UNIVERSITE DU QUEBEC

Thèse
Présentée à l'Institut National
de la Recherche Scientifique (INRS-Eau)
Comme exigence partielle
Pour l'obtention du grade de
Docteur en Sciences (Ph.D.)

Par
Georges GANGBAZO

EFFETS DES EVENEMENTS HYDROLOGIQUES SUR LES PERTES D'AZOTE ET DE PHOSPHORE SUITE A L'EPANDAGE DE LISIER DE PORC

Août 1991

REMERCIEMENTS

Ce travail n'aurait pas été possible, sans la contribution et le soutien financier, technique et moral de plusieurs organismes et personnes que j'aimerais remercier. Ce sont:

Monsieur Yvon Gosselin, ancien directeur de la Direction de l'assainissement agricole au ministère de l'Environnement du Québec, ainsi que le ministère de l'Environnement, qui m'ont autorisé à affecter une partie de mon temps à la réalisation de ce projet.

Monsieur Alain Pesant, chercheur au ministère de l'Agriculture du Canada, monsieur Réal Gagné, technicien, la Direction et les autres employés de la Station de recherches du ministère de l'Agriculture du Canada à Lennoxville qui m'ont prêté les équipements, les locaux et ont participé à la mise en place des infrastructures nécessaires à la réalisation du projet.

Le ministère de l'Agriculture du Canada et le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, pour avoir financé une partie du projet grâce au volet ''Programme de recherches en conservation du sol et de l'eau'' de l'entente auxiliaire Canada-Québec sur le développement agro-alimentaire.

Messieurs Kouassi Konan et Dominique Gagnon qui ont réalisé les simulations et monsieur Khalil Mamouny, pour le graphisme.

Messieurs Denis Couillard et Daniel Cluis, professeurs à l'Institut National de la Recherche Scientifique (INRS-EAU), pour avoir accepté de diriger les travaux de recherche.

Je remercie enfin mon épouse, Renée et les enfants, David, Charles et Alexandre, qui m'ont soutenu d'une façon ou d'une autre au cours des années.

RESUME

Les pertes d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement et/ou de drainage suite à l'épandage de lisier de porc à raison de 0 (T0), 27,3 m^3/ha (T1) et 54 m^3/ha (T2) ont été étudiées, en simulant des pluies printanières et la fonte de neige sur des boîtes contenant 40 cm d'un sol ayant une texture moyenne (loam sablo-argileux Coaticook).

Les résultats ont démontré que les événements hydrologiques ont des effets complexes sur la perte d'éléments nutritifs, notamment à cause des nombreuses interactions.

Sous les pluies printanières étudiées (C1:11mm/h-142min; C2:22mm/h-71min), l'épandage du lisier de porc à la surface du sol accélère le ruissellement, augmente le volume d'eau de ruissellement et diminue le taux d'infiltration de l'eau dans le sol. Ces résultats sont attribuables à la forte teneur en eau du lisier de porc qui sature la couche superficielle du sol et augmente les risques de ruissellement si un pluie survient avant que cette couche se soit ressuyée. Ainsi, l'épandage du lisier à raison de 54,6 m^3/ha à la surface du sol diminue de 10 fois le décalage du ruissellement (c'est-à-dire le temps séparant le début de la pluie du début du ruissellement) par rapport aux témoins (T0) sous la pluie C1, et de 5 fois par rapport aux témoins sous la pluie C2; augmente de 2 fois le volume d'eau de ruissellement par rapport aux témoins et diminue de 180 fois le taux d'infiltration par rapport aux témoins sous C1 et 12 fois par rapport aux témoins sous C2. Les charges d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement représentent au maximum l'équivalent de 14 et 12% des charges épandues. Elles augmentent avec le taux d'épandage et diminuent avec le délai. L'enfouissement du lisier et le choix des jours d'épandage en fonction de la probabilité de l'avènement d'une pluie sont deux méthodes qui permettent de minimiser la charge de polluants dans l'eau de ruissellement. Le passage du front d'humidité dans le sol n'entraîne pas nécessairement la migration de l'azote et du phosphore dans le sol; ces derniers demeurant pratiquement dans la zone d'épandage. Ces résultats confirment les observations faites par d'autres auteurs dans le cadre de projets similaires.

Au cours de la période de gel, le ruissellement représentait plus de 99% du volume d'eau récoltée. Les fontes successives dues aux températures moyennes relativement chaudes de l'hiver (janvier et février) ont provoqué la fonte de la neige, si bien que la surface du sol était nue et sans protection la plupart du temps. Ainsi, l'érosion du sol a occasionné des pertes relativement importantes d'azote et de phosphore sur les boîtes où le lisier est épandu à la surface du sol si on les compare à la perte totale observée entre l'hiver et le printemps, c'est-à-dire la fin de la simulation de la fonte de neige. Elles varient de 8,0 à 12,7 kg NTK/ha, 5,3 à 9,0 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha, 1,3 à 2,3 kg P/ha et 0,9 à 1,7 kg $P\text{-}PO_4^{3-}$/ha, pour T1 et T2.

Ces pertes représentent 3,2% de la charge de NTK ou de $N\text{-}NH_4^+$ épandue, 3,1 et 18,6% de la charge de phosphore total et d'orthophosphates épandue sous forme de lisier, si l'on tient compte de la contribution du sol naturel. La perte de nitrates est négligeable.

Au cours de la période de dégel, le drainage représentait 81% du volume d'eau récoltée et le ruissellement en représentait 19%. Le phénomène qui caractérise cette période est la perte des nitrates qui est passée d'une valeur négligeable à 63,6 kg $N\text{-}NO_3^-$/ha, soit 157 000 fois la charge de nitrates épandue sous forme de lisier, quel que soit le mode d'épandage. Cependant, il n'y avait pas une différence significative entre les témoins et les boîtes où l'on a épandu du lisier à l'automne. Les charges des autres paramètres ont augmenté légèrement par rapport à celles observées pendant que le sol était gelé. Les charges exportées par les boîtes où le lisier était enfoui dans le sol ont été plus élevées que lors de la période précédente.

Si l'on considère le total de la période de gel et de dégel, les charges totales d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement et de drainage varient selon le mode et de taux d'épandage, sauf pour les nitrates où ni le mode, ni le taux d'épandage ne sont significatifs. Les charges augmentent avec le taux d'épandage et diminuent lorsque le lisier est enfoui comparativement à l'épandage à la surface du sol. Elles varient de 14,70 à 20,02 kg NTK/ha si le lisier est épandu à la surface du sol, soit 3,5% de la quantité épandue, 11,15 à 13,88 kg NTK/ha, si le lisier est enfoui dans le sol, soit 1,8% de la quantité épandue, 6,88 à 10,40 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha, si le lisier est épandu à la surface du sol, soit 3,0% de la quantité épandue, 3,80 à 4,82 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha, si le lisier est enfoui dans le sol, soit 1,0% de la quantité épandue, 1,64 à 2,94 kg P/ha si le lisier est épandu à la surface du sol, soit 3,7 à 4,7% de la quantité épandue, 0,62 kg P/ha si le lisier est enfoui dans le sol, soit 0,8% de la quantité épandue, 0,9 à 1,7 kg $P\text{-}PO_4^{3-}$/ha si le lisier est épandu à la surface du sol, soit 18,6% de la quantité épandue, 0,02 kg $P\text{-}PO_4^{3-}$/ha si le lisier est enfoui dans le sol, soit une fraction très négligeable de la quantité épandue.

Le passage du front de gel dans le profil du sol en hiver et le drainage de l'eau au printemps n'ont pas été accompagnés d'un déplacement significatif des éléments nutritifs, sauf celui des nitrates. En effet, les nitrates étaient concentrés au milieu du profil du sol aussi bien dans les boîtes-témoins que dans les autres. Cependant, l'azote total Kjeldahl, l'azote ammoniacal et les orthophosphates étaient concentrés dans la zone d'épandage, que le lisier ait été épandu à la surface du sol ou enfoui dans le sol. La concentration de phosphore total est similaire dans tout le profil du sol.

TABLE DES MATIERES

Page

Remerciements ii
Résumé iii
Table des matières v
Liste des tableaux viii
Liste des figures xiii
Liste des annexes xxi

INTRODUCTION 1

CHAPITRE 1
Revue de littérature 5
1.1 Généralités 5
1.1.1 Définition et composition des déjections animales 5
1.1.2 Azote et phosphore: deux polluants potentiels 7
1.2 Processus hydrologiques et pollution diffuse 13
1.3 Processus de transformation et de transport de l'azote 19
1.3.1 Minéralisation et immobilisation 21
1.3.2 Volatilisation et fixation 23
1.3.3 Nitrification 29
1.3.4 Dénitrification 35
1.3.5 Effet de la pluie sur le transport de l'azote suite à l'épandage des déjections animales ... 36
1.4 Processus de transformation et de transport du phosphore 38
1.5 Processus hivernaux: gel, dégel et fonte de la neige 50
1.5.1 Formation et accumulation de la neige 50
1.5.2 Phénomènes de fonte 53
1.5.3 Caractéristiques des sols gelés 64
1.5.4 Existence et mouvement d'eau dans les sols gelés 67
1.5.5 Mouvement ionique dans les sols gelés 71
1.5.6 Perte d'éléments nutritifs lors de la fonte de la neige 74

CHAPITRE 2
Epandage du lisier de porc au printemps..... 75
2.0 Objectif 75
2.1 Méthodologie 75
2.2 Résultats 90
2.2.1 Modifications des processus de ruissellement et d'infiltration de l'eau dus à l'épandage du lisier de porc 90

2.2.1.1 Décalage du ruissellement (DCRUIS) ... 90
2.2.1.2 Volume d'eau de ruissellement (VLRUIS) 93
2.2.1.3 Taux d'infiltration (TINFL)..... 98
2.2.2 Charge d'azote dans l'eau de ruissellement.... 104
2.2.2.1 Azote total Kjeldahl (NTK)..... 104
2.2.2.2 Azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$)..... 111
2.2.2.3 Nitrates ($N\text{-}NO_3^-$)..... 116
2.2.3 Charge de phosphore dans l'eau de ruissellement 116
2.2.3.1 Phosphore total (P)..... 116
2.2.3.2 Orthophosphates ($P\text{-}PO_4^{3-}$)..... 124
2.2.4 Migration d'eau, d'azote et de phosphore dans le sol..... 127
2.2.4.1 Migration de l'eau 127
2.2.4.2 Migration de l'azote 129
2.2.4.3 Migration du phosphore 143
2.2.5 Effet cumulatif du ruissellement de l'eau sur le transport de l'azote et du phosphore sur le sol 150
2.2.5.1 Transport de l'azote 150
2.2.5.2 Transport du phosphore 155
2.3 Discussions 155
2.3.1 Modification des processus de ruissellement et d'infiltration de l'eau dus à l'épandage du lisier de porc 158
2.3.1.1 Décalage du ruissellement (DCRUIS).... 158
2.3.1.2 Volume d'eau de ruissellement (VLRUIS) 160
2.3.1.3 Taux d'infiltration (TINFL) 165
2.3.2 Charge d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement 166
2.3.2.1 Charge d'azote 167
2.3.2.2 Charge de phosphore 177
2.3.3 Migration d'eau, d'azote et de phosphore dans le sol 180
2.3.3.1 Migration d'eau et d'azote 180
2.3.3.2 Migration d'eau et de phosphore 181
2.3.4 Effet cumulatif du ruissellement de l'eau sur le transport de l'azote et du phosphore sur le sol 182
2.3.4.1 Transport de l'azote 182
2.3.4.2 Transport du phosphore 183
2.4 Conclusion 183
2.5 Recommandations 187

CHAPITRE 3
Epandage du lisier de porc tard à l'automne..... 188
3.0 Objectif 188
3.1 Méthodologie..... 189
3.2 Résultats..... 196
3.2.1 Période de gel..... 198
3.2.1.1 Conditions météorologiques 198

3.2.1.2 Volume d'eau de ruissellement et de drainage 202
3.2.1.3 Charge d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement 209
3.2.2 Période de dégel 216
3.2.2.1 Processus de dégel du sol et de fonte de la neige 216
3.2.2.2 Charge d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement et de drainage 220
3.2.3 Total de la période de gel et de dégel 225
3.2.3.1 Volume total d'eau de ruissellement et de drainage 225
3.2.3.2 Charge totale d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement et de drainage 225
3.2.3.3 Migration de l'azote et du phosphore dans le sol 234
3.3 Discussions..... 247
3.3.1 Période de gel 247
3.3.2 Période de dégel 250
3.3.3 Total de la période de gel et de dégel 251
3.3.4 Migration de l'azote et du phosphore dans le sol 260
3.4 Conclusion 262
3.5 Recommandations 265

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 267

ANNEXES 282

LISTE DES TABLEAUX

		Page
Tableau 1.1	Composition moyenne des déjections animales sous forme de fumier ou de lisier dans différentes conditions d'entreposage (Dubé,1983)	6
Tableau 1.2	Proportion des différentes fractions d'azote dans les déjections animales aux Pays-Bas (Steenvoorden,1989)	12
Tableau 1.3	Pourcentage de l'azote total sous forme d'ions NH_4^+ en fonction de la profondeur dans trois différents sols de Trinidad (Brady,1984a)	27
Tableau 1.4	Perte d'ammoniaque par volatilisation à la suite de l'épandage des déjections animales en surface	30
Tableau 1.5	Coefficient de rétention de la neige (Mckay,1972)	51
Tableau 1.6	Densité de la couche de neige (Mckay,1972)	54
Tableau 1.7	Choix de quelques valeurs de transfert d'énergie au cours de la période de fonte en absence de végétation à Bad Lake, Saskatchewan (Male et Gray,1981)	57
Tableau 1.8	Propriétés réfléchissantes de la neige (Mckay,1972)	60
Tableau 2.1	Qualité de l'eau utilisée lors des simulations.....	78
Tableau 2.2	Caractéristiques du sol	82
Tableau 2.3	Caractéristiques du lisier de porc	84
Tableau 2.4	Plan d'expériences-Epandage du lisier de porc au printemps.....	86
Tableau 2.5	Analyse de variance des effets des sources de variation: Taux(T), Mode(M), Délai(D), Intensité(C) sur les variables dépendantes: Décalage du ruissellement (DCRUIS), Volume d'eau de ruissellement (VLRUIS), Taux d'infiltration(TINFL).....	91

Tableau 2.6 Equations des volumes cumulés de ruissellement obtenus lors d'une pluie de 22mm/h durant 71min, simulée après l'épandage du lisier de porc à la surface du sol 100

Tableau 2.7 Analyse de variance des effets des sources de variation: Taux(T), Mode(M), Délai(D), Intensité(C) sur les variables dépendantes: Charges d'azote total Kjeldahl(NTK), d'azote ammoniacal($N\text{-}NH_4^+$), et de nitrates($N\text{-}NO_3^-$) dans l'eau de ruissellement.
- Epandage du lisier de porc au printemps 106

Tableau 2.8 Analyse de variance des effets des sources de variation: Taux(T), Mode(M), Délai(D), Intensité(C) sur les variables dépendantes: Charges de phosphore total (P) et d'orthophosphates($P\text{-}PO_4^{3-}$) dans l'eau de ruissellement.
- Epandage du lisier de porc au printemps 118

Tableau 2.9 Paramètres des équations décrivant la variation de la concentration d'azote et de phosphore dans le sol en fonction de la profondeur, à la suite des pluies printanières 132

Tableau 2.10 Effet de l'épandage du lisier de porc à la surface du sol sur la concentration moyenne d'azote ammoniacal dans le sol après une pluie printanière 134

Tableau 2.11 Effet de l'enfouissement du lisier de porc dans le sol sur la concentration moyenne d'azote ammoniacal dans le sol après une pluie printanière 135

Tableau 2.12 Comparaison de la charge d'azote et de phosphore apportée par le lisier à celle présente dans le sol naturel 136

Tableau 2.13 Proportion de l'azote ammoniacal par rapport à l'azote total Kjeldahl dans la couche 0-5 cm, dans les boîtes où le lisier est épandu à la surface du sol 140

Tableau 2.14 Effet de l'épandage du lisier de porc à la surface du sol sur la concentration moyenne de nitrates dans le sol après une pluie printanière 144

Tableau 2.15 Effet de l'enfouissement du lisier de porc sur la concentration moyenne de nitrates dans le sol après une pluie printanière 145

Tableau 2.16 Effet de l'épandage du lisier de porç à la surface du sol sur le temps de contact de l'eau de ruissellement avec la surface du sol 176

Tableau 3.1 Caractéristiques chimiques de la neige..... 191

Tableau 3.2 Plan d'expériences-Epandage du lisier de porc tard à l'automne..... 193

Tableau 3.3 Comparaison de plusieurs paramètres environnementaux au cours de la période du 9 décembre 1989 au 5 mars 1990 à la station météorologique de Lennoxville..... 200

Tableau 3.4 Comparaison des charges d'azote et de phosphore apportées par les précipitations d'hiver et celles apportées par le lisier de porc au cours de l'épandage d'automne ... 201

Tableau 3.5 Quantité de neige et de pluie accumulée avant chaque événement de fonte et volume correspondant d'eau de ruissellement et de drainage au cours de la période de gel 205

Tableau 3.6 Analyse de variance des effets des sources de variation: Taux(T) et Mode(M) d'épandage sur les variables dépendantes: Volume d'eau de ruissellement (VLRUIS) et charge d'azote total Kjeldahl (NTK), d'azote ammoniacal($N\text{-}NH_4^+$) et de nitrates($N\text{-}NO_3^-$) dans l'eau de ruissellement dû aux fontes hivernales sur sol gelé.
- Epandage d'automne: période de gel 208

Tableau 3.7 Analyse de variance des effets des sources de variation: Taux(T) et Mode(M) d'épandage sur les variables dépendantes: Charge de phosphore total (P) et d'orthophosphates($P-PO_4^{3-}$) dans l'eau de ruissellement dû aux fontes hivernales sur sol gelé.
- Epandage d'automne: période de gel 213

Tableau 3.8 Analyse de variance des effets des sources de variation: Taux(T) et Mode(M) d'épandage sur les variables dépendantes: Charge d'azote total Kjeldahl (NTK), d'azote ammoniacal($N-NH_4^+$) et de nitrates($N-NO_3^-$) dans l'eau de ruissellement dû aux fontes printanières.
- Epandage d'automne: période de dégel 221

Tableau 3.9 Analyse de variance des effets des sources de variation: Taux(T) et Mode(M) d'épandage sur la charge de phosphore total(P) dans l'eau de drainage dû aux fontes printanières.
- Epandage d'automne: période de dégel..... 226

Tableau 3.10 Analyse de variance des effets des sources de variation: Taux(T) et Mode(M) d'épandage sur les variables dépendantes: Charge totale d'azote total Kjeldahl(NTK), d'azote ammoniacal($N-NH_4^+$) de phosphore total(P) et d'orthophosphates ($P-PO_4^{3-}$) dans l'eau de ruissellement et de drainage dû aux fontes hivernales et printanières.
- Epandage d'automne: total de la période de gel et de dégel 228

Tableau 3.11 Paramètres des équations décrivant la concentration d'azote et de phosphore dans le sol en fonction de la profondeur à la suite des événements hydrologiques de l'hiver et du printemps 237

Tableau 3.12 Effet de l'épandage du lisier de porc tard à l'automne, sur la concentration moyenne d'azote ammoniacal ($N-NH_4^+$) dans le sol au printemps 238

Tableau 3.13 Résumé des effets du taux d'épandage à l'automne sur la charge d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement et de drainage au cours de la période de dégel 253

Tableau 3.14 Résumé des pertes d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement et de drainage en hiver et au printemps, suite à l'épandage du lisier de porc tard à l'automne 257

Tableau 3.15 Répartition des pertes moyennes d'azote et de phosphore entre la période de gel (G) et la période de dégel(DG) lorsque le lisier de porc est épandu très tard à l'automne 259

