qui présentent les meilleurs résultats (sauf pour le traitement 13). Les traitements qui ont reçu neuf fois des boues ont des diamètres moyens

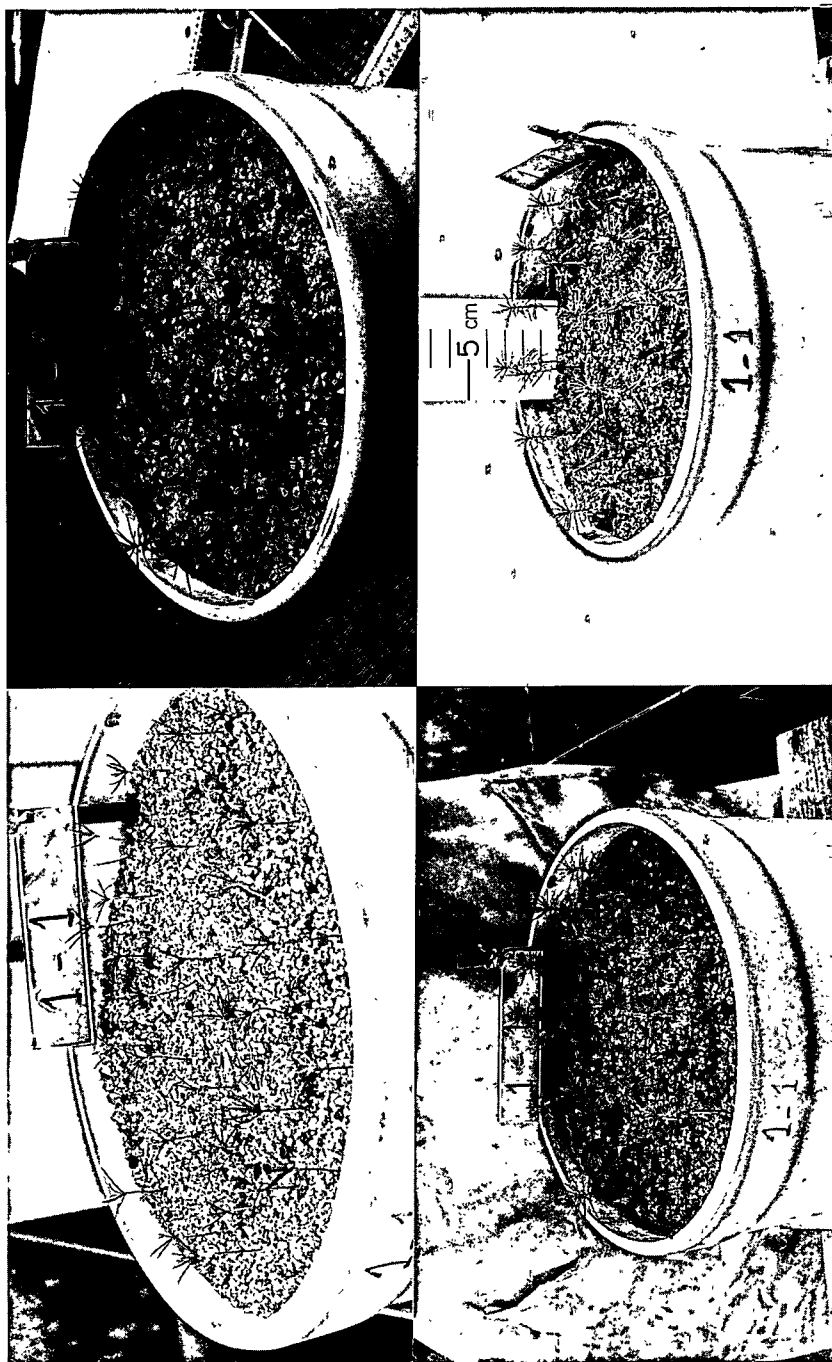


Photo 8 à photo 11: Traitement 1, répétition 1, après 25, 69, 105 et 119 jours de croissance

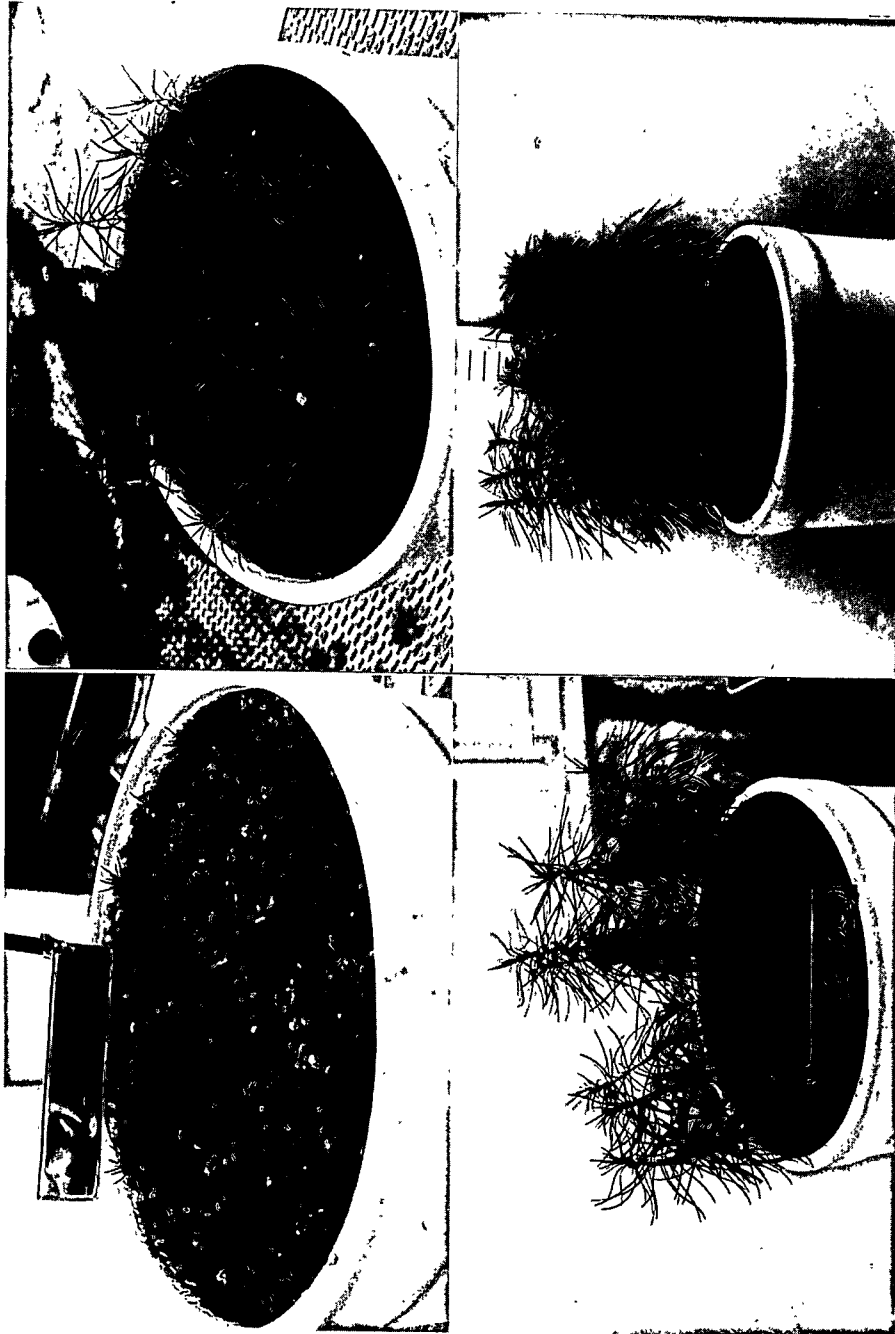


Photo 12 à photo 15: Traitement 12, répétition 2, après 25, 69,
105 et 119 jours de croissance

Tableau 5.16: Diamètres moyens au collet à la fin de l'expérience

N° de traitement	Quantité d'azote reçue (kg N/ha)			Diamètre moyen (mm)
1			0	0,583 a ¹
3	1 x	50	= 50	0,734 ab
2	1 x	25	= 25	0,766 abc
19	1 x	50	= 50	0,767 abc
5	2 x	25	= 50	0,845 abc
4	1 x	125	= 125	0,907 abc
6	2 x	50	= 100	0,948 abc
20	1 x	125	= 125	1,070 abc
8	5 x	25	= 125	1,100 abcd
7	2 x	125	= 250	1,146 abcd
13	17 x	6,25	= 106	1,425 abcde
16	1 x	125	= 125	1,459 abcde
9	5 x	50	= 250	1,477 abcde
12	9 x	50	= 450	1,596 abcde
11	9 x	25	= 225	1,621 abcde
17	5 x	25	= 125	1,643 abcde
14	17 x	12,5	= 213	1,656 bcde
15	17 x	25	= 425	1,803 cde
18	17 x	12,5	= 213	2,135 de
10	17 x	25	= 425	2,261 e

¹ Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes à $P = 0,05$ (Test de Duncan)

plus gros que ceux qui ont reçu cinq applications. Les traitements qui ont reçu une ou deux applications montrent peu de différences entre eux et sont plus petits que les traitements avec plusieurs applications.