LISTE DES FIGURES

		Page
Figure 1.1	Cycle de l'azote dans les sols agricoles (Keeney,1983)	20
Figure 1.2	Transformations biologiques du phosphore (Dommergues et Mangenot,1970b)	42
Figure 1.3	Réflexivité approximative de la neige fondante pour le spectre lumineux (Mckay,1972)	61
Figure 1.4	Pourcentage d'eau non gelée dans des sols non salins en fonction de la température (Nersoeva et Tsytovich,1963)	68
Figure 2.1	Schéma du simulateur de pluie	76
Figure 2.2	Schéma d'une boîte de sol	80
Figure 2.3	Disposition des boîtes de sol sous le simulateur de pluie	81
Figure 2.4	Plan d'expériences-Epandage du lisier de porc au printemps.....	87
Figure 2.5	Effet du taux d'épandage sur le décalage du ruissellement (DCRUIS) due à des pluies printanières. Interaction T(MxC)	92
Figure 2.6	Effet du taux d'épandage sur le volume d'eau de ruissellement (VLRUIS) due à des pluies printanières. Interaction T(M).....	94
Figure 2.7	Effet du taux d'épandage sur le volume d'eau de ruissellement (VLRUIS) due à des pluies printanières. Interaction T(DxC)...	95
Figure 2.8	Effet de la pluie sur le volume d'eau de ruissellement (VLRUIS) due à des pluies printanières. Interaction C(MxD)	97
Figure 2.9	Volumes cumulés de ruissellement obtenus lors d'une pluie de 22mm/h durant 71min simulée après l'épandage du lisier de porc à la surface du sol	99
Figure 2.10	Effet du taux d'épandage sur le taux d'infiltration (TINFL) au cours de pluies printanières. Interaction T(MxC)	102

Figure 2.11 Effet du taux d'épandage sur le taux d'infiltration (TINFL) au cours de pluies printanières. Interaction T(DxC)..... 103

Figure 2.12 Effet du délai sur le taux d'infiltration (TINFL) au cours de pluies printanières. Interaction D(MxC) 105

Figure 2.13 Effet du taux d'épandage sur la charge d'azote total Kjeldahl (NTK) dans l'eau de ruissellement due à des pluies printanières. Interaction T(MxD) 107

Figure 2.14 Effet du taux d'épandage sur la charge d'azote total Kjeldahl (NTK) dans l'eau de ruissellement due à des pluies printanières. Interaction T(MxC) 109

Figure 2.15 Effet du délai entre l'épandage et l'événement de pluie printanière sur la charge d'azote total Kjeldahl (NTK) dans l'eau de ruissellement. Interaction D(TxC) 110

Figure 2.16 Effet du taux d'épandage sur la charge d'azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) dans l'eau de ruissellement due à des pluies printanières. Interaction T(MxD) 112

Figure 2.17 Effet du taux d'épandage sur la charge d'azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) dans l'eau de ruissellement due à des pluies printanières. Interaction T(MxC) 114

Figure 2.18 Effet du délai entre l'épandage et l'événement de pluie printanière sur la charge d'azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) dans l'eau de ruissellement. Interaction D(TxC)..... 115

Figure 2.19 Effet du taux d'épandage sur la charge de nitrates ($N\text{-}NO_3^-$) dans l'eau de ruissellement due à des pluies printanières. Interaction T(D) 117

Figure 2.20 Effet du taux d'épandage sur la charge de phosphore total (P) dans l'eau de ruissellement due à des pluies printanières. Interaction T(MxD) 120

Figure 2.21 Effet du taux d'épandage sur la charge de phosphore total (P) dans l'eau de ruissellement due à des pluies printanières. Interaction T(DxC) 121

Figure 2.22 Effet des pluies printanières sur la charge de phosphore total (P) dans l'eau de ruissellement suite à l'épandage du lisier. Interaction C(MxD)..... 123

Figure 2.23 Effet du taux d'épandage sur la charge d'orthophosphates ($P-PO_4^{3-}$) dans l'eau de ruissellement due à des pluies printanières. Interaction T(M) 125

Figure 2.24 Effet du taux d'épandage sur la charge d'orthophosphates ($P-PO_4^{3-}$) dans l'eau de ruissellement due à des pluies printanières. Interaction T(DxC) 126

Figure 2.25 Effet du mode d'épandage sur la charge d'orthophosphates ($P-PO_4^{3-}$) dans l'eau de ruissellement due à des pluies printanières. Interaction M(DxC) 128

Figure 2.26 Effet du passage du front d'humidité dans le sol sur le transport de l'azote total Kjeldahl dans le sol des boîtes où le lisier est épandu à la surface du sol 130

Figure 2.27 Effet du passage du front d'humidité dans le sol sur le transport de l'azote total Kjeldahl dans le sol des boîtes où le lisier est enfoui..... 131

Figure 2.28 Effet du passage du front d'humidité dans le sol sur le transport de l'azote ammoniacal dans le sol des boîtes où le lisier est épandu à la surface du sol.. 137

Figure 2.29 Effet du passage du front d'humidité dans le sol sur le transport de l'azote ammoniacal dans les boîtes où le lisier est enfoui dans le sol 138

Figure 2.30 Effet du passage du front d'humidité dans le sol sur le transport des nitrates dans le sol des boîtes où le lisier est épandu à la surface du sol 141

Figure 2.31 Effet du passage du front d'humidité dans le sol sur le transport des nitrates dans le sol des boîtes où le lisier est enfoui 142

Figure 2.32 Effet du passage du front d'humidité dans le sol sur le transport du phosphore total dans le sol des boîtes où le lisier est épandu à la surface du sol 146

Figure 2.33 Effet du passage du front d'humidité dans le sol sur le transport du phosphore total dans le sol des boîtes où le lisier est enfoui 147

Figure 2.34 Effet du passage du front d'humidité dans le sol sur le transport des orthophosphates dans le sol des boîtes où le lisier est épandu à la surface du sol . 148

Figure 2.35 Effet du passage du front d'humidité dans le sol sur le transport des orthophosphates dans le sol des boîtes où le lisier est enfoui 149

Figure 2.36 Effet cumulatif de l'eau de ruissellement sur le transport de l'azote total Kjeldahl sous une pluie de 22mm/h durant 71min, simulée dans l'heure qui suit l'épandage de 300 kg NTK/ha sous forme de lisier de porc à la surface du sol 151

Figure 2.37 Effet cumulatif de l'eau de ruissellement sur le transport de l'azote ammoniacal sous une pluie de 22mm/h durant 71min, simulée dans l'heure qui suit l'épandage de 230 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha sous forme de lisier de porc à la surface du sol 152

Figure 2.38 Effet cumulatif de l'eau de ruissellement sur le transport des nitrates sous une pluie de 22mm/h durant 71min, simulée dans l'heure qui suit l'épandage de 0,2 g $N\text{-}NO_3^-$/ha sous forme de lisier de porc à la surface du sol 153

Figure 2.39 Effet cumulatif de l'eau de ruissellement sur le transport des nitrates sous une pluie de 22mm/h durant 71min, simulée 48h après l'épandage de 0,2 g $N\text{-}NO_3^-$/ha sous forme de lisier de porc à la surface du sol 154

Figure 2.40 Effet cumulatif de l'eau de ruissellement sur le transport du phosphore total sous une pluie de 22mm/h durant 71min, simulée 48h après l'épandage de 70 kg P/ha sous forme de lisier de porc à la surface du sol 156

Figure 2.41 Effet cumulatif de l'eau de ruissellement sur le transport des orthophosphates sous une pluie de 22mm/h durant 71min, simulée 48h après l'épandage de 8,6 kg $P\text{-}PO_4^{3-}$/ha sous forme de lisier de porc à la surface du sol 157

Figure 2.42 Effet du délai sur le volume d'eau de ruissellement (VLRUIS) dû à des pluies printanières. Interaction D(MxC) 163

Figure 2.43 Effet des pluies printanières sur la charge d'azote ammoniacal dans l'eau de ruissellement. Interaction C(TxM) 175

Figure 3.1 Schéma d'une boîte de neige au-dessus d'une boîte de sol 192

Figure 3.2 Plan d'expériences-Epandage du lisier de porc tard à l'automne 194

Figure 3.3 Répartition temporelle des précipitations entre le 9 décembre 1989 et le 5 mars 1990 à la station météorologique de Lennoxville 199

Figure 3.4 Evolution de la température de l'air à la station météorologique de Lennoxville entre le 9 décembre 1989 et le 5 mars 1990 203

Figure 3.5 Influence de la température extérieure sur la température du sol à différentes profondeurs au cours de la période de gel 204

Figure 3.6 Relation entre la précipitation et le volume d'eau de ruissellement au cours de la période de gel 207

Figure 3.7 Effet du taux d'épandage à l'automne sur la charge d'azote total Kjeldahl (NTK) dans l'eau de ruissellement due aux fontes hivernales sur sol gelé. Interaction T(M) 210

Figure 3.8 Effet du taux d'épandage à l'automne sur la charge d'azote ammoniacal($N\text{-}NH_4^+$) dans l'eau de ruissellement due aux fontes hivernales sur sol gelé. Interaction T(M) 211

Figure 3.9 Effet du taux d'épandage à l'automne sur la charge de phosphore total(P) dans l'eau de ruissellement due aux fontes hivernales sur sol gelé. Interaction T(M) 214

Figure 3.10 Effet du taux d'épandage à l'automne sur la charge d'orthophosphates($P\text{-}PO_4^{3-}$) dans l'eau de ruissellement due aux fontes hivernales sur sol gelé. Interaction T(M) 215

Figure 3.11 Evolution de la température du sol et de la hauteur de neige au cours de la période de dégel 217

Figure 3.12 Evolution des processus de ruissellement et de drainage au cours de la période de dégel 219

Figure 3.13 Effet principal du taux d'épandage à l'automne sur la charge de nitrates ($N\text{-}NO_3^-$) dans l'eau de ruissellement dû aux fontes printanières 222

Figure 3.14 Effet principal du taux d'épandage sur la charge d'azote total Kjeldahl (NTK) dans l'eau de drainage due aux fontes printanières 223

Figure 3.15 Effet du taux d'épandage à l'automne sur la charge d'azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) dans l'eau de drainage due aux fontes printanières. Interaction T(M) .. 224

Figure 3.16 Effet principal du taux d'épandage à l'automne sur la charge de phosphore total(P) dans l'eau de drainage due aux fontes printanières 227

Figure 3.17 Effet du taux d'épandage à l'automne sur la charge d'azote total Kjeldahl (NTK) dans l'eau de ruissellement et de drainage due aux fontes hivernales et printanières. Interaction T(M) 230

Figure 3.18 Effet du taux d'épandage à l'automne sur la charge d'azote ammoniacal($N\text{-}NH_4^+$) dans l'eau de ruissellement et de drainage due aux fontes hivernales et printanières. Interaction T(M) 231

Figure 3.19 Effet du taux d'épandage à l'automne sur la charge de phosphore total(P) dans l'eau de ruissellement et de drainage due aux fontes hivernales et printanières. Interaction T(M) 232

Figure 3.20 Effet du taux d'épandage à l'automne sur la charge d'orthophosphates($P\text{-}PO_4^{3-}$) dans l'eau de ruissellement et de drainage due aux fontes hivernales et printanières. Interaction T(M) 233

Figure 3.21 Effet du drainage de l'eau au printemps, sur la migration de l'azote total Kjeldahl(NTK) dans le sol lorsque le lisier est épandu à la surface du sol à l'automne (Cas: T=1; M=1)..... 235

Figure 3.22 Effet du drainage de l'eau au printemps, sur la migration de l'azote total Kjeldahl(NTK) dans le sol lorsque le lisier est enfoui dans le sol à l'automne (Cas: T=1; M=2)..... 236

Figure 3.23 Effet du drainage de l'eau au printemps sur la migration de l'azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) dans le sol lorsque le lisier est épandu à la surface du sol à l'automne (Cas: T=2; M=1) 239

Figure 3.24 Effet du drainage de l'eau au printemps sur la migration de l'azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) dans le sol lorsque le lisier enfoui dans le sol à l'automne (Cas: T=2; M=2)..... 240

Figure 3.25 Effet du drainage de l'eau au printemps sur la migration des nitrates ($N\text{-}NO_3^-$) dans le sol lorsque le taux d'épandage à l'automne est nul (Cas: T=0) 242

Figure 3.26 Effet du drainage de l'eau au printemps, sur la migration des nitrates ($N-NO_3^-$) dans le sol lorsque le lisier est épandu à la surface du sol à l'automne (Cas: T=1; M=1) 243

Figure 3.27 Effet du drainage de l'eau au printemps, sur la migration du phosphore total(P) dans le sol lorsque le lisier est épandu à la surface du sol à l'automne (Cas: T=2; M=1) 244

Figure 3.28 Effet du drainage de l'eau au printemps, sur la migration des orthophosphates ($P-PO_4^{3-}$) dans le sol lorsque le lisier est épandu à la surface du sol à l'automne (Cas: T=2; M=1) 245

Figure 3.29 Effet du drainage de l'eau au printemps, sur la migration des orthophosphates ($P-PO_4^{3-}$) dans le sol lorsque le lisier est enfoui dans le sol à l'automne (Cas: T=2; M=2) 246

Figure 3.30 Effet du drainage de l'eau au printemps, (période de dégel) sur le lessivage des nitrates 252

LISTE DES ANNEXES

		Page
Annexe A	Procédures d'analyses utilisées	282
Annexe B	Autres résultats	283

INTRODUCTION

Surtout considérée comme un mode de vie, l'agriculture du début des années 50 se caractérisait par un système d'échanges peu développé où la ferme fournissait la presque totalité des intrants nécessaires à la production agricole (Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec,1981). Les sous-produits de la ferme, dont les déjections animales (fumier, lisier), étaient complètement recyclés sur la ferme même.

Pendant cette période, et particulièrement au milieu des années 70, le Québec devait cependant compter sur les importations pour combler plus de la moitié de ses besoins alimentaires. Pour remédier à cette situation, le gouvernement du Québec a adopté plusieurs mesures législatives et financières pour diversifier davantage les cultures et les élevages, en favorisant le développement des productions déficitaires par rapport aux besoins (Gouvernement du Québec,1982).

Dans le domaine des productions animales, ces mesures se sont traduites notamment par une augmentation du nombre d'animaux par ferme de 250% pour les bovins laitiers, plus de 2000% pour les poules et poulets et plus de 3000% pour les porcs, entre 1950 et 1980 (Statistiques Canada,1981). Le secteur du porc est donc celui qui fut le plus dynamique pendant cette période. Alors que seulement 7% du volume des déjections animales était produit par le troupeau porcin en 1951, cette proportion est passée à 25% en 1981-1982. La quantité de déjections animales produite par ferme a augmenté dans les mêmes proportions (Ministère de l'Environnement du Québec,1987a). Dans un document publié en 1981, le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec(1981) prévoyait que le degré d'auto-approvisionnement du Québec en porcs, qui était de 80% en 1973, pourrait passer à 155% en 1990. Ces mesures se sont traduites par une concentra-

tion des élevages porcins, notamment près des grands marchés, soit dans les bassins versants des rivières Chaudière, L'Assomption et Yamaska où les sols en culture ne suffisent plus pour recycler le fumier et le lisier produits (Gangbazo et Buteau, 1985a;1985b;1985c).

L'épandage du lisier sur les sols crée de sérieux problèmes de pollution de l'eau dans tous les pays où les productions animales sont concentrées sur un territoire restreint. C'est le cas en Italie (Pagliai et Sequi,1981) en Hollande et en France (André et Dubois de la Sablonière,1983). La province de Québec ne fait pas exception à cette règle. Au total, les élevages porcins produisent près de $6,0 \times 10^6$ m^3 de lisier par année, soit 25% de la quantité totale de déjections animales (Thériault,1983). La situation de cette industrie est particulière à plusieurs titres:

1) la capacité d'entreposage des réservoirs dont la construction nécessite des investissements élevés, est généralement insuffisante, si bien que, dans la majorité des cas, les réservoirs sont pleins très tôt au printemps, alors que le sol est encore gelé ou saturé d'eau;

2) l'industrie porcine est composée principalement de producteurs sans sol qui ne possèdent pas les superficies de terres nécessaires pour fins d'épandage;

3) les longs hivers et les pluies fréquentes du printemps et de l'automne réduisent la longueur des périodes de l'année propices à l'épandage.

A cause de ces contraintes, de grandes quantités de lisier de porc sont épandues sur les champs très tôt au printemps ou très tard à l'automne, sans égard aux conditions météorologiques. Comme le lisier de porc contient beaucoup d'eau (en moyenne

95%), il en résulte que l'épandage de si grandes quantités d'eau au printemps ou tard à l'automne sur des champs dénudés ou en pente, augmente les risques de ruissellement si une pluie survient dans les heures qui suivent (Pagliai et Sequi,1981). Epandu très tard à l'automne, le lisier peut geler; son évolution dans le temps peut être très complexe, dépendant des conditions climatiques hivernales; toutefois, aucune donnée n'est disponible sur le sujet. Dans certains cas, il est épandu sur la neige ou sur des sols gelés; les conséquences négatives d'une telle pratique sur le plan environnemental sont bien connues (Reddy et al.,1977; Steenhuis,1977; Steenhuis et al.,1981).

Les variables qui expliquent le transport des éléments nutritifs vers les cours d'eau à la suite de l'épandage sont nombreuses. Crane et al.,(1981) et Reddy et al.,(1977) citent le type de déjections animales, sa composition, le mode et le taux d'épandage, le type de sol, sa teneur en eau, l'état de la couverture végétale, sa topographie, les conditions climatiques...

Bien que la plupart des cours d'eau agricoles traversant des zones d'élevage intensif soient très pollués et que, dans la plupart des cas, l'on soupçonne l'épandage des déjections animales et, particulièrement celle du lisier de porc d'en être responsable (Simoneau et Grimard,1989; Primeau et Grimard, 1990a;1990b), il n'existe presque pas de données originales sur l'effet des pratiques actuelles d'épandage (épandage de grandes quantités de lisier tôt au printemps et tard à l'automne) sur la qualité des cours d'eau. De telles connaissances sont nécessaires, non seulement pour comprendre les mécanismes de transport des polluants vers les cours d'eau et leur importance relative, mais aussi pour élaborer des éléments de solution et développer des modèles de prévision de la pollution diffuse due à l'épandage du lisier de porc.

Le but de cette thèse, est de simuler l'effet de la pluie et de

la fonte de la neige sur la charge d'azote et de phosphore dans les eaux de ruissellement et de drainage, lorsque des taux variés de lisier de porc sont épandus tôt au printemps ou tard à l'automne, en surface ou enfouis à 20 cm de profondeur, dans un sol de texture moyenne. Les expériences se sont déroulées au cours des hivers 1988-89 et 1989-90 à l'extérieur dans un champ et/ou à l'intérieur d'un bâtiment chauffé, sur la ferme de la station de recherches du ministère de l'Agriculture du Canada à Lennoxville. Plusieurs variables citées dans la littérature comme ayant un effet sur la pollution de l'eau ont été considérées. Ce sont:

1) pour la période d'épandage du printemps, soit du 15 avril au 15 mai, le taux et le mode d'épandage, le délai entre l'épandage et l'événement de pluie, l'intensité et la durée de la pluie;

2) pour la période tardive d'épandage d'automne, soit juste avant la période de gel, alors que les probabilités de précipitations de pluie sont faibles, le taux et le mode d'épandage et la hauteur de neige au sol au début de la période de fonte.

Dans les deux cas, les charges d'azote et de phosphore dans les eaux de ruissellement et/ou de drainage ont été calculées, la migration et la transformation des éléments nutritifs dans le profil du sol ont été évaluées, ainsi que les conséquences environnementales des pratiques actuelles d'épandage du lisier de porc à l'aide des résultats obtenus et de ceux contenus dans la littérature scientifique disponible.

CHAPITRE 1

REVUE DE LITTERATURE

1.1 Généralités

1.1.1 Définition et composition des déjections animales

Sous le terme général de déjections animales, on distingue trois produits différents: le fumier, le lisier et le purin. Le fumier est un mélange formé des excréments tels que évacués par les animaux, de l'urine, des aliments non utilisés et de la litière; il est entreposé et manipulé sous forme solide. Le lisier est constitué des excréments, de l'urine, des aliments non utilisés, d'eaux de lavage ou de pluie; il est entreposé et manipulé sous forme liquide. Le purin est le liquide qui s'écoule d'un tas de fumier (Dubé,1983).