Les traitements avec boue enfouie présentent des résultats légèrement meilleurs, à dose égale, que leurs équivalents fertilisés en surface. Les traitements sur sol de pépinière (traitements 16 et 17) comparés à ceux ayant reçu les mêmes doses sur sable (traitements 4 et 8) présentent de meilleurs résultats. Quant aux deux traitements avec des fertilisants chimiques (traitements 10 et 18), ils dépassent leurs équivalents fertilisés avec des boues.

5.3.4.3 Mesure de la biomasse

La biomasse est divisée en deux parties: il y a la biomasse souterraine, qui comprend les racines, et la biomasse aérienne, qui comprend les tiges et les feuilles, regroupées sous le vocable "tige".

Biomasse des racines

Le tableau 5.17 présente les résultats des mesures de la biomasse moyenne des racines par ordre croissant. Pour l'analyse de variance, le test de F est très significatif entre les traitements et significatif entre les répétitions (les moyennes des répétitions 2 et 3 sont plus élevées que celles des répétitions 1 et 4).

On remarque qu'il y a plusieurs groupes dans le tableau 5.17. Ce sont les applications répétées qui affichent les meilleurs résultats, mais la dose appliquée chaque fois pour

Tableau 5.17: Biomasse moyenne des racines à la fin de l'expérience

N° de traitement	Quantité d'azote reçue (kg N/ha)			Biomasse moyenne des racines (mg)
1			0	6,5 a ¹
3	1 x	50	= 50	9,8 ab
19	1 x	50	= 50	10,5 ab
6	2 x	50	= 100	12,2 ab
2	1 x	25	= 25	13,4 abc
4	1 x	125	= 125	13,8 abc
5	2 x	25	= 50	13,9 abc
7	2 x	125	= 250	15,7 abcd
8	5 x	25	= 125	17,5 bcde
20	1 x	125	= 125	18,5 bcde
9	5 x	50	= 250	23,9 cdef
16	1 x	125	= 125	24,8 def
12	9 x	50	= 450	24,8 def
13	17 x	6,25	= 106	26,1 def
11	9 x	25	= 225	27,6 ef
15	17 x	25	= 425	30,8 f
14	17 x	12,5	= 213	31,4 f
17	5 x	25	= 125	31,8 f
18	17 x	12,5	= 213	54,6 g
10	17 x	25	= 425	58,2 g

¹ Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes à $P = 0,05$ (Test de Duncan)

des traitements ayant reçu le même nombre d'applications ne semble pas avoir d'importance. La même observation s'applique pour les traitements ayant reçu une, deux ou cinq applications.

Pour les traitements sur sol de pépinière (traitements 16 et 17), les résultats sont meilleurs avec cinq applications qu'avec une seule. Les traitements chimiques (traitements 10 et 18) se distinguent complètement des traitements avec boue (traitements 2 à 9 et 11 à 17, 19, 20) en formant un groupe distinct, identifié par la lettre "g". Les traitements 14 et 15 se classent dans le même groupe que le traitement 17. On peut donc penser que, pour la durée de l'expérience au moins, le milieu de culture (sable) a été assez amélioré pour permettre d'atteindre des rendements comparables à ceux du sol de pépinière.

Biomasse des tiges

La biomasse des tiges est une mesure qui est particulièrement intéressante car elle permet de constater plus complètement les résultats d'une expérience. Non seulement intègre-t-elle la hauteur et le diamètre des tiges, mais c'est de plus la valeur qui est finalement recherchée dans la production de fibres, puisqu'elle donne la matière totale produite. Le tableau 5.18 présente les mesures des biomasses moyennes des tiges par ordre croissant. Pour l'analyse de variance, le test de F est très significatif entre les traitements et non significatif entre les répétitions.

On constate la présence de sept groupes. Les traitements ayant les plus petites masses sont ceux qui ont reçu une seule application de boue. Par contre, la dose totale d'azote combinée au nombre d'applications semble avoir un effet. C'est ainsi que la dose de 125 kg N/ha est meilleure que les doses de

Tableau 5.18: Biomasse moyenne des tiges à la fin de l'expérience

N° de traitement	Quantité d'azote reçue (kg N/ha)	Biomasse moyenne des tiges (mg)
1	0	17,6 a ¹
3	1 x 50 = 50	33,8 ab
19	1 x 50 = 50	37,3 ab
2	1 x 25 = 25	38,3 ab
5	2 x 25 = 50	53,5 ab
4	1 x 125 = 125	56,1 ab
6	2 x 50 = 100	62,3 ab
20	2 x 125 = 125	87,6 bc
8	5 x 25 = 125	90,6 bcd
7	2 x 125 = 250	92,2 bcd
13	17 x 6,25 = 106	149,3 cdef
9	5 x 50 = 250	155,0 def
16	1 x 125 = 125	165,4 ef
12	9 x 50 = 450	176,2 f
11	9 x 25 = 225	190,6 f
14	17 x 12,5 = 213	200,4 f
17	5 x 25 = 125	213,6 f
15	17 x 25 = 425	218,5 f
18	17 x 12,5 = 213	338,1 g
10	17 x 25 = 425	365,0 g

¹ Les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes à $P = 0,05$ (Test de Duncan)

50 kg N/ha et 25 kg N/ha. De plus, à l'intérieur de la dose de 125 kg N/ha, cinq applications de 25 kg N/ha ont produit plus de biomasse qu'une seule application de 125 kg N/ha.

Si on passe aux traitements ayant reçu plus d'applications (groupe f), ce sont ceux qui ont reçu plus de boue en tout qui présentent les meilleurs résultats, sauf pour les traitements 11 et 12 où c'est l'inverse. Ici encore, les traitements sur sol de pépinière (16 et 17) se classent dans les groupes les plus productifs et ceux avec des fertilisants chimiques (10 et 18, groupe g) affichent des résultats qui les distinguent de tous les autres groupes (a à f). Il convient de rappeler que cela peut être attribué aux plus grandes quantités de phosphore contenues dans les fertilisants chimiques comparativement à celles contenues dans les boues, comme nous l'avons discuté précédemment (section 5.3.2.1, Croissance en hauteur).

5.3.4.4 Conclusion

Globalement, les boues sont un bon fertilisant forestier quand il s'agit d'améliorer un substrat pour la croissance des semis de mélèze laricin (*L. laricina*). Même si cette expérience a été menée en serre, rien n'indique que des résultats différents seraient obtenus sur le terrain. Le tableau 5.19 est un sommaire de toutes les mesures de croissance présentées aux tableaux 5.13 à 5.18.

Il est difficile d'identifier la dose et le nombre d'applications exactes qu'il serait idéal de faire. D'une part, les résultats expérimentaux indiquent que, pour une même dose totale, la production de biomasse est plus grande avec des applications répétées comparativement à une application massive (le traitement 9 est meilleur que le traitement 7 et le 8 est meilleur que le 4). D'autre part, les coûts associés à

Tableau 5.19: Moyennes des hauteurs après diverses périodes et des diamètres, masses foliaires et masses racinaires à la fin de l'expérience

N° de traitement	Caractéristiques finales	Hauteur moyenne après 69 jours ² (mm)	Hauteur moyenne après 105 jours ³ (mm)	Hauteur moyenne après 119 jours (mm)	Diamètre moyen après 119 jours (mm)	Masses foliaire moyenne après 119 jours (mg)	Masses racinaire moyenne après 119 jours (mg)
1	Témoin, Sa	30,8 a ⁴	33,6 a	27,9 a	0,58 a	17,6 a	6,5 a
2	B, Sa, Su, 1x 25 = 251	34,5 abc	46,1 abc	46,1 a	0,77 abc	38,3 ab	13,4 abc
3	B, Sa, Su, 1x 50 = 50	33,1 ab	44,5 ab	43,6 a	0,73 ab	33,8 ab	9,8 ab
4	B, Sa, Su, 1x125 = 125	38,9 abc	55,1 abc	58,9 ab	0,91 abc	56,1 ab	13,8 abc
5	B, Sa, Su, 2x 25 = 50	35,3 abc	53,7 abc	59,4 ab	0,85 abc	53,5 ab	13,9 abc
6	B, Sa, Su, 2x 50 = 100	35,4 abc	55,4 abc	63,2 ab	0,95 abc	62,3 ab	12,2 ab
7	B, Sa, Su, 2x125 = 250	39,6 abc	67,5 abc	82,5 abc	1,15 abcd	92,2 bcd	15,7 abcd
8	B, Sa, Su, 5x 25 = 125	36,9 abc	65,5 abc	80,9 abc	1,10 abcd	90,6 bcd	17,5 bcde
9	B, Sa, Su, 5x 50 = 250	42,8 abc	86,0 abc	112,0 abc	1,48 abcde	155,0 def	23,9 cdef
10	Fc, Sa, Su, 17x 25 = 425	58,2 bc	125,5 c	162,7 c	2,26 e	385,0 g	58,2 g
11	B, Sa, Su, 9x 25 = 225	47,2 abc	92,2 abc	122,5 abc	1,62 abcde	190,6 f	27,6 ef
12	B, Sa, Su, 9x 50 = 450	44,3 abc	90,1 abc	114,7 abc	1,60 abcde	176,2 f	24,8 def
13	B, Sa, Su, 17x 6,25 = 106	45,8 abc	83,4 abc	110,1 abc	1,43 abcde	149,3 cdef	26,1 def
14	B, Sa, Su, 17x 12,5 = 213	46,8 abc	96,5 abc	125,3 abc	1,66 bcde	200,4 f	31,4 f
15	B, Sa, Su, 17x 25 = 425	46,2 abc	98,3 abc	124,9 abc	1,80 cde	218,5 f	30,8 f
16	B, SP, Su, 1x125 = 125	41,7 abc	79,5 abc	104,7 abc	1,46 abcde	165,4 ef	24,8 def
17	B, SP, Su, 5x 25 = 125	42,6 abc	97,3 abc	124,2 abc	1,64 abcde	213,6 f	31,8 f
18	Fc, Sa, Su, 17x 12,5 = 213	59,4 c	121,7 bc	153,7 bc	2,14 de	338,1 g	54,6 g
19	B, Sa, En, 1x 50 = 50	34,9 abc	41,0 ab	42,2 a	0,77 abc	37,3 ab	10,5 ab
20	B, Sa, En, 1x125 = 125	40,2 abc	52,7 abc	63,1 ab	1,07 abc	87,6 bc	18,5 bcde
	1 = kg N/ha	2 = après 71 jours pour les traitements 19 et 20	3 = après 95 jours pour les traitements 19 et 20				

⁴ : Dans une même colonne, les moyennes suivies d'une même lettre ne sont pas significativement différentes à P = 0,05 (Test de Duncan)

8 = traitement avec boue

Fc = traitement avec fertilisant chimique

Sa = traitement sur sable

SP = traitement sur sol de pépinière

Su = boue appliquée en surface

En = boue enfouie dans 10 cm de sable

plusieurs applications sont plus élevés. De plus, pour un même nombre d'applications, des doses plus grandes produisent de meilleurs résultats (le traitement 15 est meilleur que le 14, lui-même meilleur que le 13). Les résultats indiquent aussi qu'un plus grand nombre d'applications avec des petites doses chaque fois est meilleur qu'un plus petit nombre d'applications avec des doses plus grandes (le traitement 14 est meilleur que le traitement 12). Le traitement 13 est une exception car cette dose de 6,25 kg N/ha par semaine ne produit jamais les meilleurs résultats.

Il aurait été intéressant d'étudier le comportement d'un traitement ayant reçu une application (massive) de 425 ou 450 kg N/ha pour le comparer avec les traitements qui ont reçu cette dose de façon cumulative. Finalement, nous ne pouvons pas déterminer si l'enfouissement est préférable à la fertilisation en surface, les différences entre ces traitements n'étant pas assez importantes.

5.3.5 RELATIONS DE CROISSANCE

Le but ultime de la fertilisation est d'augmenter la croissance. Ainsi, que les plantes présentent de fortes concentrations en éléments nutritifs ou en métaux n'est pas important en soi si ces concentrations ne se traduisent pas par plus de matière ligneuse (Brockway et al., 1979).

Dans cette section, nous étudions par régression multiple les quatre variables discutées dans la section 5.3.4, soit la hauteur finale, le diamètre final, la masse racinaire et la masse des tiges, en fonction des quantités de boues ajoutées, des concentrations des éléments dans les tiges et les racines et des éléments échangeables et totaux dans les profils supérieurs des substrats de croissance. Nous cherchons quelles sont les variables qui ont le plus d'influence sur la production.

5.3.5.1 Croissance en hauteur

Pour la croissance en hauteur finale, la variable la plus significative est la concentration en azote des tiges, ce qui est aussi l'avis de Brazeau et Bernier (1973). Avec un coefficient de corrélation de 0,882, cette variable permet d'expliquer 78 p. 100 de la variation.

La deuxième variable la plus significative est la concentration en phosphore des racines. Il y a une relation entre cette variable et la croissance en hauteur et son coefficient de corrélation est de 0,869. Ajoutée à la première variable, elle permet d'expliquer un supplément de 5,4 p. 100 de la variation. Nous avons donc maintenant un modèle à deux variables indépendantes qui explique 83 p. 100 de la variation, avec un coefficient de corrélation de 0,912.

La troisième variable la plus significative est la concentration en azote des racines. Avec la croissance en hauteur, elle a un coefficient de corrélation de 0,865. Cependant, selon la méthode de régression multiple, ce n'est pas cette variable qui obtient le troisième rang, mais la quantité de boue appliquée. Avec un coefficient de corrélation de 0,736 et ajoutée aux deux premières variables indépendantes, nous avons un modèle à trois variables qui explique 86 p. 100 de la variation avec un coefficient de corrélation de 0,925.

Nous pouvons continuer ainsi jusqu'à épuisement de toutes les variables indépendantes. Le modèle s'allonge et se complique chaque fois pour ne donner qu'une légère augmentation du pourcentage de la variation expliquée. Nous avons voulu nous en tenir aux modèles les plus simples possibles. Ainsi, on peut représenter la fonction de croissance en hauteur des mélèzes

laricins croissant sur sable et fertilisés avec des boues dans notre expérience par:

$$H = -39,7 + 57,8 ([N]_{\text{tiges}}) + 0,02 ([P]_{\text{racines}})$$

avec 83 p. 100 de la variation expliquée et un coefficient de corrélation de 0,912.

5.3.5.2 Croissance en diamètre

Pour la croissance en diamètre final, la variable la plus significative est encore la concentration en azote des tiges. Cette fois-ci, elle a un coefficient de corrélation de 0,869 et permet d'expliquer 75 p. 100 de la variation.

La deuxième variable la plus significative est de nouveau la concentration en phosphore dans les racines. Ajoutée à la première, elle permet d'expliquer 5,9 p. 100 de la variation supplémentaire avec un coefficient de corrélation de 0,864.

La troisième variable est la quantité de boue ajoutée en kg/ha (base sèche). Ajoutée aux deux premières, elle permet d'expliquer 6,0 p. 100 de la variation supplémentaire et a un coefficient de corrélation de 0,793.

La fonction de croissance en diamètre des mélèzes laricins croissant sur sable et fertilisés avec des boues dans notre expérience peut être représentée par:

$$D = 8,56 + 27,10 ([N]_{\text{tiges}}) + 0,02 ([P]_{\text{racines}}) + 0,0045$$

(Quantité de boue appliquée, en kg/ha, base sèche)

avec 87 p. 100 de la variation expliquée et un coefficient de corrélation de 0,935.

5.3.5.3 Masse racinaire

Pour la masse racinaire, la variable la plus significative est la concentration de phosphore dans les racines. Cette variable permet d'expliquer 62 p. 100 de la variation et a un coefficient de corrélation de 0,787.

La deuxième variable la plus significative est la concentration en azote des racines. Elle a un coefficient de corrélation de 0,682. Cependant, selon la méthode de régression multiple, ce n'est pas elle qui obtient le second rang, mais la concentration de fer dans les tiges. Cette variable, ajoutée à la première, permet d'expliquer 7,0 p. 100 de variation supplémentaire malgré son coefficient de corrélation avec la masse racinaire de -0,065. Ce modèle à deux variables indépendantes explique 69 p. 100 de la variation et a un coefficient de corrélation de 0,830.

La variable qui obtient le troisième rang est la concentration d'aluminium échangeable dans le profil supérieur des sols. Le pourcentage de variation supplémentaire expliquée est de 3,8 p. 100 et le coefficient de corrélation de ce modèle est de 0,853.

La variable qui obtient le quatrième rang est la concentration de fer dans les racines. Le pourcentage de variation supplémentaire expliquée est de 4,2 p. 100 et le coefficient de corrélation de ce modèle est de 0,877.

Il semble inutile d'aller plus loin et la fonction de la masse racinaire des mélèzes laricins croissant sur sable et

fertilisés avec des boues dans notre expérience peut être représentée par:

$$MR = -207 + 0,09 ([P]_{\text{racines}}) + 0,67 ([Al\text{-}éch]_{\text{sol-haut}}) + 0,05 ([Fe]_{\text{racines}}) - 0,50 ([Fe]_{\text{tiges}})$$

avec 77 p. 100 de la variation expliquée et un coefficient de corrélation de 0,877.

Malgré que cette fonction soit plus complexe que les deux précédentes, elle n'explique pas plus de variation et son coefficient de corrélation est même plus bas que ceux des deux autres fonctions.

5.3.5.4 Masse des tiges

Pour la masse des tiges, la variable la plus significative est la concentration en phosphore des racines. Cette variable permet d'expliquer 77 p. 100 de la variation et a un coefficient de corrélation de 0,877.

La deuxième variable choisie est la concentration d'aluminium échangeable dans les profils supérieurs des sols. Cette variable permet d'expliquer 2,9 p. 100 de variation supplémentaire et son coefficient de corrélation est de 0,640.

Le troisième variable choisie est la concentration de NO_3^- dans les profils supérieurs des sols. Cette variable permet d'expliquer 2,8 p. 100 de la variation supplémentaire et a un coefficient de corrélation de 0,689.

La fonction de la masse des tiges des mélèzes laricins croissant sur sable et fertilisés avec des boues dans notre expérience peut être représentée par:

$$MT = -2\ 047 + 0,79 ([P]_{\text{racines}}) + 3,69 ([Al\text{-}éch]_{\text{sol-haut}}) + 21,01 [NO_3]_{\text{sol-haut}}$$

avec 83 p. 100 de la variation expliquée et un coefficient de corrélation de 0,909.