La composition des déjections animales est influencée par l'espèce animale, son âge, la composition de sa diète, la méthode de collecte, d'entreposage et de traitement, s'il y a lieu. La composition varie considérablement d'une ferme à l'autre. Elle change aussi au cours de l'année sur une même ferme (Dubé, 1983). Les déjections animales contiennent des éléments majeurs comme l'azote, le phosphore et le potassium, des éléments mineurs et des microorganismes variés. Le tableau 1.1 donne une idée grossière de la teneur en matière sèche et en éléments majeurs des principaux fumier et lisier. La revue de littérature ne s'attardera que sur l'azote et le phosphore, bien que la plupart des autres éléments puissent également contribuer à la pollution des eaux.

TABLEAU 1.1

Composition moyenne des déjections animales sous forme de fumier ou de lisier dans différentes conditions d'entreposage (Dubé, 1983)

Origine et nature	Age ou état	MS**(%)	Elément (kg/m^3 BH*) N	NH_4^+	P_2O_5	K_2O
Bovin laitier						
-fumier	frais	20,0	4,5	-	2,9	2,8
-fumier	plate-forme	25,0	5,0	-	2,0	5,0
-fumier	en tas(4 mois)	27,0	4,7	2,3	2,1	4,9
-lisier	fosse anaérobie	7,1	3,4	-	1,8	3,6
-purin		2,6	2,5	-	0,5	5,0
Bovin de boucherie						
-fumier	parquet	23,4	5,8	-	2,5	6,1
-lisier	fosse anaérobie	8,0	5,6	-	1,3	3,6
Porc à l'engraissement						
-lisier	frais	8,0	6,5	-	3,2	2,8
-lisier	anaérobie(6 mois)	6,5	4,7	2,0	3,0	2,8
Poule de ponte						
-lisier	après un an	35,0	15,0	6,0	18,0	8,0
Poulet à griller						
-lisier	dense	34,0	10,5	-	8,0	2,5

*sur base humide; **matière sèche

1.1.2 Azote et phosphore: deux polluants potentiels

L'azote et le phosphore sont deux éléments essentiels pour la fertilité des sols, la croissance des plantes et la productivité des cultures. L'agriculture québécoise en utilise de grandes quantités annuellement, que ce soit sous forme d'engrais minéraux ou de déjections animales. En effet, en 1980, les ventes annuelles d'engrais minéraux se chiffraient à près de 55 000 tonnes de N et 25 000 tonnes de P (Cescas,1982). Si on estime à 4,5 kg N/m^3 et 1,0 kg P/m^3 les concentrations moyennes d'azote et de phosphore dans les déjections animales, l'utilisation annuelle d'engrais sur les fermes québécoises s'élèverait au minimum à 167 000 tonnes d'azote et 50 000 tonnes de phosphore.

Les composés azotés peuvent nuire à la qualité de l'air (Porter et al.,1975b; Kellems,1976; Osbern et Crapo,1981; Morse et al.,1981; Martin,1979a), ainsi qu'à la qualité des eaux de surface (Desai et Umarye,1981; Rice et Bailey,1980; Loehr,1984; Russo, 1985; Yake et James,1983; Szumski et al.,1982; Martin,1979a) et des eaux souterraines (André et Dubois de la Sablonière,1983; WQI,1987; Lindley et al.,1974; Liebhardt et al.,1979).

Les composés phosphatés pour leur part, peuvent nuire à la qualité des eaux de surface (Oglesby et Schaffner,1975) et des eaux souterraines (McNeely et al.,1980; Brown,1983).

Des concentrations excessives d'azote et de phosphore dans les eaux de surface conduisent à des problèmes d'eutrophisation des lacs et des cours d'eau, alors que des teneurs élevées de nitrates dans les eaux de consommation peuvent avoir des effets néfastes pour la santé des humains (surtout des enfants) et des animaux (Walter,1974; Keeney,1983; Martin,1979a).

Le surenrichissement ou l'eutrophisation des eaux de surface

avec des éléments nutritifs, surtout N et P produit des changements indésirables de l'écologie aquatique. Les effets les plus visibles sont une augmentation de la croissance des algues, des macrophytes et une diminution de l'oxygène dissout (Walter,1974; Oglesby et Schaffner,1975; Keeney,1983).

L'azote peut se présenter sous un certain nombre de formes importantes: l'azote organique, l'ammoniac (NH_3), l'ion ammonium (NH_4^+), les nitrites (NO_2^-), les nitrates (NO_3^-) et l'azote élémentaire (N_2) (McNeely et al.,1980; Buckman et Brady,1969a). Dans la plupart des sols, l'azote se présente surtout sous forme organique où sa concentration varie de 200 à 4000 ppm (Lindsay, 1979).

L'azote organique se retrouve dans tous les composés organiques comme les protéines, les polypeptides, les acides aminés et l'urée (H_2NCONH_2) (McNeely et al.,1980; Martin,1979b). L'azote organique n'est pas en soi, dangereux pour la santé des humains, si bien qu'il n'y a aucune norme de qualité pour cet élément (Gouin et Malo,1977; Simoneau et Grimard,1989). L'ammoniac est la forme inorganique la plus réduite de l'azote dans l'eau. Il comprend l'ammoniac dissout (NH_3) et l'ion ammonium (NH_4^+). L'ammoniac et ses sels sont très solubles dans l'eau. Leur concentration dans l'eau d'alimentation ne doit pas dépasser 0,5 mg N/L (Gouin et Malo,1977; McNeely et al.,1980). La toxicité de l'ammoniac (NH_3) est proportionnelle à la quantité d'ammonium dissocié (NH_4^+) et dépend du pH et de l'oxygène dissous des eaux (Aquatech,1984). Pour protéger la faune aquatique, les eaux ne doivent pas contenir plus de 0,02 mg N/L d'ammoniac (McNeely et al.,1980).

Les risques de contamination de l'eau de consommation par les nitrates (NO_3^-) sont surtout observés dans les eaux souterraines des régions rurales qui constituent bien souvent la principale source en eau d'alimentation des populations qui y vivent (André

et Dubois de la Sablonière,1983; Hallberg,1987; Kittleson,1987). Les dangers des nitrates sont dus habituellement aux nitrites (NO_2^-) résultant de la réduction des nitrates par la flore intestinale de certains animaux et des nouveaux-nés durant le premier trimestre de leur vie. Les nitrites sont alors rapidement absorbés par le sang. L'effet toxique est dû au fait que les nitrites agissent comme un oxydant en transformant le fer ferreux (Fe^{2+}) de l'hémoglobine en fer ferrique (Fe^{3+}). L'hémoglobine oxydée, appelée méthémoglobine, ne peut plus alors transporter l'oxygène dans le sang (Martin,1979a). La grande susceptibilité des nouveaux-nés, comparativement aux enfants plus âgés et aux adultes, est due au fait que: 1) la réduction des nitrates est rapide, car le pH gastrique des nouveaux-nés est plus élevé que celle des adultes, ce qui favorise le développement des bactéries; 2) l'hémoglobine foetale s'oxyde plus rapidement que celui des adultes; 3) l'activité des enzymes qui restorent la méthémoglobine en hémoglobine est plus faible chez les nourrissons que chez les adultes. On observe une cyanose lorsque 5% de l'hémoglobine est convertie en méthémoglobine. Il semble cependant que l'empoisonnement n'est mortelle que lorsque le taux de méthémoglobine dépasse 50% (McNeely et al.,1980; Martin, 1979a).

La concentration de nitrates acceptable dans l'eau de consommation humaine est 10 mg N/L (McNeely et al.,1980; Keeney,1983). Les animaux domestiques sont comme les humains, sujets à des répercussions néfastes s'ils consomment des eaux qui contiennent des nitrates. La concentration de nitrates produisant des effets délétères varie selon les types d'animaux. Pour disposer d'une marge de sécurité suffisante, on a établi que la teneur de nitrites et de nitrates dans les eaux d'abreuvement du bétail ne devait pas dépasser 20 mg N/L (McNeely et al.,1980). Les nitrites étant beaucoup plus toxiques que les nitrates pour l'homme et les animaux, les eaux d'alimentation ne doivent pas en contenir plus de 1 mg N/L alors que les eaux d'abreuvement ne

doivent pas en contenir plus de 10 mg N/L. Les cas d'empoisonnement des humains sont très rares. Selon le ''Water Quality Information'' (WQI,1987), environ 2 000 cas de méthémoglobinémie ont été rapportés depuis 1945. La plupart de ces cas étaient associés à des puits privés, contaminés par des bactéries.

La mauvaise gestion des déjections animales, en particulier celle du lisier de porc, est responsable de la contamination de plusieurs cours d'eau et des nappes phréatiques en Europe (WQI, 1987; Steenvoorden,1989; ; André et Dubois de la Sablonière, 1983) et en Amérique (Hallberg,1987; Kittleson,1987; Porter et al.,1975a). En République Fédérale d'Allemagne et en Hongrie, la concentration de nitrates dans les nappes phréatiques atteint en moyenne respectivement 9,0 et 11,3 mg N/L dans certaines régions rurales (WQI,1987). Dans le département du Finistère, en Bretagne (France), une étude effectuée par André et Dubois de la Sablonière (1983) montre que 6,6% de la population dispose d'une eau dont la teneur en nitrates est supérieure à 11,5 mg $N\text{-}NO_3^-$/L; toutefois, 51% des habitants sont desservis par une eau dont la teneur en nitrates est supérieure à 5,75 mg $N\text{-}NO_3^-$/L. Les eaux souterraines présentant les plus fortes teneurs en nitrates se situent dans les zones où sont pratiquées les productions végétales et /ou animales les plus intensives. Selon les auteurs de l'étude, "...l'origine de la forte contamination des nappes dans la région étudiée est attribuable au très fort développement de l'élevage porcin, bovin et avicole sans sol qui conduit à des disponibilités en azote localement excédentaires par rapport au besoin des cultures".

On a observé des concentrations élevées d'ammoniac dans l'air dans les zones d'élevage intensif (Steenhuis et al.,1976; Porter et al.,1975b). Reddy et al.,(1979a) affirment, en effet, que la volatilisation de l'ammoniac contenu dans les déjections animales peut contribuer à la pollution de l'air. Les travaux de Deacon(1973), Denmead et al.,(1974), Dornbush et Anderson(1964),

Elliot et al.,(1971) et Hutchinson et Viets(1969) montrent que l'ammoniac de l'air peut être absorbé par les plans d'eau, contribuant ainsi à leur eutrophisation.

Dans une étude sur l'évolution des transformations de l'azote dans le sol, Steenvoorden(1989) répartit l'azote des déjections animales en trois fractions:

1) une fraction inorganique disponible aux plantes au moment de l'épandage (Nm);
2) une fraction organique qui se dégrade facilement (Ne); cette fraction n'est disponible que graduellement au cours de la saison de végétation;
3) une fraction organique non dégradable ou qui ne se dégrade que très lentement (Nr).

Le tableau 1.2 donne les valeurs des diverses fractions pour les déjections animales aux Pays-Bas.

Le phosphore peut se présenter sous de nombreuses formes organiques ou inorganiques et être contenu dans les eaux, à l'état dissout ou particulaire (Oglesby et Schaffner,1975; Buckman et Brady,1969b). Il constitue une substance nutritive essentielle pour les végétaux; ainsi donc, leur croissance peut être limitée si la concentration de phosphore est insuffisante (Buckman et Brady,1969b). Dans les eaux, les composés de cet élément se modifient constamment en raison des processus de décomposition et de synthèse, passant des formes organiques liées, aux formes inorganiques oxydées et vice-versa. On trouve rarement de fortes concentrations de phosphore dans les eaux de surface parce qu'il est rapidement absorbé par les végétaux. Les eaux souterraines peuvent, elles, contenir de plus fortes concentrations de phosphore. En général, le phosphore n'est pas toxique pour l'homme, les animaux et les poissons. Toutefois, le phosphore élémentaire, qui est très rare, est toxique. Les critères de

TABLEAU 1.2

Proportion des différentes fractions d'azote dans les déjections animales aux Pays-Bas (Steenvoorden,1989)

Type	Composition de N* (%)		
	Nm	Ne	Nr
Fumier de bovin	10	45	45
Lisier de bovin	50	25	25
Lisier de porc	50	22	28
Lisier de volaille	70	20	10

*Nm: azote inorganique disponible immédiatement;
Ne: azote inorganique qui se décompose facilement;
Nr: azote organique qui se décompose difficilement ou très lentement

qualité imposés pour la concentration de cet élément dans l'eau ont pour but d'éliminer les problèmes de saveur, d'odeur et les difficultés qui peuvent survenir dans le traitement des eaux. La limite admissible de phosphates dans les eaux d'alimentation est de 0,2 mg $P\text{-}PO_4^{3-}$/L (Gouin et Malo,1977; McNeely et al.,1980). Le phosphore stimule la croissance des algues, ce qui peut être nuisible à l'esthétique des zones récréatives (Porter et al., 1975a). Les critères généraux des concentrations souhaitables sont les suivants: 0,10 mg P/L dans les eaux courantes; 0,05 mg P/L dans les lacs et les réservoirs (Gouin et Malo,1977; McNeely et al.,1980).

1.2 Processus hydrologiques et pollution diffuse

Dans une étude relative aux difficultés entourant la modélisation des charges diffuses d'azote résultant de l'épandage des engrais minéraux et des déjections animales, Tanji(1980) estime que les processus hydrologiques devraient être considérés comme les éléments de base autour desquels gravitent des entrées (pluie ou neige) et des sorties (évapo-transpiration, ruissellement, écoulement hypodermique, écoulement souterrain), les trois derniers contribuant à l'écoulement de l'eau en rivière.

Novotny et Chesters(1981a) sont aussi d'avis que la pollution diffuse agricole est essentiellement un problème de nature hydrologique. Il est reconnu en effet qu'il y a, en général, une relation étroite entre les charges polluantes et l'intensité de la pluie, l'état de la surface du sol, le taux d'infiltration de l'eau dans le sol, et bien d'autres caractéristiques du bassin versant (Reddy et al.,1977; Coote et DeHaan,1978; Miller et Spires,1978).

L'eau qui s'infiltre dans le sol se mélange complètement avec la solution du sol, alors que l'eau qui ruisselle sur le sol ne se

mélange que partiellement avec celle-ci. L'épaisseur de la zone de mélange est généralement obtenue en se basant sur des données expérimentales (Frere et al.,1975; Donigian et al.,1977; Ingram et Woolhiser,1980).

Alors que jusqu'à tout récemment, l'on n'insistait que sur des facteurs tels le taux, le mode et la période d'épandage, les recherches effectuées aux Etats-Unis et en Europe au cours des dernières années montrent de plus en plus qu'il faudra inclure les considérations hydrologiques dans les mesures visant à minimiser la pollution due à l'épandage des déjections animales (Ross et al.,1979; Westerman et Overcash,1981; Bottom et al., 1983). Par exemple, en se basant sur des données expérimentales, Westerman et Overcash(1981) affirment que les agriculteurs devraient planifier les jours d'épandage en tenant compte de la probabilité de l'avènement d'une pluie au cours des 48 premières heures qui suivent, de la même façon qu'ils planifient la récolte des fourrages.

Les processus hydrologiques sont des véhicules de transport d'eau et d'éléments nutritifs (Reddy et al.,1977; Keeney,1983; Couillard et Li,1991a). Les précipitations, qu'elles soient sous forme de pluie ou de neige, jouent donc un rôle primordial dans la manifestation de la pollution diffuse et pour cela leur effet doit être bien évalué.

Chow(1964) décrit le processus du ruissellement comme un cycle en 5 phases résumées brièvement comme suit:

La première phase se situe juste avant la pluie, après une longue période de sécheresse. Durant cette phase, le niveau de la nappe d'eau souterraine est bas.

La deuxième phase se situe au début de la pluie; les processus qui interviennent durant cette phase sont multiples. Ce sont

principalement l'interception de l'eau par la végétation, l'accumulation de l'eau dans les dépressions, l'infiltration dans les couches superficielles du sol, l'écoulement hypodermique, la percolation dans les couches profondes du sol et le début du ruissellement sur la surface du sol (Ward,1967 cite les mêmes processus). Dans cette phase, le ruissellement est très faible. La teneur en eau de la zone d'aération du sol augmente graduellement au-delà de la capacité au champ.

La troisième phase dépend de la durée de la pluie. A mesure que la pluie continue, la capacité d'interception par la végétation, et de rétention dans les dépressions se comble, et la pluie en excès devient une source de ruissellement. En fait, le ruissellement à la surface du sol commence vraiment lorsque le bilan net d'eau excède la capacité d'infiltration. L'eau infiltrée sature la couche superficielle du sol et percole vers les nappes d'eau souterraines.

La quatrième phase dépend aussi de la durée de la pluie. Si elle continue assez longtemps pour que toutes les sources d'emmagasinement de l'eau soient comblées, la capacité d'infiltration approche le taux de transmission de l'eau à travers la zone d'aération vers les nappes d'eau souterraines et l'écoulement hypodermique.

La cinquième phase est celle qui sépare la fin de la pluie et le retour aux conditions prévalant à l'origine, soit avant la première phase. Elle peut être relativement longue, pour permettre à l'eau emmagasinée dans les dépressions de s'infiltrer dans le sol jusqu'à l'état naturel.

Bien que la pollution générée à la surface du sol à la suite des pratiques d'épandage ne se manifeste que comme réponse à des événements de pluie ou de fonte de neige, l'état de la couverture du sol, sa teneur en eau et son contenu en éléments nutritifs avant la pluie sont des facteurs déterminants pour le

volume d'eau de ruissellement et la quantité de composés chimiques qui peuvent être transportés vers les cours d'eau (Khaleel, 1980; Uhlen,1981; Pagliai et Sequi,1981).

Au niveau d'un bassin versant, les facteurs qui influent sur le ruissellement à la suite d'une pluie sont l'intensité, la durée et la distribution de la pluie sur le bassin, les conditions d'humidité du sol antécédentes à la pluie, les types de sol, l'utilisation du sol, la superficie, la forme, l'élévation, la pente et l'orientation du bassin et la densité du réseau de drainage (Wisler et Brater,1959a; Chow,1964). Au niveau d'une parcelle ou d'un champ, le ruissellement dépend strictement de la quantité totale d'eau épandue sur le sol (Pagliai et Sequi, 1981). Comme le lisier contient beaucoup d'eau, les risques de ruissellement sont particulièrement élevés immédiatement après l'épandage, surtout lorsque de fortes doses de lisier ont été épandues sur le sol pendant une courte période (Pagliai et Sequi,1981). La connaissance des propriétés physiques du sol qui influencent le ruissellement et des modifications de ces propriétés induites par l'épandage du lisier sont très utiles pour prévenir ce ruissellement à la suite d'une pluie, dans la mesure où on limite alors l'exportation vers les eaux de surface, de composés chimiques ayant une valeur agronomique pour les cultures et qui sont environnementalement néfastes pour les cours d'eau. Parmi ces propriétés, la porosité (Chow,1964; Pagliai et Sequi,1981) et surtout la teneur en argile du sol sont sans doute celles qui déterminent la vulnérabilité d'un sol au ruissellement (Pagliai et Sequi,1981).