5.3.5.5 Conclusion

Cet exercice nous permet de constater que la quantité de boue appliquée a peu d'effets directs sur la production de biomasse dans cette expérience. Les variables qui ont le plus d'effet sur cette production sont les concentrations en azote et en phosphore dans les tissus végétaux. Les concentrations en K n'entrent pas en jeu, ce qui suggère que cet élément n'était pas limitatif. Morrison (1974) arrive aux mêmes conclusions.

Il est important de rappeler que ces éléments nutritifs proviennent des boues. Miller (1983) écrit que la minéralisation de l'azote dans les sols est bien corrélée à la croissance des arbres. Ainsi, les concentrations d'azote et de phosphore dans les tiges ont des coefficients de corrélation avec les quantités de boues appliquées de 0,726 et 0,606 respectivement, alors que ces mêmes éléments dans les racines ont des coefficients de corrélation de 0,682 et 0,601 respectivement. Il semble donc probable que c'est l'ajout des boues qui a favorisé la croissance, grâce à l'azote (Cole, 1981) et au phosphore qu'elles contiennent, et que la présence des autres éléments n'a pas eu d'effet significatif.

5.4 ANALYSE COMPLÉMENTAIRE SUR LES MÉTAUX LOURDS

Comme nous l'avons présenté à la section 5.2.3, une analyse complémentaire a été faite pour quatre métaux lourds, soit le cadmium, le chrome, le nickel et le plomb. Le tableau 5.20 présente les résultats des concentrations moyennes et des écarts-types de ces métaux lourds dans les tissus végétaux pour les traitements 1, 2 et 15. Le traitement 2 est le résultat de la répétition 4, alors que pour les traitements 1 et 15, ce sont les moyennes des quatre répétitions.

On constate que les métaux lourds ne se concentrent pas dans les tiges. On observe même des concentrations supérieures dans le traitement 1 par rapport au traitement 15. Il est possible que l'effet de dilution (discuté à la section 5.3.2) soit responsable de ces résultats. Sopper et Kerr (1980) arrivent à la même conclusion. Cependant, une concentration de 4,3 µg/g de nickel dans les tiges du traitement 1 pourrait résulter d'une contamination, car rien ne peut expliquer la présence de ce métal dans ces tissus. De plus, les analyses de percolat du traitement 21 (tableau 5.21) indiquaient toujours des concentrations de Ni sous le seuil de détection ($\leq 0,01$ mg/l). On peut donc supposer que l'eau d'irrigation en était exempte.

En ce qui concerne les racines, les concentrations sont plus élevées dans les tissus du traitement 15 que dans ceux du traitement 2. Il semble toutefois que les métaux lourds restent dans cette partie des plantes et ne sont pas transférés aux tiges, comme le signale Morin (1981). On assiste donc à une certaine forme d'immobilisation ou de décontamination du sol, si on peut s'exprimer ainsi. On ne peut pas établir que les métaux lourds ont ralenti la croissance, comme en témoignent les résultats où le traitement 15 présente les meilleures performances pour toutes les mesures effectuées.

Tableau 5.20: Concentrations moyennes des métaux lourds dans quelques tissus végétaux

Tissus	N° de traitement	Concentration des métaux en µg/g			
		Cd	Cr	Ni	Pb
Tiges	1	0,110 ± 0,022	1,070 ± 0,143	4,288 ± 1,356	< S.D.
	15	0,095 ± 0,018	1,022 ± 0,169	1,597 ± 0,383	< S.D.
Racines	2	0,120	2,510	2,998	< S.D.
	15	0,356 ± 0,060	3,172 ± 1,605	5,385 ± 0,830	0,175 ± 0,236
Seuil de détection de l'appareil (µg/l)		0,2	1,0	3,0	2,0

Tableau 5.21: Concentrations moyennes des métaux lourds dans quelques sols utilisés pour les expériences et dans les percolats.

Profil	N° de traitement	Concentration des métaux en µg/g			
		Cd	Cr	Ni	Pb
Supérieur	1	0,010 ± 0,001	20,0 ± 14,6	1,1 ± 0,7	0,34 ± 0,07
	15	0,012 ± 0,002	22,5 ± 4,9	1,9 ± 0,3	0,30 ± 0,04
	21	0,010	42,0	2,2	0,10
	22	0,010	36,0	1,9	0,16
	23	0,009	35,0	2,8	0,10
	24	0,009	34,0	2,0	0,09
	25	0,009	24,0	1,8	0,09
Inférieur	1	0,009 ± 0,001	21,8 ± 6,7	0,7 ± 0,8	0,34 ± 0,01
	15	0,008 ± 0,001	23,0 ± 6,7	0,9 ± 0,7	0,38 ± 0,06
	21	0,008	28,0	2,1	0,09
	22	0,008	28,0	2,4	0,09
	23	0,008	19,0	1,4	0,09
	24	0,009	23,0	2,2	0,10
	25	0,009	17,0	<S.D.	0,10
Seuil de détection (mg/l)		0,0002	0,060	0,070	0,002
		Concentration des métaux en mg/l			
Percolats	21	≤0,002	0,006	≤0,01	0,018
	22	≤0,002	≤0,003	≤0,01	≤0,015
	23	≤0,002	≤0,003	≤0,01	≤0,015
	24	≤0,002	≤0,003	≤0,01	≤0,015
	25	≤0,002	0,005	≤0,01	≤0,015
Seuil de détection (mg/l)		0,002	0,003	0,01	0,015

Le tableau 5.21 présente aussi les résultats des concentrations moyennes et écarts-types pour les profils supérieurs et inférieurs du sable utilisé dans deux traitements pour la croissance des semis; ce sont les moyennes de quatre répétitions. Ce tableau présente aussi les résultats des essais de percolation en serre. Pour les sols, les valeurs sont le résultat d'un seul échantillon, tandis que pour les percolats, ce sont les moyennes de cinq cueilletes (une répétition par traitement).

Il n'y a pas de différence significative entre les traitements 1 et 15 pour les deux profils. Même si le traitement 1 n'a pas reçu de boue, il présente quand même des concentrations qui peuvent être qualifiées de "bruit de fond". Le traitement 15, qui a reçu plus de 10 000 kg/ha de boue (base sèche), ne présente pas d'enrichissement en métaux lourds. On peut supposer que les métaux ont été retenus dans la couche de boue séchée en surface ou qu'une partie est passée dans les semis (surtout dans les racines).

Pour les essais de percolation (traitements 21 à 25), les concentrations en Cr et Ni sont supérieures à celles du sable utilisé pour l'expérience de croissance. Pour le Cd, les concentrations entre les deux expériences ne sont pas significativement différentes et pour le Pb, l'expérience de croissance affiche une plus forte concentration dans ses sols que l'essai de percolation.

On peut expliquer les faibles concentrations résiduelles de Cd, Cr et Ni dans les sols par leur faible concentration dans les boues et par une adsorption possible dans la couche de boue séchée en surface. On doit cependant noter que les traitements 21 et 25, qui n'ont pas reçu de boue, ont les plus fortes concentrations en Cr dans leurs percolats, soit 0,006 mg/l et 0,005 mg/l en moyenne pour les cinq cueilletes.

Pour le plomb, malgré sa concentration de 680 mg/kg (base sèche) dans la boue, rien ne peut expliquer la différence entre les expériences, sauf une concentration initiale plus élevée dans le sable Loma (expérience de croissance) que dans le sable Houde (essai de percolation). De plus, il n'y a pas de différence entre les traitements d'une même expérience. Cependant, dans les percolats, le traitement 21 est le seul à avoir des concentrations de Pb supérieure à la limite de détection, soit 0,018 mg/l. On peut donc se demander si l'eau d'irrigation utilisée contiendrait des traces de Cr et de Pb ou si ces résultats sont le produit d'erreurs expérimentales. Le traitement 21 (témoin) est celui qui présente les plus fortes concentrations en Cr pour les deux profils et pour le percolat.

Comme nous l'avons discuté dans la section 2.3.1 sur la toxicité potentielle des métaux lourds, ces derniers ne jouent pas un rôle négatif important dans la fertilisation par les boues, si celles-là ne sont pas trop contaminées. Nous ne pouvons pas conclure que les sols utilisés pour la croissance ont été enrichis de façon significative ni que la croissance des semis a été ralentie. Il semble raisonnable d'avancer qu'une grande partie des métaux lourds est restée dans la couche de boue séchée en surface, comme l'indique Pommel (1979b). La boue anaérobie de l'usine d'épuration des eaux de la base militaire de Valcartier pourrait avantageusement être utilisée comme fertilisant forestier.

CONCLUSION

Des conclusions ont déjà été présentées dans les différentes sections de ce travail; celle-ci est donc générale.

La mise en place des usines d'épuration des eaux usées au Québec engendre un nouveau produit: les boues résiduelles. La gestion de ce produit est anticipée ici et son recyclage apparaît comme la solution la plus rationnelle. D'une part, la ressource est optimisée et, d'autre part, on lui trouve un débouché définitif.

L'étude a démontré que les risques potentiels, organismes pathogènes, métaux lourds et composés synthétiques toxiques, ne constituent pas d'obstacles majeurs à l'utilisation des boues résiduelles pour la production de matière ligneuse. Il faut cependant que les boues soient stabilisées et que les concentrations de substances indésirables ne soient pas trop élevées.

La présence des nitrates dans les eaux souterraines semble être la seule opposition valable à l'utilisation des boues. Ce phénomène est naturel, mais peut être contrôlé en calculant les quantités d'azote appliquées dans les boues résiduelles. Nous faisons cependant remarquer au lecteur qu'avec la fertilisation chimique, la nitrification est aussi importante et, pourtant, on ne s'en soucie guère. On peut donc se demander

si cet aspect négatif ne pourrait pas être aussi écarté, surtout quand les boues d'épuration sont employées dans des lieux où la nappe phréatique est profonde.

Notre expérience est allée dans le même sens que la revue de littérature; plus de biomasse forestière a été produite en utilisant les boues résiduelles comme fertilisant et aucune contamination des eaux de percolation par les métaux lourds n'a été observée.

Cependant, il aurait été intéressant de dresser des bilans par élément comprenant ce qui était initialement présent dans les substrats de croissance, ce qu'on a ajouté avec la fertilisation et l'irrigation, ce qu'on a retiré par la biomasse, ce qui est resté dans les sols et ce qui a été perdu par lessivage. Cependant, il n'était pas possible d'évaluer la quantité d'eau d'irrigation distribuée par le système d'arrosage automatique (et donc les quantités d'éléments amenées avec l'irrigation, même si leurs concentrations étaient modestes) à cause de la trop grande variation temporelle de son débit (fonction de la pression variable du réseau). De plus, les pertes par évaporation ne pouvaient pas être mesurées. Aussi, la récolte des percolats n'a-t-elle été entreprise que lorsque nous nous sommes aperçus de leur existence, ce qui n'avait pas été soupçonné au début de l'expérience. Finalement, le séchage de tout le substrat utilisé (environ 0,4 m³) pour déterminer les quantités d'éléments présents et l'évaluation des éléments restant dans la couche de boue séchée en surface n'étaient pas réalisables. Pour ces considérations, les bilans désirés n'ont pas pu être réalisés.

Nous aurions pu aussi avoir un traitement témoin supplémentaire qui aurait été un sol de pépinière non fertilisé avec des boues. Cependant, l'utilisation de sol de pépinière

n'avait pour but que d'établir des comparaisons (et il fallait bien limiter le nombre de traitements).

Malgré cela, notre expérience et notre revue de littérature confirment l'hypothèse voulant que les boues d'usines d'épuration des eaux peuvent constituer un excellent fertilisant forestier. La fertilisation avec les boues résiduaires augmente les rendements dans les plantations ou les forêts naturelles. La fertilisation est essentielle pour tirer plus de ressources du milieu ou produire de la biomasse forestière.

Les études ne touchent cependant pas l'écosystème forestier dans son ensemble. On ne peut rien avancer sur les changements qui peuvent être apportés aux populations de champignons, bactéries, insectes, oiseaux, etc.

Puisque les boues résiduaires produites devront être déposées quelque part, il est logique d'en tirer le meilleur parti possible en les recyclant dans certains parcs qui seraient strictement réservés à la production de matière ligneuse et situés près de leurs centres de production.

Nous suggérons en même temps de continuer l'étude sur la présence à long terme des métaux lourds et organismes pathogènes dans le sol. L'idéal serait le contrôle à la source mais, faute de cette solution, les recherches sur leur enlèvement permettront d'obtenir un produit purifié, ce qui réduira les craintes de la population.

Puisque les boues résiduaires peuvent être utilisées en fertilisation forestière, la boucle du recyclage se referme donc, ce qui nous permet d'atteindre les deux objectifs qui nous ont guidés dans la réalisation de ce travail.

BIBLIOGRAPHIE

- ADAMS, T.McM. et J.R. SANDERS, 1984. *The effects of pH on the release to solution of zinc, copper and nickel from metal-loaded sewage sludges.* Environmental Pollution (Series B) 8: 85-99.
- ALBAN, D.H., 1972. *The relationship of red pine site index to soil phosphorus extracted by several methods.* Soil Sc. Soc. of Am. Proceedings 36(4): 664-666.
- ALEXANDER, M., 1967. *Introduction to soil microbiology.* John Wiley and Sons, Inc., 4e édition. 472 pages.
- ANDERSON, D.A., 1983. *Response of the Columbian black-tailed deer to fertilization of douglas-fir forests with municipal sewage sludge.* University of Washington, College of Forest Resources. (Résumé in Forestry Abstracts 44(11): 691).
- ANONYME, 1983. *Fertilizing forests with wastewater sludge.* Forest Industries 110(3): 44-45.
- ARCHIE, S.G. et M. SMITH, 1981. *Survival and growth of plantations in sludge-treated soils and older forest growth study.* In Municipal sludge application to Pacific Northwest forest lands. Édité par C.S. Bledsoe, University of Washington, College of Forest Resources, p. 105-113.
- ARMSON, K.A. et V. SADREIKA, 1974. *Forest tree nursery soil management and related practices.* Ontario Ministry of Natural Resources, Forest Management Branch. 177 pages.
- ATALAY, A. et R.W. BLANCHAR, 1984. *Evaluation of methane generator sludge as a soil amendment.* J. Environ. Qual. 13: 341-344.

- AULAKH, M.S. et D.A. RENNIE, 1984. *Transformations of fall-applied nitrogen-15-labelled fertilizers*. Soil Sci. Soc. Am. J. 48: 1184-1189.
- BALDWIN, A., T.A. BROWN, P.H.T. BECKETT et G.E.P. ELLIOTT, 1983. *The forms of combination of Cu and Zn in digested sewage sludge*. Water Res. (G.B.) 17(12): 1935-1944.
- BATES, T., J.W. KETCHESON, R.A. JOHNSTON et Y.K. SOON, 1981. *Evaluation of winter application of liquid sludge to farmland*. Water Engineering and Management 128: R155-R156.
- BEAUCHAMP, E.G., G.E. KIDD et G. THURTELL, 1978. *Ammonia volatilization from sewage sludge applied in the field*. J. Environ. Qual. 7: 141-147.
- BEHEL, D., Jr., D.W. NELSON et L.E. SOMMERS, 1983. *Assessment of heavy metal equilibria in sewage sludge-treated soil*. J. Environ. Qual. 12: 181-186.
- BENJAMIN, M.M., K.F. HAYES et J.O. LECKIE, 1982. *Removal of toxic metals from power-generation waste streams by absorption and coprecipitation*. J. Water Pollution Control Fed. 54: 1472-1481.
- BERRY, C.R. et D.H. MARX, 1980. *Significance of various soil amendments to borrow pit reclamation with loblolly pine and fescue*. Reclamation Review 3: 87-94.
- BLAKE, T.J. et W.E. RAITENEN, 1981. *A summary of factors influencing coppicing*. International Energy Agency, Programme of research, development and demonstration on forestry energy. National Swedish Board for Energy Source Development, Stockholm. NE 1981. 22, 24 pages.
- BLEDSON, C.S. et R.J. ZASOSKI, 1981. *Seedling physiology of 8 tree species grown in sludge-amended soil*. In Municipal sludge application to Pacific Northwest forest lands. Édité par C.S. Bledson, University of Washington, College of Forest Resources, p. 93-100.
- BRADY, N.C., 1974. *The nature and properties of soils*. MacMillan, New York, 8e édition. 639 pages.
- BRAZEAU, M. et B. BERNIER, 1973. *Composition minérale du feuillage du sapin baumier selon les modalités d'échantillonnage et relations avec quelques indices de croissance*. Naturaliste canadien 100: 265-275.

- BREUER, D.W., D.W. COLE et P. SCHIESS, 1979. *Nitrogen transformation and leaching associated with wastewater irrigation in douglas fir, poplar, grass, and unvegetated systems. In Utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed land. Édité par W.E. Sopper et S.N. Kerr. Pennsylvania State University Press, p. 19-33.*
- BROCKWAY, D.G., 1983. *Forest floor, soil and vegetation responses to sludge fertilization in red and white pine plantations. Soil. Sci. Soc. Am. J. 47: 776-784.*
- BROCKWAY, D.G. et D.H. URIE, 1983. *Determining sludge fertilization rates for forests from nitrate-N in leachate and groundwater. J. Environ. Qual. 12: 487-492.*
- BROCKWAY, D.G., G. SCHNEIDER et D.P. WHITE, 1979. *Dynamics of municipal wastewater renovation in a young conifer-hardwood plantation in Michigan. In Utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed land. Édité par W.E. Sopper et S.N. Kerr. Pennsylvania State University Press, p. 87-102.*
- BROWN, K.W., K.C. DONNELLY, J.C. THOMAS et J.F. SLOWEY, 1984. *The movement of nitrogen species through three soils below septic fields. J. Environ. Qual. 13: 460-465.*
- BROWN, K.W., J.C. THOMAS et J.F. SLOWEY, 1983. *The movement of metals applied to soils in sewage effluent. Water, Air and Soil Pollution 19: 43-54.*
- CESCAS, M.P. et D. ARCHAMBAULT, 1981. *Corrections à apporter aux besoins en éléments nutritifs (N, P₂O₅, K₂O) par suite de l'application de fumiers d'origines diverses. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. 130 pages.*
- CHANG, A.C., J.E. WARNEKE, A.L. PAGE et L.J. LUND, 1984a. *Accumulation of heavy metals in sewage sludge-treated soils. J. Environ. Qual. 13: 87-91.*
- CHANG, A.C., A.L. PAGE, J.E. WARNEKE et E. GRGUREVIC, 1984b. *Sequential extraction of soil heavy metals following a sludge application. J. Environ. Qual. 13: 33-38.*
- CHANG, A.C., A.L. PAGE, F.H. SUTHERLAND et E. GRGUREVIC, 1983. *Fractionation of phosphorus in sludge-affected soils. J. Environ. Qual. 12: 286-290.*