L'infiltration de l'eau dans le sol peut être limitée par une restriction de la circulation de l'eau, particulièrement en surface, mais aussi dans les couches profondes du sol. Les plus importants facteurs qui influent sur l'infiltration de l'eau sont reliés aux caractéristiques physiques du sol et à sa couverture végétale. Mais certains autres facteurs comme la tempé-

rature, l'humidité initiale du sol et l'intensité de la pluie sont aussi cités (Wisler et Brater,1959b; Bruce et Clark,1966a; Ward,1967; Schwab et al.,1981a). Il a été démontré que la végétation favorise l'infiltration, alors que le sol nu subit un colmatage qui la réduit (Bruce et Clark,1966a). Un sol humide réduit ou limite la capacité d'infiltration; cette réduction est due généralement au fait que l'eau gonfle les colloïdes, ce qui réduit l'indice des vides du milieu poreux et, par conséquent, la circulation interne de l'eau (Gray et al.,1972; Schwab et al.,1981a). La résistance à la pénétration de l'eau dans le sol peut augmenter par suite du colmatage de surface. Ce colmatage résulte de l'action mécanique des gouttes de pluie qui, en tombant, brisent les agrégats du sol et lessivent les particules de sol plus fines qui obstruent les pores. Ce phénomène est surtout sensible durant les premières heures d'une précipitation de longue durée (Gray et al.,1972).

L'effet du lisier sur le colmatage des pores du sol et la réduction subséquente de la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol sont bien documentés (Hills,1976; Barrington,1985). Par exemple, Barrington(1985) a montré que l'entreposage du lisier de bovin dans un réservoir creusé dans du sable peut réduire la capacité d'infiltration à une valeur aussi basse que $3x10^{-6}$ cm/s. Davis et Weisheit(1973) ont rapporté des résultats similaires où la capacité d'infiltration, après percolation du lisier de bovin, était 200 fois inférieure à celle obtenue avec de l'eau. Cette réduction est attribuée surtout au colmatage des pores du sol par les matières en suspension, ainsi qu'à la haute viscosité du lisier. DeTar(1979) a utilisé des bassins d'infiltration et des infiltromètres à double anneaux pour étudier la capacité d'infiltration du lisier de bovin dans quatre types de sol. Il a observé que la capacité d'infiltration (Im) du lisier est proportionnelle à la capacité d'infiltration de l'eau (Iw) dans le sol en question à la puissance 0,11 et inversement proportionnelle à la teneur en solides du lisier (St) à la

puissance 0,67. En fait, la capacité d'infiltration du lisier dans un sol donné diminue avec l'augmentation de la teneur en solides du lisier.

Aux Etats-Unis, le ruissellement provenant des terres agricoles est reconnu comme une source majeure de pollution diffuse (Porter et al.,1975a; Reddy et al.,1977). La concentration d'éléments nutritifs dans l'eau de ruissellement provenant des terres agricoles est plusieurs fois plus élevée que celle requise normalement pour causer une surpopulation d'algues. La concentration d'azote et de phosphore dans les cours d'eau agricoles augmente de l'ordre de 1,2 et 2,8% respectivement pour chaque pourcentage d'augmentation de la densité animale dans les bassins versants agricoles des Etats-Unis (U.S Environmental Protection Agency,1971). La population animale est le seul facteur qui peut être corrélé avec les charges de phosphore et d'ammoniaque dans les lacs en Iowa (Jones et al.,1976).

La fonte de la neige et le ruissellement qui en résulte sont parmi les plus importantes phases du cycle hydrologique des régions nordiques de l'Amérique du Nord (Bruce et Clark,1966b; Davar,1972). Dans ces régions, l'eau issue de la fonte de la neige représente une grande proportion du volume évacuée par les cours d'eau. Le printemps provoque une fonte rapide en une courte période de temps (Garstka,1964). Dans plusieurs pays, l'épandage des déjections animales est toléré tard à l'automne, alors que les pluies sont abondantes et les gelées d'hiver imminentes (c'est notamment le cas au Québec), et même en hiver sur sol gelé, bien qu'il soit reconnu qu'une telle pratique a des conséquences importantes sur le plan environnemental (Reddy et al.,1977; Steenhuis,1977; Steenhuis et al.,1981).

1.3 Processus de transformation et de transport de l'azote

Les formes d'azote que l'on retrouve dans la biosphère (azote organique, azote ammoniacal($N\text{-}NH_4^+$), nitrate($N\text{-}NO_3^-$) sont interreliées par une série de réactions chimiques et biologiques complexes constituant le cycle de l'azote (Keeney,1983; Buckman et Brady,1969a). Ce cycle peut être représenté de plusieurs façons, selon les objectifs poursuivis par l'auteur (Dommergues et Mangenot,1970a; Walter,1974; Martin,1979b; Keeney,1983; Brady,1984a). La figure 1.1 en donne un exemple.

Les plus importantes réactions biologiques qui ont lieu dans le sol sont l'immobilisation, qui est l'assimilation des formes inorganiques d'azote par les plantes et les microorganismes pour former des composés organiques tels les acides aminés, les protéines et les acides nucléiques; l'ammonification encore appelée minéralisation, c'est-à-dire la décomposition de l'azote organique en ammoniaque(NH_4^+); la nitrification qui est l'oxydation microbiologique de NH_4^+ en NO_2^- et NO_3^-; la dénitrification ou la réduction de NO_3^- ou NO_2^- en N_2O et N_2 et; la fixation de l'azote, c'est-à-dire la réduction de N_2 en NH_3 (Keeney, 1983; Buckman et Brady,1969a).

Les plus importantes réactions chimiques qui ont lieu dans le sol sont la volatilisation de l'azote ou son adsorption, le dégagement ou la fixation de l'azote atmosphérique par le sol ou par les plantes; l'échange d'ammonium, c'est-à-dire l'échange rapide et réversible de NH_4^+ entre les sites d'échange cationique du sol et l'eau du sol; la fixation d'ammonium ou la fixation du NH_4^+ libéré et la dénitrification chimique ou la réaction de NO_2^- (ou HNO_2) avec les constituantes du sol en condition acide ou sous des températures élevées, pour produire du N_2 ou des oxydes d'azote (Keeney,1983; Buckman et Brady,1969a).

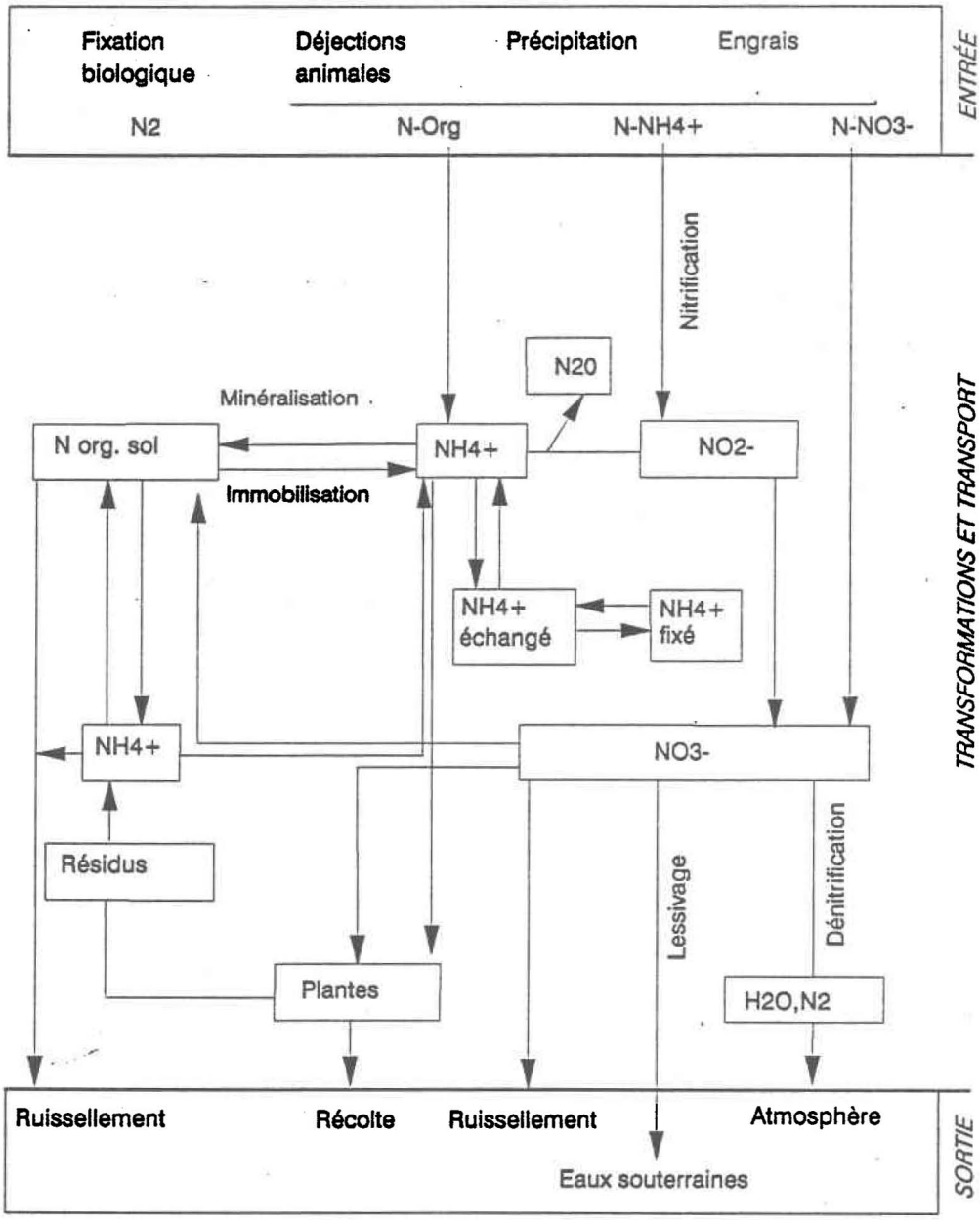


FIGURE 1.1:
Cycle d'azote dans les sols agricoles (Keeney, 1983)

1.3.1 Minéralisation et immobilisation

Un équilibre dynamique existe dans les sols non fertilisés entre les formes organiques et inorganiques d'azote (Keeney,1983). La quantité d'azote inorganique dans ces sols dépend de l'importance relative de deux processus opposés, soit l'immobilisation et la minéralisation. Si les conditions sont favorables à une activité biologique soutenue, les deux réactions se poursuivent constamment, bien que le taux de renouvellement de l'azote soit lent (Keeney,1983; Reddy et al.,1979b). Dans les régions tempérées, le taux de minéralisation net, soit l'azote inorganique libéré en excès par rapport à celui immobilisé, est généralement de l'ordre de 2 à 4% de la quantité totale d'azote disponible dans le sol (Scarbrook,1965; Brady,1984a; Buckman et Brady,1969b).

Le taux net de minéralisation au cours d'une période donnée dépend, entre autres, du type de substrat, de la température, de la teneur en eau et en oxygène du sol (Keeney,1983). Lorsqu'on épand des déchets organiques sur le sol, ces derniers sont dégradés en molécules plus petites par des bactéries qui s'en servent comme sources d'énergie et de nourriture (Buckman et Brady,1969b; Couillard,1990). Si le produit a un rapport C/N faible, une certaine proportion de l'azote inorganique peut se libérer rapidement à la suite de l'activité enzymatique des microorganismes durant le processus de décomposition. Les sols où l'on épand de grandes quantités d'azote inorganique ne sont pas pour autant de grands réservoirs d'ammoniaque, car la capacité d'immobilisation des sols est limitée (Keeney,1983).

La minéralisation et l'immobilisation sont essentiellement deux processus de nature microbienne. La minéralisation ou ammonification est l'ensemble des réactions de dégradation biologique de l'azote organique du sol qui aboutissent à la libération d'azote ammoniacal. Ce processus enzymatique peut être représenté comme suit en utilisant les composés aminés comme source d'azote

(Buckman et Brady,1969b):

$$R\text{-}NH_2 + HOH \xrightarrow[\text{enzymatique}]{\text{Hydrolyse}} R\text{-}OH\ NH_3 + \text{Energie}$$

$$2NH_3 + H_2CO_3 \longrightarrow (NH_4)_2CO_3 \longleftrightarrow 2NH_4 + CO_3^-$$

L'immobilisation est l'absorption de l'azote ammoniacal ou nitrique par de nombreux microorganismes telluriques qui utilisent, entre autres, les formes minérales d'azote, exerçant ainsi une compétition très vive vis-à-vis des plantes (Dommergues et Mangenot,1970a).

L'ammonification est le fait d'un nombre considérable de microorganismes vivant dans des conditions écologiques très variables d'une espèce à l'autre (Buckman et Brady,1969b). Parmi les bactéries ammonifiantes les plus connues, on retrouve les genres Achromobacter, Bacillus, Clostridium, Micrococcus, Proteus, Pseudomonas (Dommergues et Mangenot,1970a). L'aptitude à l'ammonification est, semble-t-il, aussi répandue chez les champignons que chez les bactéries (Buckman et Brady,1969b). Les actinomycètes possèdent très fréquemment l'équipement enzymatique nécessaire pour dégrader l'azote organique, mais il est possible que leur rôle dans le sol soit, en général, moins important que celui des champignons en raison de leur croissance très lente (Dommergues et Mangenot,1970a).

L'ammonification peut avoir lieu sous presque toutes les conditions écologiques, températures basses ou élevées et pH variant de 4 à 9 (Buckman et Brady,1969b; Dommergues et Mangenot,1970a).

Reddy et al.,(1979b) ont développé un modèle simple qui décrit la minéralisation de l'azote à la suite de l'épandage des déjections animales. Basé sur le rapport C/N des déjections animales et la teneur du sol en azote, le modèle peut être utilisé pour estimer le pourcentage de l'azote total qui est potentiellement minéralisable. En supposant une cinétique du premier ordre pour la minéralisation, des constantes de réaction ont été développées en utilisant des données de littérature. Les auteurs estiment qu'environ 50% de l'azote minéralisable est dégradé dans un délai de 3 à 6 semaines après l'épandage, pour le lisier de volaille et de porc, et 18 semaines pour le fumier de bovin de boucherie. Pour des déjections animales ayant un rapport C/N supérieur à 23, il y a d'abord une période de latence (lag) au cours de laquelle le carbone est métabolisé; après quoi la minéralisation de l'azote a lieu à un taux de 0,0077/jour à 35 °C.

1.3.2 Volatilisation et fixation

La teneur des déjections animales en azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) provient de deux sources principales, soit l'hydrolyse de l'urée présent dans l'urine et les excréments, et l'ammonification de l'azote organique (Reddy et al.,1979a). Le premier processus a lieu rapidement et explique presque la totalité de la concentration initiale de $N\text{-}NH_4^+$ des déjections animales (Porter et al., 1975b; Reddy et al.,1979a). La concentration de $N\text{-}NH_4^+$ peut représenter jusqu'à 75% de l'azote total. Les pertes de NH_3 par volatilisation ont lieu lorsque les déjections animales sont exposées au mouvement de l'air dans les établissements de production animale ou dans les champs lors de l'épandage (Porter et al.,1975b). Reddy et al.,(1979a) décrivent le processus physico-chimique de la volatilisation de l'ammoniac (NH_3) comme une ionisation de l'ammonium aqueux selon la réaction:

$$NH_{3(aq)} + H_2O \langle \longrightarrow NH_4^+ + OH^-$$

Cette réaction est très influencée par le pH. Un pH alcalin favorise la présence de formes aqueuses de NH_3 dans la solution, alors qu'un pH neutre ou acide favorise la présence de $N\text{-}NH_4^+$ (Reddy et al.,1979a; Loehr,1984). La réaction d'équilibre peut être écrite comme suit:

$$[NH_4^+][OH^-] / [NH_{3(aq)}] = k1 \text{ (k1: constante d'ionisation)}$$

Le $NH_{3(aq)}$ est l'élément impliqué dans le processus de volatilisation. On considère généralement qu'un équilibre s'établit instantanément entre NH_4^+ et NH_3 dans la solution. La force qui régit la volatilisation de NH_3 est la différence de concentration de l'ammoniac à l'interface air-sol (Reddy et al.,1979a).

Les facteurs qui influencent la volatilisation de l'ammoniaque sont la température ambiante, la capacité d'échange cationique du sol, le pH du sol et le mouvement de l'air ou la vitesse du vent (Reddy et al.,1979a; Steenvoorden,1989).

L'augmentation de la température du système sol-déjection animale accroît les risques de perte de NH_3 par volatilisation. Pour une gamme de température se situant entre 0 et 30°C, chaque augmentation de la température de 10°C augmente la constante d'ionisation d'un facteur de 1,3 à 3,5. Cependant, pour une gamme de température variant entre -20 et 0°C, la constante d'ionisation augmente d'un facteur de 10 à 18 pour chaque augmentation de la température de 20°C. Le résultat de l'augmentation de la constante d'ionisation est qu'une plus grande proportion de NH_4^+ se transforme en NH_3 aqueux (Reddy et al., 1979a).

La perte de NH_3 par volatilisation est inversement proportionnelle à la capacité d'échange cationique (CEC) du sol (Brady, 1984a). A la suite de l'épandage, une partie de l'ammonium (NH_4^+) se fixe sur le sol, l'ammonium étant chargé positivement alors que les colloïdes du sol sont surtout chargés négativement. La plupart des cations peuvent donc se déplacer librement vers l'intérieur ou vers l'extérieur des cristaux . En d'autres termes, ils sont échangeables. Cependant les ions ammonium (NH_4^+) et potassium (K) ont exactement la taille qu'il faut pour se loger dans les cavités, entre les cristaux d'argile, si bien qu'ils sont retenus fortement sur place et ne sont disponibles aux plantes et aux microorganismes que très lentement (Brady, 1984a). Buckman et Brady(1969a) décrivent comme suit les deux mécanismes de fixation:

1) fixation par les minéraux d'argile: la réaction est de la forme:

$$\underset{\text{solution du sol}}{NH_4^+} \langle\!\longrightarrow \underset{\text{échangeable}}{NH_4^+} \langle\!\longrightarrow \underset{\text{fixé}}{NH_4^+}$$

La capacité d'échange cationique de l'argile est supérieure à celle du limon, cette dernière étant supérieure à celle du sable parce que la surface spécifique, c'est-à-dire l'aire de la surface des particules d'argile par unité de poids est supérieure à celle des autres types de sol. En effet, les argiles contiennent plusieurs groupes de minéraux dont ceux de type 2:1 incluant smectite, vermiculite et mica fin qui ont la capacité de fixer les ions ammonium (Brady,1984b). A l'intérieur de chacun de ces groupes, on retrouve plusieurs minéraux. Par exemple, dans le groupe des smectites, on retrouve la montmorillonite, la saponite, etc.; la montmorillonite étant le minéral le plus répandu de ce groupe. Dans le groupe des micas fins, l'illite est le minéral le plus répandu. La capacité d'échange cationique (CEC) des divers sols argileux dépend teneurs en

argile aisi que des types d'argile qu'ils contiennent. Dans les argiles ayant la structure de type 2:1, le groupe des vermiculites a la CEC la plus élevée, suivi du groupe des smectites. Dans le groupe des smectites, la montmorillonite a la CEC la plus élevée. La kaolinite qui a, par contre, une structure de type 1:1 a une CEC très faible. Alors que les sols argileux peuvent avoir une CEC allant jusqu'à 100 meq/100g de sol, la matière organique peut avoir une CEC de l'ordre de 150 à 300 meq/100 g (Walter,1974). La surface spécifique de la montmorillonite, de l'illite et du kaolinite est de 700-800, 100-120 et 5-20 m^2/g respectivement; la capacité d'échange cationique est de 8-12, 1,5-4 et 0,3-1 meq/100 g d'argile respectivement (Brady, 1984b).

La fixation de l'ammonium par les particules d'argile est généralement plus élevée en profondeur qu'à la surface du sol, parce que la teneur en argile du sol augmente avec la profondeur (Brady,1984a), (Tableau 1.3).

2) fixation par la matière organique: l'ammoniaque anhydre ou d'autres fertilisants contenant de l'ammoniaque libre ou se transformant en ammoniaque libre suite à l'épandage sur le sol peuvent réagir avec la matière organique pour former des composés qui résistent à la décomposition. On peut donc dire que l'ammoniaque est "fixé" par la matière organique. Les mécanismes de ce type de fixation sont peu connus. La réaction est favorisée par la présence d'oxygène et de pH élevés (Buckman et Brady, 1969a).

La volatilisation de l'ammoniaque est influencée par le pH du système sol-fumier/lisier. A une température de 30°C et à l'équilibre, 0,8% de l'azote ammoniacal est sous forme $NH_{3(aq)}$ à un pH de 7,0; 7,6% à pH 8,0 et environ 45,2% à pH 9,0. Ceci montre qu'à un pH inférieur à 7,0, la formation de NH_3 aqueux est très faible, si bien que la perte potentielle de NH_3 est très faible

TABLEAU 1.3

Pourcentage de l'azote total sous forme d'ions NH_4^+ en fonction de la profondeur dans trois différents sols de Trinidad (Brady, 1984a)

Sol*	Types d'argile	Profondeur du sol(cm)	NH_4^+ fixé (% N total)
Maracas	Mica, kaolinite, géothite	0-10	28,5
		10-30	43,4
		50-70	72,9
McBean	Illite, kaolinite, oxydes	0-10	24,2
	de fer	10-30	33,2
		50-70	68,9
Tarouba	Montmorillonite	0-10	18,9
		10-30	48,1
		50-70	63,5

*Ces sols ont des taux importants d'argile de type 2:1 qui peuvent fixer de grandes quantités d'ions NH_4^+

aussi. L'enfouissement de grandes quantités de lisier dans le sol peut augmenter le pH du sol jusqu'à 10 (Reddy et al.,1979b).

Plusieurs études ont démontré l'influence du mouvement de l'air sur la volatilisation de l'ammoniaque. Par exemple, Steenhuis et al.,1976 ont montré que l'augmentation du débit d'air par un facteur de 2 réduit la demi-vie de NH_3 par le même facteur. D'autres facteurs influencent la volatilisation de l'ammoniaque comme, par exemple, l'assèchement du sol à la suite de l'épandage. L'assèchement est dû aux températures élevées et au mouvement de l'air à la surface du sol (Lauer et al.,1976).

La volatilisation de l'ammoniaque peut être une source importante de perte d'azote lors de l'épandage du lisier à la surface du sol (Westerman et al.,1987; Steenvoorden,1989).

Le contact entre les ions NH_4^+ et les sites d'adsorption du sol est influencé par le mode d'épandage. L'épandage en surface provoque une perte importante de NH_3 par volatilisation parce qu'une fraction élevée du NH_4^+ n'est pas en contact avec les sites d'adsorption du sol. Ce n'est pas le cas pour l'épandage par injection ou l'enfouissement. Cependant, pour ce type d'épandage, des pertes importantes de NH_3 ont été observées dans des sols alcalins ou traités avec la chaux à cause, d'une part, de la saturation des sites d'échange par les ions Ca^{2+} déplaçant les ions NH_4^+ des sites d'adsorption et, d'autre part, de l'augmentation de la volatilisation de NH_3 favorisée par un pH élevé (Reddy et al.,1979a).

L'incorporation du lisier de porc ou de bovin au sol peut réduire les pertes d'azote par volatilisation (Steenhuis et al., 1976). Gilbertson(1979) estime que dans un délai de 4 jours suivant l'épandage, la perte d'ammoniaque par volatilisation (perte calculée par rapport à la quantité totale d'azote épandue) peut être de l'ordre de 5% si le lisier de bovin est in-

jecté dans le sol ou incorporé au sol immédiatement après l'épandage, 21-27% après un épandage en surface par citerne et 25% après un épandage par canon d'irrigation.

Le tableau 1.4 résume les résultats de quelques études sur la perte d'ammoniaque par volatilisation.

Reddy et al.,(1979a) ont développé un modèle conceptuel qui décrit la volatilisation de NH_3 à la suite de l'épandage des déjections animales sur le sol. Tous les facteurs pouvant influencer la volatilisation ont été inclus dans le modèle basé sur une réaction du premier ordre. Les auteurs considèrent que la perte de NH_3 a lieu en deux étapes: la première étape est relativement rapide et se traduit par 80% de la perte totale au cours de la première semaine suivant l'épandage. La deuxième est beaucoup plus lente que la première. Ces pertes sont plus élevées dans des sols ayant une CEC faible qu'elles ne le sont pour ceux ayant une CEC élevée. Elles augmentent avec la température et la vitesse du vent au-dessus du sol. Des facteurs de correction tiennent compte des variations de température, de CEC et de vitesse du vent.

1.3.3 Nitrification

L'azote ammoniacal retrouvé dans le sol peut avoir une origine biologique, résultant de l'ammonification, ou être de source non biologique, résultant de la libération de l'ammonium fixé sur les argiles. Il peut aussi provenir des engrais ammoniacaux ou des déjections animales épandus sur le sol (Buckman et Brady,1969b). Lorsque les conditions écologiques le permettent, il s'oxyde par le biais d'un processus appelé nitrification (Buckman et Brady, 1969a; Dommergues et Mangenot,1970a).

TABLEAU 1.4

Perte d'ammoniaque par volatilisation à la suite de l'épandage des déjections animales en surface

Type de fumier	Perte de NH_3-N	Facteurs importants	Référence*
1- Porc; 5% MS** 50% NH_4-N	11-14%(3,5j)	Température et vitesse de l'air	1
2- Porc; 8% MS 62% NH_4-N	65%(3,5J) 82%(8j)	pH du sol	1
3- Bovin; 20% MS 19-32% NH_4-N	61-99%(5-25j) 50%(1,9-3,4j)	Séchage et taux d'épandage	2

* 1-Hoff et al., 1981; 2-Lauer et al., 1976

** MS: matières sèches

La nitrification est une réaction importante dans le cycle de l'azote. Elle transforme l'ion ammonium (NH_4^+) relativement immobile en nitrates (NO_3^-) qui peuvent être lessivés facilement, utilisés par les plantes ou dénitrifiés (Keeney,1983).

Les deux étapes de la nitrification sont presque exclusivement réalisées par les bactéries autotrophes aérobies obligatoires (Buckman et Brady,1969a). Elles obtiennent leur énergie par l'oxydation des formes réduites d'azote, et leur carbone par la réduction du CO_2. La première étape est principalement l'oeuvre des Nitrosomonas bien que d'autres groupes de bactéries puissent jouer ce rôle dans le sol. La réaction est de la forme (Buckman et Brady,1969a; Couillard,1990):

$$NH_4^+ + 3/2\ O_2 \xrightarrow[\text{enzymatique}]{\text{oxydation}} NO_2^- + H_2O + 2H^+ + 63{,}8\ \text{Kcal}$$

La deuxième étape suit de près la première. Elle est l'oeuvre des Nitrobacter. La réaction est de la forme:

$$NO_2^- + 1/2\ O_2 \xrightarrow[\text{enzymatique}]{\text{oxydation}} NO_3^- + 17{,}5\ \text{Kcal}$$

En général, l'ion nitrite (NO_2^-) est oxydé au fur et à mesure qu'il est produit et ne s'accumule donc pas dans le sol (Dommergues et Mangenot,1970a).

La nitrification hétérotrophe a également été mise en évidence. Elle est le fait d'une microflore hétérotrophe, capable de

produire de l'azote nitrique à partir d'azote ammoniacal ou d'azote organique. Contrairement aux microorganismes nitrificateurs autotrophes qui sont indépendants de tout approvisionnement en carbone organique, les microorganismes nitrificateurs hétérotrophes sont incapables d'utiliser la réaction d'oxydation de l'azote comme seule source d'énergie pour la synthèse cellulaire (Dommergues et Mangenot,1970a).

L'évolution des nitrates dans le sol est multiple: 1) une fraction peut être absorbée par les plantes supérieures; 2) une fraction peut être immobilisée par la microflore, cette fraction étant d'autant plus élevée que le rapport C/N du sol est élevé, les microorganismes disposant d'une plus grande quantité de substances énergétiques; 3) une fraction peut être perdue par lessivage, car l'azote nitrique est très soluble et n'est pas retenu dans le sol par l'adsorption sous forme échangeable comme l'est l'azote ammoniacal; 4) une fraction peut être perdue par dénitrification par voie biologique jusqu'au stade d'azote gazeux (Buckman et Brady,1969a; Dommergues et Mangenot,1970a).

La gamme de conditions environnementales favorables à l'activité des bactéries nitrifiantes est très étroite: 1) la présence d'oxygène, bien que les bactéries puissent se développer à de faibles concentrations d'oxygène; 2) un pH de l'ordre de 6 à 8 (Alexander, 1965). Au dessus d'un pH de 9, la nitrification diminue rapidement (Buckman et Brady,1969a; Dommergues et Mangenot,1970a).

La nitrification est une réaction exothermique. Elle est lente en sol acide et rapide en sol basique; en effet, un milieu acide inhibe l'activité des organismes nitrificateurs. L'oxydation des nitrites est plus rapide que celle de l'ammonium. Les nitrites sont toxiques pour certaines espèces de plantes, mais leur accumulation dans les sols bien aérés est très rare. En plus d'une aération adéquate, les bactéries nitrifiantes requièrent

une teneur en eau proche de la capacité au champ. En général, le taux de nitrification augmente avec la concentration d'ammonium (Lesczynski,1976).

Comme d'autres réactions microbiologiques, le taux de nitrification augmente avec la température pour atteindre un maximum et décline par la suite. La température optimale est de l'ordre de 30 à 35°C. La température minimale à laquelle la nitrification peut se manifester de façon significative varie entre 0 et 11°C selon les auteurs (Buckman et Brady,1969a). Lesczynski(1976) cite les travaux de plusieurs chercheurs concernant l'effet de températures relativement basses sur la nitrification: par exemple, Mack(1962) a observé une augmentation très importante de la nitrification dans des sols qui ont été préalablement gelés; Schodter et Tietjen(1971) ont rapporté une augmentation considérable de la concentration des nitrates au printemps, après que la température du sol ait dépassé 5°C. Walter(1974) affirme également que beaucoup de nitrates sont lessivés tôt au printemps, dans des conditions où les pluies sont abondantes, la température basse, la végétation éparse ou en dormance. Campbell et al.,(1970a;1971) ont constaté que le fait d'incuber un sol préalablement gelé à une température fluctuant entre 3°C et 14°C en vue de le dégeler réduisait la population de bactéries nitrifiantes et conduisait à un taux de nitrification beaucoup plus bas que si le sol avait été incubé à une température constante de l'ordre de 8,5°C, soit la moyenne de la gamme de fluctuation de la température. Cette observation revêt une certaine importance, car la température du sol fluctue effectivement en conditions naturelles. McIntosh et Frederick(1958) ont évalué l'effet de la température sur la nitrification de l'ammoniaque anhydre dans les conditions naturelles avec un loam argileux. Pour de l'ammoniaque épandu et enfoui tard à l'automne, soit le 19 novembre à une température du sol de 6°C, aucune nitrification n'a été observée avant la mi-avril, alors que la température du sol s'était élevée au dessus de 6°C.

Les nitrates lessivés hors de la zone des racines peuvent se retrouver dans l'écoulement hypodermique, les eaux de drainage, ou les eaux souterraines. Les principaux processus impliqués dans le transport des nitrates dans le sol sont: 1) le transport de masse au cours de l'infiltration de l'eau dans le sol; 2) la diffusion moléculaire due à des gradients de concentration; 3) la dispersion hydrodynamique due au mélange résultant des différences locales dans la vitesse et la direction de l'eau (Keeney,1983).

Steenvoorden(1989) a rapporté les résultats de six années d'étude sur l'effet de l'augmentation du taux d'épandage du lisier de bovin dans la culture du maïs en plein champ et sur des lisimètres en sol sablonneux. Les taux d'épandage variaient entre 50 et 300 T de lisier/ha-an. Le lisier était incorporé au sol dans un délai d'une semaine après l'épandage. Les pertes annuelles de nitrate par lessivage étaient de l'ordre de 25% de la quantité d'azote total épandue quel que soit le taux d'épandage.

Selon Walter et al.,(1975), une fois que l'azote contenu dans le lisier ou le purin s'est infiltré dans le sol et s'est incorporé à celui-ci, son déplacement a lieu surtout sous la forme de nitrate. Sous cette forme, les basses températures de l'automne, par exemple, retardent les processus biologiques qui peuvent le fixer dans la matière organique. Puisque le principal mécanisme de transport des nitrates est le transfert de masse, les pluies importantes du printemps peuvent entraîner les nitrates sous la zone des racines, surtout si la perméabilité du sol est élevée. Les plantes étant un réservoir de nitrates, leur état de dormance tôt au printemps accroît les risques de transport des nitrates vers les nappes d'eau souterraines.

1.3.4 Dénitrification

La dénitrification peut être une source majeure de perte d'azote (Keeney,1983). Ce processus est l'oeuvre de bactéries anaérobies facultatives, capables d'utiliser les nitrates et les nitrites au lieu de l'oxygène comme accepteur d'hydrogène (Lesczynski, 1976). Focht et Verstraete(1977) ont identifié au moins 14 groupes de bactéries dénitrifiantes, la plupart étant présentes dans les sols et les environnements aquatiques. En plus de conditions anaérobies (sols saturés), les bactéries dénitrifiantes requièrent la matière organique comme source d'électrons et d'énergie (Couillard,1990).

Les étapes de la dénitrification biologique sont:

$$NO_3^- \longrightarrow O_2^- \longrightarrow NO \longrightarrow N_2O \longrightarrow N_2$$

La dénitrification peut avoir lieu à des températures aussi basses que 0°C, mais la température optimale est de l'ordre de 20 à 35°C; le pH optimum est près de la neutralité ou légèrement alcalin.

McGarty(1962) rapporte que la dénitrification est stimulée par le gel et le dégel du sol. Cette augmentation du taux de dénitrification est apparemment due à l'augmentation de la disponibilité de la matière organique.

Les pertes d'azote par dénitrification dépendent de la période et du mode d'épandage des déjections animales. Les résultats obtenus par Thompson et al.,(1987) en Angleterre sur un sol très perméable et rapportés par Steenvoorden(1989) indiquent qu'une quantité appréciable, (de l'ordre de 21%) de l'azote conservé normalement par l'injection du lisier dans le sol est perdue par dénitrification lorsque le lisier est épandu en décembre. La

perte d'azote par dénitrification est plus faible lorsque les déjections animales sont épandues au printemps parce que le sol est relativement plus sec qu'à l'automne et que les nitrates produits peuvent être utilisés par les plantes. L'expérience consistait à épandre 80 T de lisier de bovin, soit 250 kg d'azote total/ha (100 kg d'azote ammoniacal/ha) sur des prairies. Lors d'une expérience similaire réalisée sur un sol argileux et saturé d'eau entre la fin de l'automne et le milieu du printemps, la perte d'azote par dénitrification s'est révélée négligeable, aussi bien pour l'épandage d'hiver que de printemps (décembre et avril). Les mauvaises conditions d'aération du sol ont réduit le taux de nitrification et, conséquemment le taux de dénitrification (Thompson et Pain,1989).

1.3.5 Effet de la pluie sur le transport de l'azote dans l'eau de ruissellement suite à l'épandage des déjections animales

Contrairement à ce qu'on aurait pu croire, il y a relativement peu de données sur le transport des éléments nutritifs dans l'eau de ruissellement suite à l'épandage des déjections animales. La plupart des travaux concernent le transport dans l'eau de drainage; ils ont été réalisés dans les champs, sur des parcelles naturelles, dans des lisimètres ou dans des colonnes de sol.

En ce qui concerne les aspects environnementaux reliés à l'eau de ruissellement, McCaskey et al.,(1971) ont démontré, par exemple, que plus les taux d'épandage sont faibles, plus la concentration et la charge de divers polluants dans l'eau de ruissellement sont faibles. Westerman et Overcash(1981) ont démontré que l'incorporation du fumier au sol réduisait la contamination de l'eau de ruissellement par rapport à l'épandage en surface. Ils affirment qu'à la suite de l'épandage, la probabilité, pour

les éléments nutritifs d'être transportés par l'eau de ruissellement, diminuait avec le temps; par exemple, la concentration d'azote à la surface du sol diminuait en raison de la volatilisation de l'ammoniaque et de son infiltration. Cependant, la minéralisation et la nitrification de l'azote pouvaient augmenter, à la longue, la charge des nitrates dans l'eau de ruissellement. Westerman et Overcash(1981) pensent donc que s'il y a une période initiale au cours de laquelle le potentiel de pollution du fumier ou du lisier décroît rapidement à la suite de l'épandage, la planification des jours d'épandage en fonction de la probabilité de l'avènement d'un événement pluvieux générateur de ruissellement peut être une méthode efficace de gestion. Ces auteurs ajoutent que "...les agriculteurs pourraient alors porter autant d'attention aux prévisions météorologiques pour décider des jours d'épandage qu'ils le font pour planifier la récolte des fourrages".

La plupart des travaux sont des simulations de conditions de précipitations typiques de certains états américains. Au Kentucky, Ross et al.,(1979) ont démontré que le premier litre d'eau de ruissellement obtenu à la suite de la simulation d'une pluie immédiatement après l'épandage de lisier de bovin en surface sur une prairie de pâturin contenait 7200 ppm de DCO et 450 ppm de N, alors qu'un délai de 24 heures réduisait ces concentrations de 80 à 97%. La même étude a montré que le premier litre d'eau de ruissellement résultant d'une pluie simulée immédiatement après l'épandage en surface contenait 72 fois plus de DCO que si le lisier était injecté dans le sol. L'expérience a eu lieu sur des parcelles naturelles ayant 2,74 m de côté, une pente de 2 à 5% et érigées sur un silt loameux; le taux d'épandage du lisier était de 86,5 m^3/ha. Les pluies avaient des intensités de 38 et 64 mm/h et duraient 4 à 6 heures. La période de retour de telles pluies pour l'état du Kentucky n'a pas été mentionnée. Westerman et Overcash(1981) ont simulé une pluie de 20 mm sur des parcelles de 1 m de côté, érigées sur une prairie

de fétuque. Le sol était un sable loameux ayant une pente de 11 à 16%. Le lisier de porc y a été épandu à raison de 150 kg N/ha. Les résultats indiquent également que la concentration de divers polluants dans l'eau de ruissellement décroissait avec l'augmenta-tion du délai entre le jour d'épandage et celui de la simulation de la première pluie: il y a eu en effet, une réduction de 90% de la concentration de la demande chimique en oxygène (DCO), d'azote total Kjeldahl (NTK) et de phosphore total (P) entre un délai d'une heure et de 3 jours. Par contre les auteurs ont observé une augmentation de la concentration de nitrates dans l'eau de ruissellement après trois jours, preuve d'une certaine nitrification de l'azote pendant cette période. Les valeurs absolues n'ont cependant pas été mentionnées. Bottom et al.,(1983) ont démontré également que, plus le temps écoulé entre la journée d'épandage et la simulation de la première pluie était long, plus le potentiel de pollution de l'eau de ruissellement était faible. Pour cette expérience réalisée avec du lisier de bovin sur des parcelles naturelles de 4 m de côté érigées sur un pâturage, les pluies avaient des intensités de 87 et 108 mm/h et une durée de 3 heures.

En se basant sur les résultats précédents, on peut penser que le délai entre la journée d'épandage et l'avènement de la première pluie est un facteur utile pour contrôler ou minimiser la pollution des eaux de ruissellement, suite à l'épandage du lisier.

1.4 Processus de transformation et de transport du phosphore

Après l'azote, le phosphore constitue un des éléments indispensables à la croissance et à la productivité des végétaux (Buckman et Brady,1969b; Brady,1984c).

Le phosphore est un des éléments essentiels pour la constitution

de toutes les cellules vivantes, où il participe à la synthèse des molécules organiques et du matériel génétique (acides nucléiques) et au déroulement des processus d'accumulation et de transfert d'énergie (Buckman et Brady,1969b; Dommergues et Mangenot,1970b).

Dans le sol, le phosphore est présent à la fois sous forme organique et sous forme minérale; toutes deux étant importantes pour la croissance des plantes. La proportion de chacune des formes varie d'un sol à l'autre (Buckman et Brady,1969b; Dommergues et Mangenot,1970b; Brady,1984c; Bédard,1989; Couillard et Li,1991b).