- CHAUSSOD, R., J.C. GERMOR et G. CATROUX, 1981. *Essai de détermination au laboratoire de l'aptitude à la minéralisation d'azote des boues résiduaires urbaines*. Académie d'agriculture de France; extrait du procès-verbal de la séance du 13 mai 1981, p. 762-771.
- CLEVINGER, T.E., D.D. HEMPHILL, K. ROBERTS et W.A. MULLINS, 1983. *Chemical composition and possible mutagenicity of municipal sludges*. J. Water Pollution Control Fed. 55: 1470-1475.
- COLE, D.W., 1981. *Mineral cycling in forest ecosystems of the Pacific Northwest*. In Proc. Forest fertilization conference. Édité par S.P. Gessel, R.M. Kenady et W.A. Atkinson. Univ. of Washington, p. 29-36
- COMITÉ CANADIEN DE PÉDOLOGIE, 1978. *Manuel de méthodes d'échantillonnage et d'analyses de sols*. 2e édition, préparée par le sous-comité des méthodes d'analyses sous la direction de J.A. McKeague, éditeur. 250 pages.
- COOLEY, J.H., 1979. *Effects of irrigation with oxidation pond effluent on tree establishment and growth on sand soils*. In Utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed land. Édité par W.E. Sopper et S.N. Kerr, Pennsylvania State University Press, p. 145-153.
- COUILLARD, D. et Y. GRENIER, 1989. *Évaluation des risques environnementaux concernant la présence de composés synthétiques organiques toxiques dans les boues résiduaires municipales lors de leur valorisation*. Water Poll. Res. J. of Canada 24. (accepté pour publication).
- COUILLARD, D., 1985a. *Traitements par le sol des eaux usées*. Notes de cours de l'unité Eau-7243.1, INRS-Eau, Université du Québec, Québec. 216 pages.
- COUILLARD, D., 1985b. *Traitement chimique des eaux usées*. Notes de cours de l'unité Eau-7243.3, INRS-Eau, Université du Québec, Québec. 188 pages.
- COUILLARD, D., 1985c. *Traitements secondaires biologiques des eaux usées*. Notes de cours de l'unité Eau-7243.4, INRS-Eau, Université du Québec, Québec. 130 pages.
- COUILLARD, D., M. CROWLEY et J.-L. SASSEVILLE, 1985. *Technological public choice in practice: the case of wastewater treatment facilities*. J. Env. Management 19: 300-325.

- COUILLARD, D., 1984. *Processus de traitement et assainissement des eaux*. INRS-Eau, notes du cours EAU-7243. Université du Québec, Québec.
- COUILLARD, D., 1983. *Quality of life: the importance of man-environment relations and a tentative conceptual model*. Journal Environmental Systems 12(2): 163-185.
- COUILLARD, D., 1982. *The man-habitat system and multi-use projects: description and representation*. Journal Environmental Systems 11(2): 175-186.
- CRITES, R.W., 1984. *Land use of wastewater and sludge*. Environ. Sci. Technol. 18(5): 140A-147A.
- CROWLEY, M., D. COUILLARD et J.-L. SASSEVILLE, 1984. *Le processus de choix des technologies du programme d'assainissement des eaux du Québec*. Compte rendu des assises annuelles de l'AQTE, p. 173-198.
- DAVID, M.B. et R.A. STRUCHTEMEYER, 1980. *The effects of spraying sewage effluent on forested land at Sugarloaf Mountain, Maine*. Bulletin of Life Science and Agricultural Experiment, University of Maine, n° 773. 16 pages.
- DEMIRJIAN, Y.A., T.R. WESTMAN, A.M. JOSHI, D.J. ROP, R.V. BUHL et W.R. CLARK, 1984. *Land treatment of contaminated sludge with wastewater irrigation*. J. Water Pollution Control Fed. 56: 370-377.
- DE VRIES, M.P.C., 1981. *Fertilizer value of a dried sewage sludge for Pinus radiata plantations*. Aust. For. 44: 190-193.
- DISSANAYAKE, C.B., 1983. *Metal-organic interactions in environmental pollution*. Intern. J. Environmental Studies 22: 25-42.
- DONOVAN, W.C. et T.J. LOGAN, 1983. *Factors affecting ammonia volatilization from sewage sludge applied to soil in a laboratory study*. J. Environ. Qual. 12: 584-590.
- DUNIGAN, E.P. et R.P. DICK, 1980. *Nutrient and coliform losses in runoff from fertilized and sewage sludge-treated soil*. J. Environ. Qual. 9: 243-250.

- EDMONDS, R.L. et K.P. MAYER, 1981. *Biological changes in soil properties associated with dewatered sludge application. In Municipal sludge application to Pacific Northwest forest lands.* Édité par C.S. Bledsoe, University of Washington, College of Forest Resources, p. 49-57.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 1985. *L'épandage des eaux usées traitées et des boues d'épuration d'origine urbaine.* Service de la protection de l'environnement, Guide SPE 6-EP-84-1. 190 pages.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 1981. *Non-residual metals in sediments (0,5 N Hydrochloric acid extraction).* In Analytical methods manual, Inland Water Directorate, Water Quality Branch.
- E.P.A., 1983. *Land application of municipal sludge.* Process design manual. EPA-625/1-83-016. 466 pages.
- E.P.A., 1979. *Sludge treatment and disposal.* Process design manual. EPA-625/1-79-011. 952 pages.
- E.P.A., 1977. *Land treatment of municipal wastewater.* Process design manual. EPA 625/1-77-008. 577 pages.
- EPSTEIN, E., J.M. TAYLOR et R.L. CHANEY, 1976. *Effects of sewage sludge and sludge compost applied to soil on some soil physical and chemical properties.* J. Environ. Qual. 5: 422-426.
- FEDERER, C.A., 1983. *Nitrogen mineralization and nitrification: depth variation in four New England forest soils.* Soil Sci. Soc. Am. J. 47: 1008-1014.
- FISKELL, J.G.A., R. REBERTUS, N.B. COMERFORD et W.L. PRITCHETT, 1984. *Comparing soil tests for a forested acid sandy soil top dressed with sewage effluent.* Soil Sci. Soc. Am. J. 48: 1170-1174.
- FISKELL, J.G.A., F.G. MARTIN, W.L. PRITCHETT et M. MAFTOUN, 1982. *Effects of cadmium levels and sludges on loblolly pine seedlings.* Soils and Crop Science Society of Florida, Proc. Vol. 41, Soil. Sci. Dept. Univ. of Florida, Gainesville, p. 163-168.
- GAGNON, J.D., 1974. *Results of fertilizer experiments in Quebec.* Proc. of a workshop on forest fertilization in Canada. Sault-Sainte-Marie, Ontario. Édité par Environnement Canada, Service des forêts, p. 83-91.

- GAGNON, J.D., 1973. *Effets de la fertilisation azotée sur la croissance en rayon du sapin baumier*. Édité par Environnement Canada, Centre de recherches forestières des Laurentides, Québec. Rapport Q-F-X-38. 24 pages.
- GAGNON, J.D., 1972. *Les égouts domestiques: un engrais valable en foresterie*. Édité par Environnement Canada, Centre de recherches forestières des Laurentides, Québec. Rapport Q-F-X-30. 13 pages.
- GAGNON, P., 1987. Communication personnelle (MENVIQ).
- GAGNON, P., 1985. Communication personnelle (MENVIQ).
- GOLUEKE, C.G., 1982. *When is compost "safe"?* BioCycle 23(2): 28-38.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 1985a. *L'assainissement des eaux au Québec*. Ministère de l'Environnement. 16 pages.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 1985b. *Allocution de M. Michel P. Lamontagne, sous-ministre adjoint, gestion et assainissement de l'eau, ministère de l'Environnement, lors de la journée perspective sur la construction, 41e congrès annuel de l'A.C.R.G.T.Q.* Le 21 février 1985. 8 pages.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 1985c. *Résultats des analyses physico-chimiques pour la période du 82/01/01 au 84/12/31*. Ministère de l'Environnement, Direction du contrôle. N° de dossier 115850640701. n.p.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 1984a. *Bilan du programme de l'assainissement des eaux*. Allocution du ministre de l'Environnement, M. Adrien Ouellette lors du colloque de l'Union des municipalités du Québec sur l'assainissement des eaux. Montréal, le 7 septembre 1984. 14 pages.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 1984b. *Rapport sur la qualité des boues des stations d'épuration et autres boues*. Ministère de l'Environnement. 74 pages.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 1984c. *Rapport annuel 1983-1984 du ministère de l'Énergie et des Ressources*. 73 pages.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 1983. *Document de politique sur la gestion des boues provenant de l'épuration des eaux usées*. Ministère de l'Environnement. 22 pages.