Les formes organiques proviennent des résidus des végétaux et d'animaux ou de cellules microbiennes. Les principales formes organiques sont: la phytine, les nucléoprotéines, les acides nucléiques, les phospholipides et les sucres phosphorylés. Les formes organiques du phosphore représentent en moyenne 15 à 80% du phosphore total du sol (Buckman et Brady,1969b; Dommergues et Mangenot,1970b). La quantité de phosphore en solution est généralement faible (Novotny et Chesters,1981b). En effet, il n'est pas rare que plus de 50% du phosphore soit sous forme organique (Brady,1984c).

En ce qui concerne le phosphore minéral, on peut distinguer, du point de vue de l'assimilabilité par les plantes, trois formes (Dommergues et Mangenot,1970b): 1) les formes immédiatement assimilables: ce sont les ions PO_4^{3-} dans la solution du sol; 2) les formes assimilables après désorption: ce sont les ions PO_4^{3-} adsorbés à la surface des colloïdes du sol par l'intermédiaire des cations Ca^{2+}, Fe^{3+}, Al^{3+} qui diffusent dans la solution du sol au fur et à mesure que celle-ci s'appauvrit par suite de la consommation par les plantes; 3) les formes non assimilables telles que: phosphate tricalcique, hydroxy-apatite et carbonate-apatite.

Brown(1983), Bédard(1989), Couillard et Li(1991a;1991b) décrivent plusieurs termes utilisés dans la littérature pour différencier les formes de phosphore: la plupart de ces termes sont liés aux méthodes analytiques utilisées en laboratoire, qu'elles soient physiques ou chimiques. Par exemple, le phosphore total inclut le phosphore particulaire et le phosphore dissout, formes de phosphore dont la concentration est déterminée par filtration. La classification chimique communément utilisée est basée sur l'activité du phosphore avec les réactifs colorimétriques. Ainsi, les résultats obtenus sur des échantillons filtrés ou non filtrés sont exprimés en termes de phosphore réactif filtré, et de phosphore réactif respectivement. D'autres termes associés à la même classification chimique sont le phosphore réactif au molybdate, l'orthophosphate, le phosphore inorganique et les phosphates.

Contrairement à l'azote, le phosphore n'est pas particulièrement mobile dans le sol, de sorte que les ions phosphates ne sont pas lessivés facilement. Le phosphore est donc normalement retenu fortement par les particules d'argile et de matière organique (Novotny et Chesters,1981a). C'est pourquoi dans la plupart des sols, la proportion du phosphore disponible aux plantes par rapport au total est très faible, de l'ordre de 0,01% (Dommergues et Mangenot,1970b).

Le problème du phosphore tient au fait que dès son épandage sur le sol, il est souvent fixé par celui-ci, le rendant insoluble, et par conséquent non disponible aux plantes, si bien que de grandes quantités de phosphore sont épandues en excès par rapport aux besoins réels. De plus, le prélèvement du phosphore par les plantes est relativement lent par rapport à celui de l'azote ou du potassium. Il résulte de ces facteurs, une accumulation de phosphore dans la plupart des sols agricoles (Buckman et Brady,1969b; Brady,1984c).

La nutrition phosphatée des végétaux se fait presque exclusivement à partir des ions PO_4^{3-} de la solution du sol. Ces ions proviennent en définitive, soit de la solubilisation des formes minérales insolubles, soit de la minéralisation des formes organiques. Les microorganismes telluriques interviennent activement dans ces deux types de transformations bénéfiques pour les plantes. Cependant, ils peuvent concurrencer ces dernières en utilisant, pour leurs besoins, une partie des ions PO_4^{3-} disponibles: il s'agit alors d'un phénomène d'immobilisation de même nature que celui discuté dans le section concernant l'azote (Dommergues et Mangenot,1970b).

La figure 1.2 montre les transformations biologiques du phosphore.

Les microorganismes responsables de la solubilisation biologique des phosphates appartiennent à des groupes et à des espèces très divers, aussi bien des bactéries que des champignons. Les bactéries sont relativement abondantes dans les sols, où elles peuvent représenter jusqu'à 10 à 15% des populations microbiennes (Dommergues et Mangenot,1970b).

Elles appartiennent à des genres très divers par exemple Pseudomonas, Achromobacter, Escherichia, Micrococus ... (Dommergues et Mangenot,1970b; Couillard,1990). Dans le sol, les microorganismes (bactéries et champignons) qui minéralisent le phosphore organique peuvent représenter jusqu'à 70 à 80% de l'ensemble de la micropopulation (Dommergues et Mangenot,1970b).

La solubilisation des phosphates ne présente pas d'exigences écologiques précises, vraisemblablement en raison du très grand nombre d'espèces de microorganismes impliqués dans ce processus (Dommergues et Mangenot,1970b).

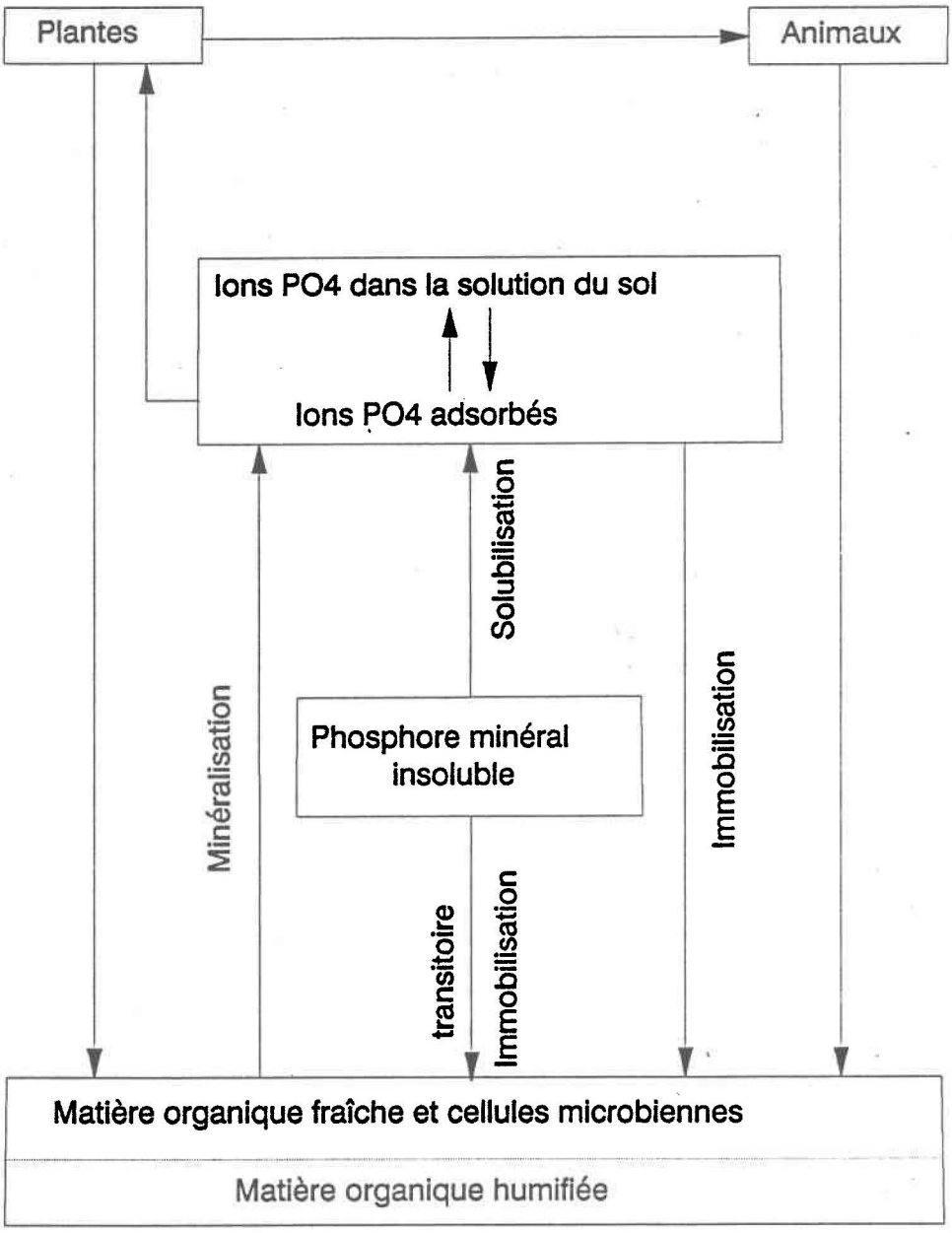


FIGURE 1.2:
Transformations biologiques du phosphore (Dommergues et Mangenot, 1970b)

Le processus global de minéralisation microbienne du phosphore organique dans le sol est régi par certains facteurs écologiques. Ce sont:

1) le pH: la minéralisation du phosphore est plus sensible à l'action du pH que la minéralisation de l'azote; une élévation du pH induit, en général, une accélération de la minéralisation plus marquée pour le phosphore que pour l'azote. Les pH les plus favorables sont compris entre 6,0 et 7,0 (Buckman et Brady,1969b; Dommergues et Mangenot,1970b).

2) l'humidité et la composition de l'atmosphère du sol: dans certains types de sol, la minéralisation du phosphore est fortement stimulée par l'anaérobiose; les alternances d'humidité et de sécheresse semblent également stimuler la minéralisation du phosphore (Dommergues et Mangenot,1970b).

3) la température: la minéralisation nette du phosphore est favorisée par les températures élevées (Dommergues et Mangenot,1970b).

Buckman et Brady(1969b) ajoutent à cette liste: 1) la présence de fer, d'aluminium et de manganèse soluble; 2) la présence de minéraux contenant du fer, de l'aluminium et du manganèse; 3) la disponibilité du calcium ou de minéraux à base de calcium et 4) la quantité et l'état de décomposition de la matière organique.

Pendant que l'eau ruisselle sur le sol, il se produit des réactions entre le phosphore soluble dans l'eau et le phosphore adsorbé sur les matières en suspension. Une partie du phosphore relâché dans l'eau de ruissellement peut être réabsorbé sur le sol durant le transport. La sélectivité de l'érosion qui entraîne, de préférence, les particules les plus fines, augmente la sorption du phosphore pendant que l'eau ruisselle sur les sols agricoles (Sharpley et al.,1981a). Bien que la majeure

partie du phosphore soit entraînée en même temps que les sédiments sous l'effet de l'érosion du sol, la proportion du phosphore en solution peut être importante dans certaines conditions (Sharpley et al.,1981b).

En se basant sur les données recueillies pour 14 bassins versants de l'Ontario, Miller et Spires(1978) ont estimé que dans les eaux de surface, 70% de la charge de phosphore de sources agricoles proviennent du ruissellement sur les terres en culture, 20% des activités liées aux productions animales, 5% de l'érosion des berges des cours d'eau. 40% de cette charge est sous forme dissoute. Miller et Spires(1878) ont développé des régressions liant la charge de phosphore par unité de surface et les caractéristiques des bassins versants avec un coefficient de détermination (R^2) de 0,86. Parmi ces caractéristiques, celles dont l'augmentation a un effet positif sur la charge de phosphore sont le pourcentage d'argile dans la couche superficielle du sol et la proportion de la superficie du bassin qui est utilisée pour les cultures en rangées.

Le phosphore soluble retrouvé dans les eaux de ruissellement provient en effet d'une mince couche de la surface du sol qui est en contact avec la pluie et l'eau de ruissellement. Sharpley et al.,(1981b) ont démontré l'existence d'une relation linéaire entre la concentration de phosphore soluble dans l'eau de la couche superficielle du sol, et la concentration moyenne de cet élément dans l'eau de ruissellement. Il ont également observé qu'au cours d'une pluie, la concentration de phosphore soluble dans l'eau de ruissellement décroissait linéairement avec le temps ceci en axes logarithmiques. Ils ont estimé à 1.5-3,0 mm, l'épaisseur de la couche de surface du sol qui réagissait avec l'eau de ruissellement.

Bien que dans le sol, le phosphore réagisse rapidement avec le calcium, le fer et l'aluminium pour former des composés insolu-

bles (la plupart des sols ont une certaine capacité d'immobiliser le phosphore épandu), les sols qui reçoivent de grandes quantités de déjections animales au cours des années ont une capacité limitée à fixer le phosphore soluble, car les sites d'adsorption peuvent se saturer, augmentant ainsi la concentration de phosphore dans l'eau du sol. L'épandage des déjections animales au-delà de la capacité des sols à fixer le phosphore résulte donc en une augmentation de la concentration de phosphore dans les eaux de ruissellement et de lessivage (Reddy et al.,1978).

Lorsque des résidus contenant du phosphore soluble sont épandus sur le sol, les plus importantes réactions qui ont lieu sont la sorption, la désorption ou la dissolution. La sorption du phosphore par le sol est surtout causée par la présence d'oxydes amorphes de fer et d'aluminium et d'hydroxy-oxydes de fer et d'aluminium qui agissent comme sites d'adsorption. Ce type de sorption prédomine dans les sols acides . Dans les sols basiques à pH supérieur à 8, la sorption du phosphore inorganique est l'oeuvre de molécules de $CaCO_3$. Une autre forme de rétention du phosphore de l'eau du sol, est la sorption par les minéraux à base de silice (Reddy et al.,1978).

La capacité d'un sol à adsorber le phosphore est souvent décrite par un isotherme d'adsorption qui décrit la relation entre la concentration de phosphore dans l'eau du sol et la quantité de phosphore adsorbée. La capacité maximale d'adsorption du sol est généralement atteinte lorsque tous les sites d'adsorption sont saturés à la suite de l'épandage du phosphore. Cette capacité dépend du type ainsi que de plusieurs paramètres physico-chimiques du sol (Reddy et al.,1978). Les isothermes de Freundlich et de Langmuir en sont des exemples. L'adsorption peut être également décrite par une concentration d'équilibre de phosphore (CEP), à laquelle le phosphore est adsorbé et désorbé au même taux, les deux processus étant dans un état d'équilibre dynami-

que. La valeur de CEP indique la capacité du sol à désorber ou à adsorber, lorsque ce sol est en contact avec un liquide ayant une certaine concentration de phosphore (Reddy et al.,1978).

Reddy et al.,(1978) ont réalisé à notre connaissance les travaux les plus intéressants qui expliquent l'évolution du phosphore dans le sol à la suite de l'épandage des déjections animales et la signification de cette évolution en relation avec la pollution diffuse agricole. Les expériences ont été faites en laboratoire et au champ sur trois types de sol: sable loameux, loam sablonneux et loam argileux. Dans le cas des expériences effectuées au champ, des échantillons de sol furent prélevés à différentes profondeurs jusqu'à 1,05 m pour mesurer la migration et les caractéristiques de sorption du phosphore à ces profondeurs (dans le sable loameux). Cependant dans le loam sablonneux, seule la couche de surface (0-15 cm) fut échantillonnée. Les résultats les plus importants sont présentés brièvement ci-après d'autant plus qu'au Québec, dans les zones de concentration animale, les taux d'épandage de lisier de porc sont en moyenne 2 à 3 fois supérieurs aux besoins depuis plusieurs décennies (Gangbazo et Buteau,1985a;1985b;1985c), ce qui laisse supposer une accumulation importante de phosphore dans les sols.

L'épandage de déjections animales à des taux excédentaires c'est-à-dire des taux plus élevés que les besoins agronomiques, augmente la concentration de phosphore soluble à l'eau, de phosphore extractible à l'acide et la CEP du sol. L'augmentation de la CEP indique une diminution de la capacité d'adsorption du sol. Les taux d'épandage de déjections animales utilisés dans cette expérience correspondent à des taux de phosphore de 365, 374 et 724 kg P/ha pour le lisier de bovin de boucherie et de porc respectivement. La capacité d'adsorption maximale du sol était de l'ordre de 315 kg P/ha. La CEP obtenue, suite à l'épandage du lisier de porc était extrêmement élevée par rapport à celle obtenue sur les sols traités avec le lisier de bovin,

indiquant que ce sol possède une capacité énorme à désorber le phosphore, lorsqu'il est en contact avec un liquide contenant du phosphore à une concentration inférieure aux valeurs de CEP. Sous des conditions naturelles, le phosphore libéré par la surface du sol sera entraîné par le lessivage vers les nappes d'eau.

Un autre aspect du projet consistait à étudier l'effet à long terme d'un épandage excessif de lisier de porc sur les caractéristiques de sorption du phosphore par le sol. Les résultats montrent que l'épandage du lisier à des taux excédentaires augmentait le phosphore soluble dans l'eau, le phosphore extractible à l'acide, et la CEP du sable loameux et du loam sablonneux. Après cinq années successives d'épandage de lisier de porc sur le sable loameux, la concentration de phosphore soluble dans l'eau, de la couche superficielle du sol a augmenté de 0,6 à 19,4 µg/g de sol pour le taux d'épandage le plus élevé, celle du phosphore extractible à l'acide de 16,6 à 152,2 µg/g de sol, la valeur de la CEP de 0,012 à 22,0 µg/ml. La capacité de sorption a décru de 200 à 18 µg/g de sol pour le taux d'épandage le plus élevé. Des augmentations similaires ont également été observées dans le loam sablonneux traité au lisier de porc pendant trois années consécutives; cependant, l'augmentation était moins importante que dans le cas précédent.

La distribution du phosphore dans le profil du sable loameux a été mesurée après cinq années consécutives d'épandage de lisier de porc. Au taux d'épandage le plus élevé (322 kg P/ha-an), la concentration de phosphore soluble dans l'eau était de 22,5 µg/g de sol dans les premiers 7,5 cm de la surface du sol, et la migration de phosphore a été détectée jusqu'à une profondeur de 75 cm où la concentration de phosphore soluble dans l'eau atteignait 3,5 µg/g de sol. En considérant que le sol a une densité de 1,5 g/cm^3, et une porosité de 0,42, les auteurs ont estimé respectivement à 80,4 et 12,5 µg/ml, la concentration de

phosphore soluble dans l'eau des premiers 7,5 cm et à la profondeur de 75 cm, de la solution du sol si une pluie saturait toutes les pores du sol. Le sol témoin a une concentration de P soluble dans l'eau de 0,6 µg/g en surface et la concentration de l'eau du sol a été estimée à 2,1 µg/ml. A des taux d'épandage de 81 et 161 kg P/ha-an pendant cinq années consécutives, la migration de phosphore a atteint 20-30 cm et 30-45 cm respectivement.

Pour comprendre les mécanismes impliqués dans la migration du phosphore à l'intérieur du profil du sol, la capacité de sorption du phosphore du sol a été mesurée à plusieurs profondeurs dans des sols traités avec du lisier de porc. Les résultats ont montré que quel que soit le taux d'épandage de lisier (faible, moyen et élevé), la capacité d'adsorption de la surface des sols a été dépassée pour les profondeurs respectives de 0-20, 0-30 et 0-42 cm pour les taux faible, moyen et élevé. Les valeurs de la CEP sont très élevées à la surface du sol pour diminuer en fonction de la profondeur, indiquant que ces sols sont susceptibles de relâcher le phosphore dans les eaux de ruissellement et de lessivage à la suite d'une pluie.

Les travaux de Reddy et al.,(1978) montrent donc que l'épandage du lisier diminue la capacité de sorption du phosphore par le sol. Selon les auteurs, ce résultat s'explique par l'épandage de grandes quantités de phosphore inorganique et est dû à la minéralisation du phosphore organique durant la décomposition du lisier qui sature probablement la plupart des sites d'adsorption. Une autre raison possible proposée était que, durant la décomposition du lisier, plusieurs acides organiques étaient produits et formaient des complexes stables avec le fer (Fe) et l'aluminium (Al), bloquant ainsi la rétention du phosphore par ces derniers.

En se basant sur ces résultats, Reddy et al.,(1978) ont évalué le temps requis pour saturer les premiers 15 et 105 cm du profil

du sol avec l'épandage répété du lisier de porc sur le sable loameux. Pour les taux d'épandage aussi élevés que 161 et 322 kg P/ha-an, la capacité de sorption des premiers 15 cm du sol était dépassée au cours de la première année, alors que pour des taux de 81 kg P/ha-an, il fallait 5 ans pour saturer les premiers 15 cm. Donc pour saturer le profil du sol jusqu'à 105 cm, il fallait respectivement 24, 53 et 125 ans à des taux d'épandage équivalents à 322, 161 et 81 kg P/ha-an.

Les travaux de Sharpley et al.,(1984) confirment les résultats obtenus par Reddy et al.,(1978). En effet, Sharpley et al.,(1984) ont étudié l'effet à long terme de l'épandage des eaux de ruissellement provenant des cours d'exercice de bovins de boucherie sur la distribution des diverses formes de phosphore dans le sol. Le projet consistait à épandre ces eaux usées (6900 µg P/g contenant en moyenne 78% de phosphore inorganique par rapport au phosphore total), pendant 1 à 8 années consécutives sur des parcelles (loam argileux soutenant une culture continue de sorgho) à des taux variant de 0 à 1890 kg P/année. Les résultats obtenus après la huitième année montrent que la concentration de phosphore dans la couche superficielle du sol (0-15 cm) était fortement corrélée avec la quantité totale de phosphore épandue et avec le temps écoulé depuis la plus récente application. Les plus forts taux d'épandage ont produit une augmentation de 26% de la concentration de phosphore total dans la couche superficielle du sol. La proportion de phosphore inorganique par rapport au phosphore total dans cette couche a augmenté de 34 à 71% pour les plus forts taux d'épandage. En se basant sur ces résultats, les auteurs estimaient que les risques de transport, par l'eau de ruissellement, pour le phosphore accumulé dans cette couche superficielle, étaient élevés. Cependant, à la suite de l'arrêt de l'épandage, la concentration de phosphore total a décru jusqu'à son niveau original plus rapidement que celle de phosphore inorganique, conséquence de la minéralisation du phosphore organique. La migration de phosphore

dans le profil du sol n'a été que très faible.

1.5 Processus hivernaux: gel, dégel et fonte de la neige

1.5.1 Formation et accumulation de la neige

La neige est une forme de précipitation solide due à la condensation de la vapeur d'eau à une température inférieure au point de congélation (Wiesner,1970). Elle est composée d'une multitude de petits cristaux classés selon leur forme, leurs dimensions, leur cohésion et leur teneur en eau (Garstka,1964). La formation de la neige dans l'atmosphère dépend de plusieurs variables; les deux plus importantes étant une température ambiante inférieure à 0°C et l'existence d'eau surgelée (Wisler et Brater,1959c; Wiesner,1970; Schemenauer et al.,1981).

Les chutes de neige sur une certaine superficie tendent à être plus uniformes que les chutes de pluie; par contre, l'accumulation et la rétention de la neige au sol varient beaucoup d'un site à l'autre du fait de la poussée d'Archimède qui agit sur les flocons de neige. Le pourcentage de la précipitation annuelle tombant sous forme de neige en un lieu donné varie selon la latitude et l'altitude, passant de zéro à près de 100% (Wisler et Brater,1959c). Au Québec, ce pourcentage varie de 20% dans la région de Montréal à plus de 55% dans le nord de la province (Mckay,1972). Le nombre de jours où la couverture de neige persiste au sol varie également avec la latitude et l'altitude du lieu (Wisler et Brater,1959c). L'accumulation de neige dans une région peut varier considérablement à cause de la variation des possibilités d'emmagasinement et de rétention de la surface (Mckay,1972). Le tableau 1.5 donne les coefficients de rétention de la neige par certaines surfaces c'est-à-dire l'emmagasinement de la neige par une certaine surface par rapport à celui d'un sol vierge.

TABLEAU 1.5

Coefficient de rétention de la neige (Mckay,1972)

Type de surface	Valeur
Surface glacée des lacs	0,4 à 0,5
Terre arable	0,9
Sol vierge	1
Régions montagneuses	1,2
Régions forestières	1,3 à 1,4
Lits de rivières	3,0

L'importance de la chute de neige est mesurée par son équivalent en eau qui se définit comme la hauteur d'eau résultant de la fonte de la neige (Wisler et Brater,1959c). Les renseignements sur l'épaisseur de la couche de neige seulement ne fournissent pas une bonne mesure de son équivalent en eau. Il faut avoir également une certaine idée de sa densité (Wiesner,1970; Mckay,1972). En hydrologie de la neige, on considère la densité de la neige comme identique à son poids spécifique. On la détermine en divisant la hauteur de l'équivalent en eau de la couche de neige par son épaisseur. La chute de cristaux de neige de forme et de densité différentes forme la couche de neige. Alors que la neige tombée vieillit et qu'elle est soumise à l'influence des facteurs climatiques dont principalement celle du vent, la structure de la neige subit des transformations qui altèrent sa densité. La transformation d'une couche de neige folle, sèche, surgelée, de faible densité en une couche granulaire, humide, de forte densité s'appelle mûrissement (Bruce et Clark,1966b) ou métamorphose (Garstka,1964). On considère qu'une neige est mûre lorsqu'elle peut contribuer au ruissellement (McKay,1972).

Une couche de neige n'est pas nécessairement homogène; elle peut contenir des plaquettes ou des lentilles de glace et des strates de neige de différentes densités (Wisler et Brater,1959c; Garstka,1964). La densité moyenne obtenue à partir des relevés est donc une valeur intégrée sur le plan vertical qui tient compte de l'effet des événements climatiques antérieurs (Bruce et Clark,1966b; Wisler et Brater,1959c; Wiesner,1970).

Plusieurs facteurs sont à l'origine des changements de densité. Ce sont (Bruce et Clark,1966b; Wisler et Brater,1959c; Wiesner,1970; Mckay,1972):

1) l'échange de chaleur résultant de la convection , de la condensation, du rayonnement et du transport de chaleur à partir

du sol;
2) la pression de la couche de neige supérieure;
3) le vent;
4) les variations de température et de teneur en eau de la couche de neige;
5) la percolation de l'eau fondue.

La densité de la neige fraîchement tombée se situe entre 0,004 et 0,06 (Mckay,1972). Pour Garstka(1964), elle peut varier entre 0,01 et 0,15. Cet auteur ajoute qu'aux Etats-Unis, la densité moyenne est considérée égale à 0,10, de sorte qu'on estime généralement qu'une épaisseur de 10 cm de neige contient 1,0 cm d'eau. Durant la fonte, la densité du couvert de neige peut varier considérablement à cause de la présence ou de la perte de neige fondue. Une neige mûre et bien drainée a une densité de l'ordre de 0,35 (U.S Army,1960; Mckay,1972). Le tableau 1.6 donne la densité de divers types de neige.

1.5.2 Phénomènes de fonte

1.5.2.1 Théorie de la fonte de la neige

L'amorce de la fonte en un point est essentiellement un processus thermodynamique. La quantité de neige fondue est fonction de l'échange net de chaleur au couvert de neige par le milieu ambiant c'est-à-dire l'atmosphère, la pluie, le sol et la radiation solaire (Wisler et Brater,1959c; Davar,1972; Male et Gray,1981). L'acheminement de l'eau de fonte vers un autre point dans le couvert de neige et sa vitesse de déplacement vers ce point dépendent des caractéristiques physiographiques (gradient, profondeur) et thermodynamiques (porosité, structure, emmagasinement) de la couverture de neige (Davar,1972). Au dernier stade des processus conduisant à la fonte, toute la couverture de neige est à la température de 0°C et tous les cristaux de neige sont recouverts individuellement d'un mince film d'eau. A partir

TABLEAU 1.6

Densité de la couche de neige (Mckay,1972)

Type de neige	Densité
. Neige folle	0,01 à 0,03
. Neige fraîche ordinaire, immédiatement après la chute dans l'air libre	0,05 à 0,065
. Neige en voie de compaction	0,07 à 0,19
. Neige compactée	0,2 à 0,3
. Neige très peu durcie par le vent, immédiatement après la chute	0,063 à 0,08
. Neige durcie par un vent moyen	0,28
. Plaque de neige dure	0,35
. Neige fraîche, ferme(partiellement consolidée en glace)	0,4 à 0,55
. Neige ferme, vieillie	0,55 à 0,65
. Neige ferme, fondante	0,6 à 0,7

de ce moment, toute énergie additionnelle provoque une fonte; l'eau résultante se drainant subséquemment vers le sol. Lorsque le taux de fonte est à maximum, 20% ou plus du poids du couvert de neige peut être sous forme liquide (Davar,1972).

Comme mentionné précédemment, l'évaluation théorique de la fonte de la neige est un problème de transfert de chaleur impliquant la radiation, la convection et la conduction (Garstka,1964; Morin et al.,1987; Morin et Couillard,1990). L'importance relative de chacun de ces processus de transfert de chaleur est très variable et dépend des conditions atmosphériques générales, ainsi que des conditions locales (U.S Army,1960). Male et Gray(1981), U.S Army(1960) et Morin et al.,(1983;1987) ont décri les sources de chaleur et leur influence respective sur la fonte de la neige. L'énergie qui produit la fonte de la neige est déterminée par l'équation suivante:

$$Qm = Qsn + Qln + Qh + Qe + Qg + Qp$$

où

Qm = énergie responsable de la fonte;
Qsn = radiation solaire nette de courte longueur d'onde absorbée par la neige;
Qln = radiation terrestre nette de grande longueur d'onde à l'interface neige-air;
Qh = énergie due à la convection ou chaleur sensible à l'interface neige-air;
Qe = chaleur latente (évaporation, sublimation, condensation) à l'interface neige-air;
Qg = énergie reçue par conduction à l'interface neige-sol;
Qp = énergie calorifique de la pluie;

La radiation nette de grande longueur d'onde et le transfert de

chaleur par convection agissent à l'interface neige-air alors que l'échange de chaleur due à la radiation solaire de courte longueur d'onde agit surtout à la surface de la neige, bien qu'une certaine quantité pénètre dans la couche de neige. La perte de chaleur du sol qui est généralement très faible, peut produire de petites quantités d'eau de fonte près de l'interface sol-neige (Male et Gray,1981). L'eau de pluie peut pénétrer profondément dans la couche de neige, introduisant alors de la chaleur qui se distribue plus uniformément dans la couche de neige que le font les autres sources de chaleur. Cependant l'eau de fonte est surtout produite à l'interface neige-air (Male et Gray,1981). Le tableau 1.7 donne un ordre de grandeur des diverses sources d'énergie au cours de la période de fonte en Saskatchewan pour des journées sans nuage et pour un site où la végétation n'est pas plus haute que la couverture de neige. On remarque la grande variabilité des valeurs des différentes sources de chaleur. Les variations relatives des flux de chaleur peuvent être attribuées aux changements des conditions du vent, de l'humidité relative, de la température de l'air et de la période de l'année.

Le tableau montre également la dominance de la radiation nette (Qn) par rapport aux autres sources de chaleur au cours de la période de fonte.

a) Radiation solaire de courte longueur d'onde

a.1) Radiation incidente

La longueur d'onde des radiations qui influencent la fonte de la neige est comprise entre 0,2 et 100 µm. On distingue particulièrement deux types de radiation: 1) la radiation de courte longueur d'onde émise par le soleil et dont la longueur d'onde tombe dans une gamme très étroite variant de 0,2 à 2,2 µm et dont l'intensité maximale correspond à 0,47 µm; 2) la radiation de grande longueur d'onde émise par l'atmosphère et la terre et

TABLEAU 1.7

Choix de quelques valeurs de transfert d'énergie(kJ/m^2-j)* au cours de la période de fonte en absence de végétation à Bad Lake, Saskatchewan (Male et Gray,1981)

Date	Qsn	Qln	Qn**	Qh	Qe	Qg
11-4-75	8090	-6320	1770	186	-855	-45
12-4-75	9620	-8480	1140	782	26	-22
14-4-75	12290	-9430	2860	13	-395	-4
17-3-76	4630	-4500	130	1830	-555	64
27-3-76	7200	-7720	-520	1517	-208	-237
28-3-76	7790	-7120	670	70	-201	-111
29-3-76	9070	-7660	1410	532	-60	-180
30-3-76	9290	-6040	3250	827	140	-270

*Les valeurs positives indiquent un gain d'énergie par la neige

**Radiation journalière nette Qn = Qsn - Qln

dont la longueur d'onde varie de 6,8 à 100 µm (Male et Gray, 1981).

Le rayonnement solaire absorbé de courte longueur d'onde influence grandement le microclimat au dessus de la couverture de neige. La quantité d'énergie ainsi absorbée par la couverture de neige constitue une composante importante de la fonte totale. La quantité nette de chaleur absorbée dépend de la latitude, de l'orientation, de la pente, de la saison, de l'heure du jour, des conditions atmosphériques (nuage, brume, pluie), du couvert forestier et de l'albédo de la neige. L'intensité du rayonnement solaire de courte longueur d'onde est exprimée en Langleys (cal/cm^2-unité de temps); (Davar,1972).

a.2) Albédo

Une grande proportion de la radiation solaire incidente de courte longueur d'onde est réfléchie à la surface de la neige. Le ratio de la radiation réfléchie par rapport à la radiation incidente est appelé albédo; il est exprimé soit en décimales, soit en pourcentage. Une partie de la radiation incidente est donc transférée sous la surface de la neige. La réflectance moyenne ou l'albédo moyen détermine donc la proportion de la chaleur radiante qui est absorbée par la couverture de neige; elle est donc un facteur important pour la détermination du taux de fonte. L'albédo dépend de la taille des grains de neige, de sa densité, de l'angle du soleil et de la rugosité de la surface de la couverture de neige (Male et Gray,1981).

La compréhension des changements de l'albédo de la couverture de neige avec le temps est très importante pour étudier les mécanismes d'infiltration dans les sols gelés (Murray et Gillies,1971). L'albédo de la neige varie beaucoup: la neige fraîche peut réfléchir plus de 80% de la radiation solaire incidente de courte longueur d'onde, alors qu'une neige mûre et granulaire

peut en réfléchir 40%. Ainsi, pour un albédo de 80%, 4/5 ième de la radiation solaire incidente de courte longueur d'onde est réfléchie sans aucun effet de réchauffement sur l'air ou sans contribuer effectivement à la fonte de la neige (Garstka,1964). Lorsqu'une vieille couche de neige est ensevelie sous une nouvelle neige, l'albédo de la couverture résultante est celui de la nouvelle surface. A mesure que cette neige fond, l'albédo se rapproche de celui de l'ancienne couche (Mckay,1972).

Le tableau 1.8 donne les propriétés réfléchissantes de la neige; les valeurs indiquent que l'albédo diminue avec l'accroissement de l'altitude du soleil et la longueur d'onde. Les variations quotidiennes dans le spectre lumineux dues aux variations de l'altitude du soleil constituent le facteur le plus important dans la détermination du changement de réflexivité d'une surface enneigée stable Mckay(1972).

La figure 1.3 montre le changement de l'albédo de la neige fondante selon la longueur d'onde de la lumière.

a.3) Pénétration de la radiation solaire dans la neige

La neige étant translucide, la radiation solaire pénètre dans la couche de neige sur une certaine profondeur. La pénétration de la radiation solaire dans la couche de neige n'a en pratique que très peu d'effet sur la fonte de la neige parce que l'énergie qui atteint le sol est négligeable et que la fonte est indépendante de la profondeur à laquelle la radiation est absorbée. Cependant, dans les couvertures de neige peu épaisses, la pénétration de l'énergie solaire dans le sol sous la couverture de neige peut affecter aussi bien la fonte que l'infiltration. En effet, une partie de l'énergie absorbée par le sol peut être transférée à la neige par conduction ou par émission ou sous forme de grandes longueurs d'ondes, pourvoyant de l'énergie additionnelle pour fondre la neige ou dégeler le sol, favorisant

TABLEAU 1.8

Propriétés réfléchissantes de la neige (Mckay,1972)

Etat de la surface neigeuse	Hauteur du soleil(°)	Réflexibilité (%)
Compacte, sèche et poreuse	30,3	86
	29,7	88
	25,1	95
Propre, humide et grain fin	33,3	64
	34,5	63
	35,3	63
Propre, humide et grain grossier	33,7	61
	32,0	62
Poreuse, très humide, grisâtre	35,3	47
	36,3	46
	37,3	45
Très poreuse, grise, gorgée d'eau et glace visible à l'oeil	32,8	43
	31,7	43
Très poreuse, brunâtre et saturée d'eau	29,7	31
Très poreuse, sale, saturée d'eau et glace visible	37,3	29

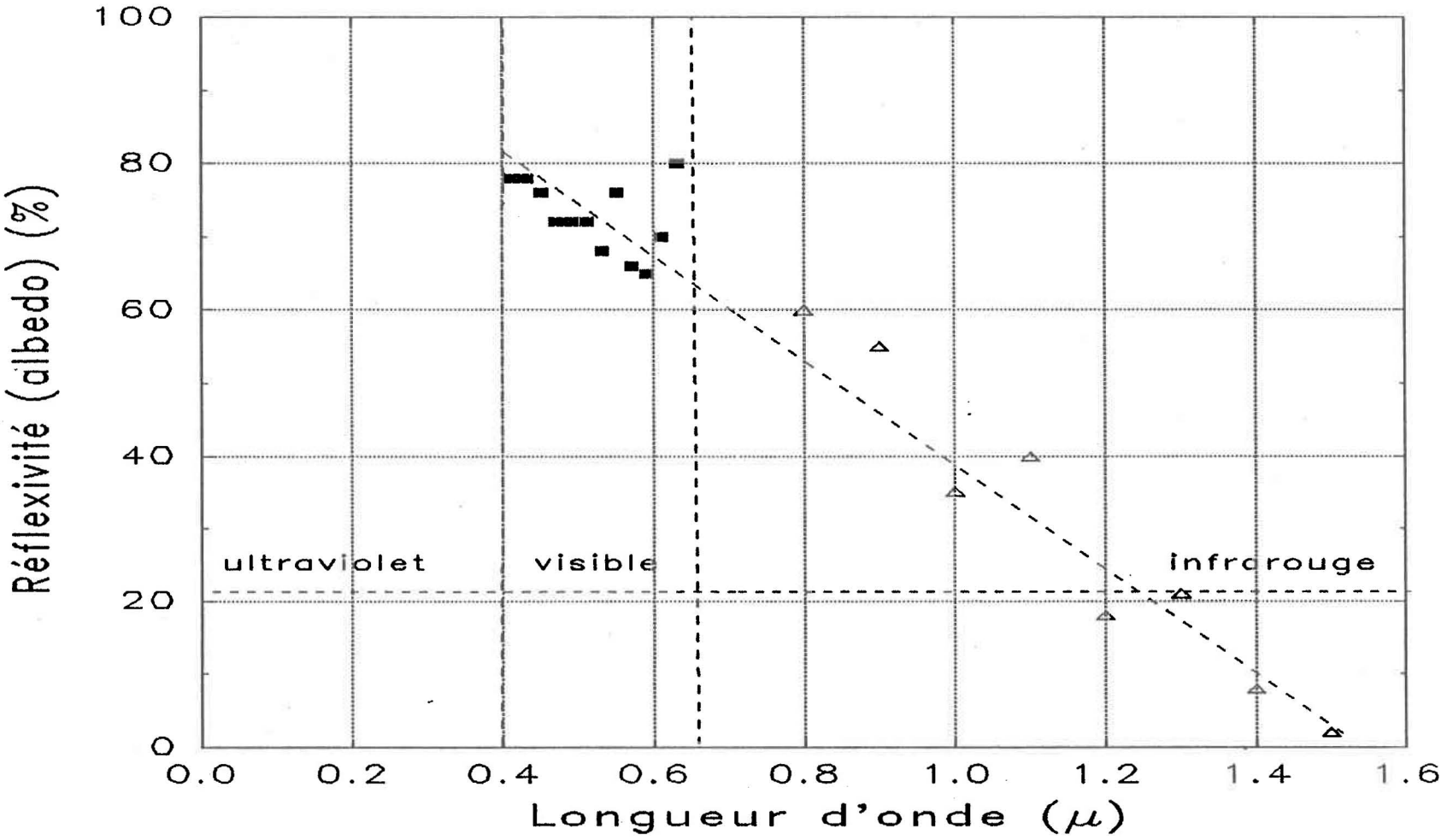


FIGURE 1.3:
Réflexibilité approximative de la neige fondante pour le spectre lumineux (McKay, 1972)

ainsi l'infiltration de l'eau (Male et Gray,1981).

b) Radiation de grande longueur d'onde

En présence de la radiation terrestre de grande longueur d'onde, la neige se comporte presque comme un corps noir parfait, absorbant toute la radiation incidente et émettant le maximum possible de radiation (U.S Army,1960). La radiation nette à la surface de la neige (Qln) a deux composantes, soient le flux descendant ou radiation incidente (Qli) et le flux ascendant (Qle) émis par la surface de la neige (Tableau 1.7). Au dessus de la neige, Qle est normalement supérieure à Qli, si bien que Qln représente une perte d'énergie par la couverture de neige. Sous un ciel clair, la composante incidente de la radiation terrestre de grande longueur d'onde est émise par l'ozone, le gaz carbonique et la vapeur d'eau dans une proportion de 2, 17 et 81% du total respectivement (Male et Gray,1981).

c) Echange d'énergie par convection et chaleur latente

Quand la vapeur d'eau de l'atmosphère se condense à la surface de la neige, la chaleur produite par la condensation est absorbée par la couche de neige. La fonte produite par convection est causée surtout par la chaleur venant de l'air chaud circulant au-dessus de la surface de la neige. La fonte produite par convection et condensation est en général très faible par rapport à celle produite par la radiation (Davar,1972; Male et Gray,1981). En Oregon, on a évalué la contribution des différentes sources de chaleur à la fonte de la neige comme suit: 15% par la radiation solaire de courte longueur d'onde, 50% par la radiation solaire de grande longueur d'onde, 20% par la chaleur de convection et 15% par la chaleur latente de condensation (Garstka,1964). Il en résulte que 85% de la fonte de la neige est due à la température de l'air et l'humidité relative et 15% à la radiation solaire de courte longueur d'onde.

d) Transfert d'énergie à partir du sol

Le flux d'énergie reçu du sol est en général négligeable sur une courte période de temps; son action peut être estimée à 0,5 mm par jour (Garstka,1964). Cependant, son effet cumulatif au cours de l'hiver peut être significatif (Male et Gray,1981). Ce flux influence aussi les fluctuations de la température de la neige près du sol et conditionne donc la neige en vue de la fonte. Dans les régions où la température ambiante demeure près du 0°C, le flux de chaleur reçu du sol peut provoquer la fonte de la neige. Bien que la quantité d'eau qui en résulte soit en général très faible, son effet sur les propriétés thermiques du sol et sur l'infiltration de l'eau dans le sol peut être important. Il arrive cependant aussi que l'eau qui s'infiltre dans le sol gelé et forme une couche imperméable qui augmente le ruissellement (Male et Gray,1981).

e) Transfert de chaleur dû à la pluie

La pluie tombant sur la surface neigeuse à une température supérieure à 0°C transfère de la chaleur à la neige et produit ainsi de la fonte. Dans ce cas, la quantité de fonte produite est généralement faible (Davar,1972).