- GRENIER, Y. et D. COUILLARD, 1989. *Avantages et faisabilité de l'épandage forestier des boues résiduelles*. For. Chron. 65: 9-15.
- GRENIER, Y., D. COUILLARD et J.-M. VEILLEUX, 1985. *Valorisation des boues d'usine d'épuration des eaux en fertilisation forestière*. Communication présentée au 53e congrès de l'Association Canadienne-Française pour l'Avancement des Sciences (ACFAS). Volume 52-53, page 128.
- GROUPE DE RECHERCHES INTERDISCIPLINAIRES EN FERTILISATION DES FORÊTS, 1977. *Essai opérationnel de fertilisation aérienne de peuplements de pin gris dans la Mauricie*. Rapport d'étape 1974-1976. Mémoire n° 41, Service de la recherche, Direction générale des forêts, ministère des Terres et Forêts. 137 pages.
- HAITH, D.A., 1983. *Planning model for land application of sewage sludge*. A.S.C.E. J. Env. Eng. Div. 109: 66-81.
- HARRIS, A.R. et D.H. URIE, 1983. *Changes in a sandy forest soil under northern hardwoods after 5 years of sewage effluent irrigation*. Soil Sci. Soc. Am. J. 47: 800-805.
- HARTEINSTEIN, R., 1981. *Sludge decomposition and stabilization*. Science. 212(4496): 743-749.
- HECHT, N.L., D.S. DUVALL et A.S. RASHIDI, 1975. *Characterization and utilization of municipal and utility sludges and ashes*. Volume II: *municipal sludges*. EPA-670/2-75-033b. 231 pages.
- HEMKES, O.J., A. KEMP et L.W. van BROEKHOVEN, 1983. *Effects of applications of sewage sludge and fertilizer nitrogen on cadmium and lead contents of grass*. Neth. J. Agric. Sci. 31: 227-232.
- HIGGINS, A.J., 1984a. *Impacts on groundwater due to land application of sewage sludge*. Water Resources Bulletin 20(3): 425-434.
- HIGGINS, A.J., 1984b. *Land application of sewage sludge with regard to cropping systems and pollution potential*. J. Environ. Qual. 13: 441-448.
- HORNBECK, J.W. et W. KROPELIN, 1982. *Nutrient removal and leaching from a whole-tree harvest of northern hardwoods*. J. Environ. Qual. 11: 309-316.

- HORNBECK, J.W., M.T. KOTERBA et R.S. PIERCE, 1979. *Sludge application to a northern hardwood forest in New Hampshire: potential for dual benefits?* In Utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed land. Édité par W.E. Sopper et S.N. Kerr. Pennsylvania State University Press, p. 137 à 143.
- JONES, A.R.C. et J. GRANT, 1983. *Hybrid poplars or hardwood coppice? An agroforestry option to economically increasing wood production in Eastern Canada.* For. Chron. 59: 143-145.
- KALINSKE, A.A., 1981. *Extracting heavy metals and toxic organics from sludge.* Water Engineering and Management 123: R148-R151.
- KING, L.D. et H.D. MORRIS, 1972. *Land disposal of liquid sewage sludge: II. The effect on soil pH, manganese, zinc and growth and chemical composition of rye (Secale cereale L.).* J. Environ. Qual. 4: 425-429.
- LAKE, D.L., P.W.W. KIRK et J.N. LESTER, 1984. *Fractionation, characterization, and speciation of heavy metals in sewage sludge and sludge-amended soils: a review.* J. Environ. Qual. 13: 175-183.
- LAMBERT, D.H. et T.C. WEIDENSAUL, 1982. *Copper requirement of container-grown conifer seedlings.* Can. J. For. Res. 12: 848-852.
- LANE, C.L., N.R. PAGE, B.R. SMITH, A.T. SHEARING et R.O. HEGG, 1980. *Municipal sewage effluent application to soils bearing hardwood coppice and loblolly pine stands.* Water Resources Research Institute, Clemson University, Clemson, South Carolina. 17 pages.
- LEAF, A.L., (1968). *K, Mg and S deficiencies in forest trees.* In Forest fertilization; theory and practice. Tenn. Val. Auth., Muscle Shoals, Ala., 88-121.
- LESTER, J.N., R.M. STERRITT et P.W.W. KIRK, 1983. *Significance and behaviour of heavy metals in waste water treatment processes: II. Sludge treatment and disposal.* The Science of the Total Environment 30: 45-83.

- LE TACON, F., J. GARBAYE et A. CLÉMENT, 1979. *Possibilité d'utilisation des boues résiduaires de stations d'épuration urbaines en sylviculture: effet sur les sols et les eaux de drainage.* Proceedings of the first European symposium on the treatment and use of sewage sludge, Cadarache, (France) 13-15 February 1979. Édité par D. Alexandre et H. Ott, Commission of the European Communities, Bruxelles (Belgique) p. 291-308.
- MAGDOFF, F.R. et J.F. AMADON, 1980. *Nitrogen availability from sewage sludge.* J. Environ. Qual. 9: 451-455.
- MARTIN, G., 1982. *Point sur l'épuration et le traitement des effluents, eau, air.* Volume 1. Lavoisier. Paris. 214 pages.
- MATUSIEWICZ, H. et R.M. BARNES, 1985. *Tree ring wood analysis after hydrogen peroxyde pressure decomposition with inductively coupled plasma atomic emission spectrometry and electrothermal vaporization.* Analytical Chemistry 57: 406-411.
- McINTOSH, M.S., J.E. FOSS, D.C. WOLF, K.R. BRANDT et R. DARMODY, 1984. *Effect of composted municipal sewage sludge on growth and elemental composition of white pine and hybrid polar.* J. Environ. Qual. 13: 60-62.
- METRO, 1983a. *Sludge management plan.* Municipality of Metropolitan Seattle. p.v.
- METRO, 1983b. *Draft plan: Pilchuck tree farm demonstration sludge application project.* Municipality of Metropolitan Seattle. 140 pages.
- MILLER, H.G. (1983). *Wood energy plantations: diagnosis of nutrient deficiencies and the prescription of fertilizer applications in biomass production.* Ontario Tree Improvement and Forest Biomass Institute, Ministry of Natural Resources, Maple, Ontario. Rapport n° 3, Programme Group "B". 20 pages.
- MILLER, H.G., 1981. *Forest fertilization: some guiding concepts.* Forestry 54(2): 157-167.
- MÖLLER, G., 1974. *Aspects pratiques et économiques de la fertilisation des forêts.* Phosphore et Agriculture 62: 35-51.
- MÖLLER, U., 1983. *German practice in land disposal of sludge including legislation and health aspects.* Wat. Sci. Tech. 15: 115-183.

- MORIN, M.D., 1981. *Heavy metal concentrations in three-year old trees grown on sludge-amended surface mine spoil.* Symposium on surface mining hydrology, sedimentology and reclamation, University of Kentucky, p. 297-306.
- MORRISON, I.K., 1974. *Mineral nutrition of conifers with special reference to nutrient status interpretation: a review of literature.* Service canadien des forêts, Centre de recherches forestières des Grands-Lacs. Publication n° 1343. 74 pages.
- MOZA, P.N., I. SCHEUNERT, W. KLEIN et F. KORTE, 1979. *Long-term uptake of lower chlorinated biphenyls and their conversion products by spruce trees (Picea abies) from soil treated with sewage sludge.* Chemosphere 8: 373-375.
- NAYLOR, L.M. et R.C. LOEHR, 1982a. *Priority pollutants in municipal sewage sludge.* BioCycle 23(4): 18-22.
- NAYLOR, L.M. et R.C. LOEHR, 1982b. *Priority pollutants in municipal sewage sludge.* BioCycle 23(6): 37-42.
- NICHOLS, C., 1983. *Seattle sludge and silviculture.* Water Engineering and Management 130: 36-37.
- PAGLIAI, M., G. GUIDI, M. LA MARCA, M. GIACHETTI et G. LUCA-MENTE, 1981. *Effects of sewage sludges and composts on soil porosity and aggregation.* J. Environ. Qual. 10: 556-561.
- PARKER, C.F. et L.E. SOMMERS, 1983. *Mineralization of nitrogen in sewage sludges.* J. Environ. Qual. 12: 150-156.
- PATRICK, J.H. et D.W. SMITH, 1975. *Forest management and nutrient cycling in eastern hardwoods.* N.E. Forest Exp. Stn., Upper Darby, PA. (USDA Forest Serv. Res. Paper NE-324). 12 pages.
- POMMEL, B., 1982. *Aptitude de plusieurs déchets urbains à fournir du phosphore aux cultures.* Agronomie 2: 851-857.
- POMMEL, B., 1981. *Détermination au moyen d'un test biologique de la cinétique de libération du phosphore à partir d'une boue résiduaire.* Agronomie 1: 467-472.
- POMMEL, B., 1979a. *Comparaison de l'utilisation par le maïs du phosphore des boues résiduaires ou du phosphate monocalcique pour différents niveaux de zinc et de fer dans le substrat.* Ann. Agron. 30: 443-453.

- POMMEL, B., 1979b. *La valorisation agricole des déchets: 2) Les boues résiduaire urbaines*. Ministère de l'Agriculture. Institut National de la Recherche Agronomique (INRA). Station d'agronomie de Bordeaux. 70 pages.
- RIEKERK, H., 1982. *How much sewage nitrogen on forest soils? A case history*. BioCycle 23(1): 53-56.
- RIEKERK, H., 1981. *Effects of sludge disposal on drainage solution of two forest soils*. Forest Sci. 27(4): 792-800.
- RIEKERK, H., 1978. *The behavior of nutrient elements added to a forest soil with sewage sludge*. Soil. Sci. Soc. Am. J. 42: 810-816.
- RIEKERK, H. et R.J. ZASOSKI, 1979. *Effects of dewatered sludge applications to a douglas fir forest soil on the soil, leachate, and groundwater composition*. In Utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed land. Édité par W.E. Sopper et S.N. Kerr. Pennsylvania State University Press, p. 35-45.
- RIFFALDI, R., F. SARTORI et R. LEVY-MINZI, 1982. *Humic substances in sewage sludges*. Environmental Pollution (Series B) 3: 139-146.
- RIFFALDI, R., R. LEVI-MINZI, A. SAVIOZZI et M. TROPEA, 1983. *Sorption and release of cadmium by some sewage sludges*. J. Environ. Qual. 12: 253-256.
- RIHA, S.J., L. NAYLOR et G.P. SENESAC, (s.d.). *Hybrid poplar production using municipal sewage sludge as a fertilizer resource*. New York State Energy Research and Development Authority. 11 pages.
- ROBERGE, M.R., J.-D. GAGNON et C.H. UNG, 1980. *Essai d'un dosage d'azote dans trois sapinières de 60 ans au Québec: résultats de 10 ans*. Can. J. For. Res. 10: 470-475.
- SABEY, B.R. et W.E. HART, 1975. *Land application of sewage sludge: 1. Effect on growth and chemical composition of plants*. J. Environ. Qual. 4: 252-256.
- SAGIK, B.P., B.E. MOORE et C.A. SORBER, 1979. *Public health aspects related to the land application of municipal sewage effluents and sludges*. In Utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed land. Édité par W.E. Sopper et S.N. Kerr, Pennsylvania State University Press, p. 241-253.

- SCHALSCHA, E.B., M. MORALES, I. VERGARA et A.C. CHANG, 1982. *Chemical fractionation of heavy metals in wastewater affected soils*. J. Water Pollution Control Fed. 54: 175-180.
- SCHMIDTKE, N.W., 1978. *Trends in organic sludge utilization. In Waste treatment and utilization*. Édité par M. Moo Young et G.J. Farquhar. Proc. Univ. of Waterloo, Ontario. Pergamon Press, p. 53-78.
- SCHNEIDER, K.R., R.F. WITTEW et S.B. CARPENTER, 1981. *Trees respond to sewage sludges in reforestation of acid spoil*. Symposium on surface mining hydrology, sedimentology and reclamation, University of Kentucky, p. 291-296.
- SHEEDY, G., 1982. *Essai de fertilisation dans une jeune plantation de pin gris; résultats de cinq ans*. Gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Service de la recherche (Terres et Forêts). Mémoire n° 83. 32 pages.
- SIDLE, R.C. et L.T. KARDOS, 1977. *Transport of heavy metals in a sludge-treated forested area*. J. Environ. Qual. 6: 431-437.
- SINGH, B.R. et R.P. NARWAL, 1984.. *Plant availability of heavy metals in a sludge-treated soil: II. Metal extractability compared with plant metal uptake*. J. Environ. Qual. 13: 344-349.
- SMITH, S.B., 1983. *Calculating sludge loading rates on crop nitrogen needs*. BioCycle 24(3): 40-46.
- SOMMERS, L.E., 1977. *Chemical composition of sewage sludges and analysis of their potential use as fertilizers*. J. Environ. Qual. 6: 225-232.
- SOMMERS, L.E. et D.W. NELSON, 1978. *Analyses and their interpretation for sludge application to agricultural land. In Application of sludge and wastewater to agricultural land; a planning and educational guide*. E.P.A., Publication n° 235, p. 3.2-3.12.
- SOPPER, W.E. et S.N. KERR, 1980. *Effects of spray irrigation of municipal wastewater on trace metals in several crop and forest ecosystems*. Technical report for the Institute for research on land and water resources, Pennsylvania State University. 25 pages.

- SOPPER, W.E. et S.N. KERR, 1979. *Renovation of municipal wastewater in eastern forest ecosystems. In Utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed land.* Édité par W.E. Sopper et S.N. Kerr. Pennsylvania State University Press, p. 61-76.
- STEDNICK, J.D. et D.D. WOOLDRIDGE, 1979. *Effects of liquid digested sludge irrigation on the soil of a douglas fir forest. In Utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed land.* Édité par W.E. Sopper et S.N. Kerr, Pennsylvania State University Press, p. 47-60.
- STEEL, R.G.D. et J.H. TORRIE, 1960. *Principles and procedures of statistics.* McGraw-Hill Book Company. 481 pages.
- ST-YVES, A., 1985. *La bonne pratique de la valorisation agricole des boues.* Assises annuelles 1985 de l'Association Québécoise des Techniques de l'Eau, Montréal, le 7 mars 1985. 14 pages.
- ST-YVES, A., 1984. *La valorisation agricole des boues de stations d'épuration.* Assises annuelles 1984 de l'Association Québécoise des Techniques de l'Eau, Québec, le 8 mars 1984. 15 pages.
- TARQUIN, A.J., 1981. *Land disposal of high cadmium sludge.* Water Engineering and Management 128: R142-R144.
- TAYLOR, R.W., P.R. THANGUDU et D.R. DUSEJA, 1981. *The effect of sewage sludge and manure on soil available calcium, magnesium, and potassium.* J. Environ. Sci. Health A16: 589-604.
- TEMPLE, K.L., A.K. CAMPER et R.C. LUCAS, 1982. *Potential health hazard from human wastes in wilderness.* J. of Soil and Water Conservation Nov.-Dec.: 357-359.
- THEIS, T.L. ET L.E. PADGETT, 1983. *Factors affecting the release of trace metals from municipal sludge ashes.* J. Water Pollution Control Fed. 55: 1271-1279.
- TYAGI, R.D. et D. COUILLARD, 1989. *Bacterial leaching of metals from sludges.* In Encyclopedia of Environmental Control Technology, Vol. 3: Wastewater Treatment Technology, Ed.: P.E. Cheremisinoff, Gulf Publishing Co. N.J., U.S.A., p. 557-590.
- TYAGI, R.D. et D. COUILLARD, 1987. *Bacterial leaching of metals from digested sewage sludges.* Proc. Biochem. 22(4): 114-118.

- URIE, D.H., 1979. *Nutrient recycling under forests treated with sewage effluents and sludge in Michigan*. In Utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed land. Édité par W.E. Sopper et S.N. Kerr, Pennsylvania State University Press, p. 7-17.
- VEILLEUX, J.-M. et G. SHEEDY, 1978. *Projet interprovincial de fertilisation des forêts naturelles: 1. Effets de la fertilisation sur quelques caractéristiques de sept sapinières en Gaspésie*. Gouvernement du Québec, ministère des Terres et Forêts, Direction générale des forêts, Service de la recherche. Mémoire n° 45. 63 pages.
- VÉZINA, P.-E. et M.R. ROBERGE, 1981. *Comment aménager nos forêts*. Les Presses de l'Université Laval, 273 pages.
- VIMMERSTEDT, J.P. et T.N. GLOVER, 1984. *Boron toxicity to sycamore of mine soil mixed with sewage sludge containing glass fibers*. Soil Sci. Soc. Am. J. 48: 389-393.
- VOGT, K., R.L. EDMONDS et D.J. VOGT, 1981. *Nitrate leaching in soils after sludge application*. In Municipal sludge application to Pacific Northwest forest lands. Édité par C.S. Bledsoe. University of Washington, College of Forest Resources, p. 59-66.
- WALSH, L.M., 1971. *Instrumental methods for analysis of soils and plant tissue*. Soil. Sci. Soc. of Am. Inc., Madison, Wisconsin. 491 pages.
- WEBBER, M.D., 1984. *Épandage des boues résiduelles sur les sols: une évaluation*. Agriculture Canada, Direction générale de la recherche. 45 pages.
- WEIER, T.E., C.R. STOCKING et M.G. BARBOUR, 1974. *Botany, an introduction to plant biology*. John Wiley and Sons, New York, 5e édition. 693 pages.
- WONG, L. et L.G. HENRY, 1984. *Biological removal and chemical recovery of metals from sludges*. Proc. of the 39th Purdue Industrial Waste Conference, West Lafayette, Indiana, p. 515-520.
- WONG, L. et J.G. HENRY, 1983. *Bacterial leaching of heavy metals from anaerobically digested sewage sludge*. Water Pollution Research. J. of Canada 18: 151-162.
- YEAGER, J.G. et R.T. O'BRIEN, 1983. *Irradiation as a means to minimize public health risks from sludge-borne pathogens*. J. Water Pollution Control Fed. 55: 977-983.

Parution: décembre 1989

L'utilisation des boues résiduelles comme fertilisant en foresterie permet d'atteindre du même coup deux objectifs : recycler un sous-produit de l'épuration des eaux usées domestiques et augmenter les rendements en matière ligneuse. Le ministère de l'Énergie et des Ressources vise à augmenter la disponibilité en bois de qualité ; il appuie donc toutes les recherches qui s'inscrivent dans le courant de récupération et de recyclage combinés à l'amélioration de la production vers lequel notre société toute entière doit se diriger.



Gouvernement du Québec
Ministère de l'Énergie
et des Ressources (Forêts)
Direction de la recherche
et du développement

ISBN 2-550-20195-7
O.D.C. 237.44(047.4)(714)
L.C. SD 408

MER 5310-98