1.5.2.2 Aspects hydrologiques

La fonte de la neige débute à la surface de la neige ou près de celle-ci (Wakahama,1963). Dans une couverture de neige dont la température est inférieure à 0°C, il y a très peu d'eau libre. A mesure que la température approche de 0°C, un film continu d'eau se forme autour de chaque grain de neige (Davar,1972). Au cours de ce processus appelé métamorphose de la neige, le diamètre des grains peut augmenter jusqu'à 6 mm. La teneur en eau libre de la base de la couverture de neige augmente sans qu'il y ait un déplacement horizontal appréciable d'eau, jusqu'à ce

que la pression à l'interface neige-sol s'approche de la pression atmosphérique. Puisque les particules de neige sont grosses et ont approximativement le même diamètre à ce stade, la conductivité hydraulique de la neige augmente, si bien que l'eau commence à se déplacer dans le sens horizontal. A partir de ce moment, le couvert de neige peut théoriquement être séparé en deux couches distinctes (Steenhuis et al.,1981): 1) une couche saturée avec une frange capillaire située juste au dessus de l'interface sol-neige où l'eau circule horizontalement - dans cette couche, la pression de l'eau fait grossir les grains de neige et augmente la conductivité hydraulique de la couche; 2) au dessus de couche saturée, il y une couche non saturée où l'eau circule du haut vers le bas. Selon Wakahama(1963), la percolation de l'eau dans le couvert de neige, ne se fait pas uniformément dans le sens vertical parce que l'action de la gravité est souvent contrée par l'action des forces capillaires si bien qu'en pratique, l'eau se déplace horizontalement à travers la couverture de neige plutôt que verticalement.

La percolation de l'eau à travers la couverture de neige emprunte deux mécanismes (Wakahama,1968): 1) percolation via des canaux où l'eau, issue de la fonte, remplit les espaces vides entre les cristaux de neige et coule rapidement de haut en bas à travers ceux-ci comme des colonnes successives d'eau; 2) percolation via des films de liquide où l'eau issue de la fonte recouvre les cristaux de neige et coule doucement de haut en bas sous forme de minces films ayant entre quelques microns et 20 microns d'épaisseur.

1.5.3 Caractéristiques des sols gelés

Quatre termes anglais sont utilisés pour décrire la structure des sols gelés (Trimble et al.,1958; Willis et al.,1961; Lesczynski,1976); ce sont ''concrete frost (gélisol surgelé)'',

''granular frost (gélisol à cristaux de glace)'', ''honeycomb frost (gélisol à alvéoles)'', et ''stalactite frost (gélisol à fibres de glace)''.

''Concrete frost'' est caractérisé par la formation de minces lentilles de glace dans le sol qui rendent ce dernier dur comme du béton. Ce type de gel se rencontre souvent dans les sols agricoles nus et dépourvus de végétation.

''Granular frost'' est une caractéristique des sols forestiers contenant beaucoup de matière organique. Il consiste en de petits cristaux de glace entourés de particules de sol, de sorte que les mottes de sol se brisent facilement.

''Honeycomb frost'' est une structure lâche et poreuse; elle est souvent rencontrée dans les sols contenant beaucoup d'agrégats.

''Stalactite frost'' consiste en une structure lâche formée de colonnes de cristaux de glace. Elle se rencontre souvent dans les sols dénudés qui sont saturés en surface.

Des recherches effectuées par Willis et al.,(1961) au Dakota montrent que les sols secs à l'automne gèlent plus rapidement et plus profondément que les sols humides. Au printemps, les sols secs dégèlent du bas vers le haut, alors que les sols humides dégèlent dans les deux sens à la fois. Sur les sols secs, le volume d'eau de ruissellement dû à la fonte de la neige est moins élevé que dans le cas des sols humides, à cause de l'infiltration de l'eau dans les sols secs. De plus, sur les sols secs, la fin de la fonte de la neige coïncide avec la disparition du gel du profil du sol alors que sur les sols humides, le dégel complet du sol n'a lieu que plusieurs jours après la fin de la fonte de la neige.

Le gel du sol n'est pas uniforme et le front de gel n'avance pas

à une vitesse constante. La profondeur de gel varie d'un hiver à l'autre et varie au cours de l'hiver. Les sols cultivés gèlent plus profondément que les sols en jachère (Lesczynski,1976).

Selon Murray et Gillies(1971), l'état d'humidité du sol et les conditions météorologiques qui prévalent au moment de la fonte de la neige déterminent la distribution de l'eau entre l'infiltration et le ruissellement. Le volume d'eau qui s'infiltre dans le sol dépend de la teneur en eau du sol avant le gel et de la production de chaleur à la surface du sol au cours de la période de fonte. Pour qu'une quantité appréciable d'eau s'infiltre dans le sol, il faut qu'il y ait assez de chaleur pour fondre la neige et qu'une quantité appréciable de chaleur soit transmise au sol pour empêcher que cette eau gèle à la surface du sol, bouchant par le fait même les pores du sol. Plus la quantité de chaleur qui atteint la surface du sol augmente, plus le sol dégèle, libérant plus de pores de l'emprise de la glace. Le taux d'infiltration de l'eau dans les sols gelés dépend donc des conditions prévalant avant le gel et au moment du dégel. Murray et Gillies(1971) distinguent trois types d'infiltration décrits comme suit: 1) un taux d'infiltration lent, raisonnablement constant dans le temps, résultant d'une teneur en eau élevée au moment du gel et d'un dégel du sol lent en période de fonte; 2) une augmentation du taux d'infiltration avec le temps, résultant d'un sol très humide avant le gel, et la disponibilité d'une quantité suffisante d'énergie pour dégeler le sol pendant la fonte de la neige; 3) une diminution du taux d'infiltration avec le temps, situation qui se produit lorsque le sol gèle dans un état de sécheresse et qu'il y a peu de chaleur pour empêcher le gel de l'eau qui s'infiltre dans le sol à la suite de la fonte de la neige.

Stoeckeler et Weitzman(1960) ont mesuré dans le nord du Dakota, le taux d'infiltration de sols gelés dans des prairies et en forêt. Ils ont obtenu 0,23 cm/h dans un silt loameux ayant une

structure de type ''concrete frost'' alors que, dans des sables ayant la même structure le taux d'infiltration, était de 1,19 cm/h. Ils ont mesuré 5,56 cm/h dans des sols à grande porosité avec une structure de type ''concrete frost'', 10,08 cm/h dans des sols partiellement gelés et 33,58 cm/h dans des sols non gelés.

Le gel ne produit pas nécessairement un milieu imperméable; les sols ayant une faible teneur en eau deviennent souvent granulaires et plus perméables pendant le gel, et les sols saturés sont très peu perméables à la suite du gel (American Society of Civil Engineers,1952). Les essais réalisés en forêt et en terrain vague (Trimble et al.,1958) montrent que, dans tous les cas, la structure de type ''concrete frost'' rend les sols pratiquement imperméables. Cependant en forêt, le sol est souvent fissuré par endroits, facilitant l'infiltration de l'eau. La structure granulaire rend les sols plus perméables qu'ils étaient avant le gel.

1.5.4 Existence et mouvement d'eau dans les sols gelés

1.5.4.1 Existence d'eau non gelée dans les sols gelés

Déjà en 1917, Bouyoucos démontrait qu'une fraction de l'eau du sol demeurait à l'état liquide sous des températures inférieures au point de congélation de l'eau (More,1972). Plusieurs publications scientifiques traitent de l'existence d'eau à l'état liquide dans les sols gelés, mais ne s'entendent pas sur la quantité d'eau présente. Dans une revue de littérature exhaustive sur le sujet, More(1972) cite les travaux de Nersoeva et Tsytovich(1963) comme ceux qui donnent les meilleures valeurs de la teneur en eau à l'état liquide des sols gelés. Ces auteurs ont déterminé par calorimétrie le pourcentage d'eau non gelée par rapport au poids du sol sec en fonction de la température (Figure 1.4). On constate que, plus les particules de sol sont

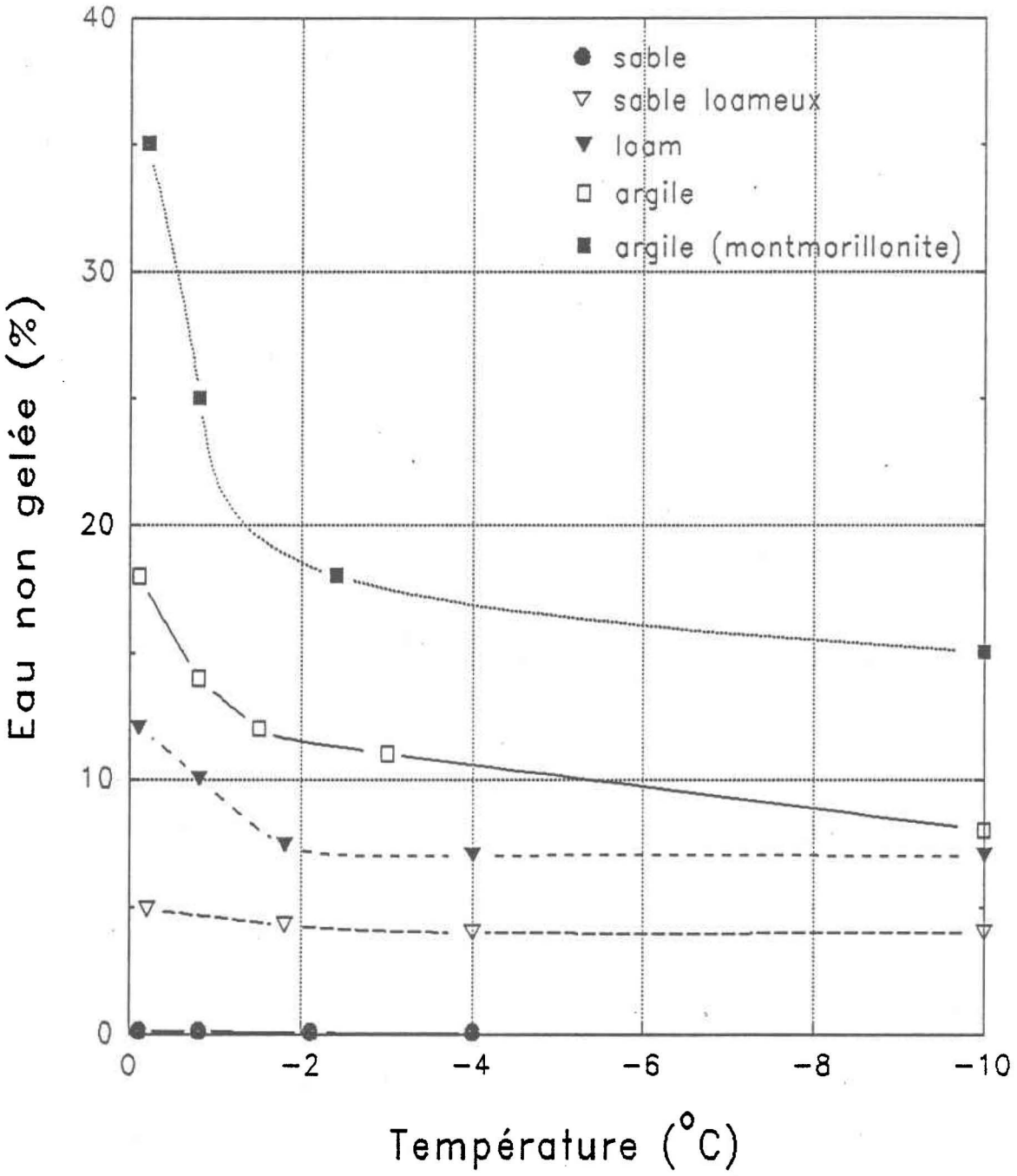


FIGURE 1.4:
Pourcentage d'eau non gelée dans les sols non salins en fonction de la température (Nersoeva et Tsytovich, 1963)

fines, plus la quantité d'eau non gelée à une température donnée augmente.

Anderson et Morgenstern(1973) et Jellineck(1967) concluent aussi à l'existence d'une certaine quantité d'eau sous forme liquide dans les sols gelés. Cette eau non gelée existe sous forme de minces films de liquide entre les particules de sol et la glace; sa quantité diminue avec la température pour être pratiquement nulle à -10°C (Anderson et Morgenstern,1973). Jellineck(1967) estime pour sa part que l'épaisseur de ces minces films, s'apparentant à du liquide, peut varier de 100A° au point de congélation à 0A° à -30°C.

1.5.4.2 Mouvement d'eau dans les sols gelés

Au Dakota du nord, Willis et al.,(1964) ont observé que dans les régions où la profondeur de la nappe d'eau fluctue normalement entre 1,25 et 2,80 m, cette dernière peut baisser de 1,5 m entre novembre et avril. Ils ont constaté que cette baisse de la profondeur de la nappe, est associée avec l'avancement du front de gel dans le sol, et est accompagnée par une augmentation de l'humidité du sol dans la zone gelée au dessus du niveau de la nappe d'eau. Lesczynski(1976), affirme aussi qu'au fur et à mesure que le front de gel avance dans le sol, l'eau disponible dans les nappes d'eau migre vers la surface, causant une augmentation de la teneur en eau du sol en surface.

Les résultats obtenus par Furguson et al.,(1964) pour une argile limoneuse, indiquent que l'eau migre vers la zone gelée lorsque la tension de l'eau dans la zone non gelée est faible. Ils affirment que la quantité d'eau non gelée dépend de la quantité d'eau disponible, de la température de la zone gelée, de la durée de la période de gel et des propriétés physiques du sol. Un mouvement appréciable d'eau a eu lieu dans les parcelles où

la tension de l'eau varie entre 1 et 2 atmosphères alors qu'aucun mouvement n'a eu lieu dans les parcelles dont la tension de l'eau est de 5 atmosphères.

Le mouvement ascendant de l'humidité en période de gel a lieu sous forme de vapeur d'eau, sous forme de liquide ou les deux, et est causé par le gradient de température qui existe dans les sols en période de gel (Willis et al.,1964). Le gradient de température crée une différence de pression de vapeur qui provoque la migration de la vapeur d'eau vers le côté froid où elle se condense (Gurr et al.,1952). Selon Schwab et al.,(1966), le mouvement a lieu surtout sous forme de vapeur d'eau et très peu sous forme liquide. Les études réalisées par Taylor et Carry (1965), contredisent cependant la suggestion de Schwab et al.,(1966) car elles ont montré que la quantité d'humidité qui migre vers le haut est en réalité beaucoup plus élevée qu'on peut le prévoir en considérant seulement le déplacement sous forme de vapeur. Leur conclusion est qu'une grande partie de ce mouvement a lieu sous forme liquide plutôt que de vapeur. De la même façon, en comparant les valeurs calculées pour le transport par vapeur avec les valeurs observées dans un sol humide mais non saturé, Dirksen et Miller(1966) ont conclu qu'au cours du processus de gel, la plus grande proportion du déplacement a lieu sous forme liquide. Ils ajoutent cependant qu'une fois que le sol est gelé, le déplacement de l'humidité a lieu surtout sous forme de vapeur.

L'augmentation de la teneur en eau de la zone de sol gelé et son effet sur le mouvement ascendant de l'humidité ne sont pas dûs uniquement au gel. En effet, la teneur en eau du sol à la capacité au champ dépend de sa température: elle diminue avec l'augmentation de la température. Ainsi la couche de sol près de surface peut retenir une quantité additionnelle d'eau au delà de la capacité au champ, lorsqu'elle est soumise à des gradients de température comme ceux observés en période de gel (Jensen et

al.,1970).

Le mouvement ascendant de l'eau en période de gel peut avoir des conséquences environnementales. En effet, au cours de la migration, l'eau du sol peut se mélanger avec les éléments nutritifs contenus dans le lisier épandu à l'automne et transporter ceux-ci vers la surface alors que le sol est gelé et couvert de neige (Steenhuis,1977).

1.5.5 Mouvement ionique dans les sols gelés

A cause de la présence de sels, l'eau contenue dans le sol gèle à une température inférieure à 0°C (Lesczynski,1976). Il a observé qu'un silt loameux gèle réellement lorsque sa température baissait vers -2 à -3°C alors qu'un sol grossier gelait autour de 0°C. L'eau gèle à l'état pur, concentrant les sels dans la solution résiduelle; les sels en solution peuvent alors exister à l'état de saumure ou précipiter (More,1972).

Campbell et al.,(1970b) ont rapporté les résultats d'une expérience à la suite de laquelle la concentration de nitrates a augmenté de l'ordre de 6 kg/ha dans les premiers 61 cm de la surface du sol, dans 70 parcelles de champ au cours de l'hiver. L'expérience consistait à introduire dans le sol, des colonnes de sol initialement à une teneur en eau et à une concentration de nitrate uniformes et de les soumettre au gel naturel. L'importance de cette migration dépend cependant de la teneur en eau du sol avant le gel. Les résultats démontrent en effet une accumulation d'eau et de nitrate vers le côté le plus froid des colonnes dont le sol était à la capacité au champ, soit vers la surface du sol. Par contre, dans les colonnes dont le sol était au point de flétrissement, le mouvement ascendant était beaucoup moins prononcé. De la même façon, Cary et Mayland(1972) ont observé au laboratoire une migration ascendante d'eau et de sels

(K_2SO_4 et $CaCl_2$) vers le côté le plus froid, lors d'une expérience au cours de laquelle des colonnes contenant du loam limoneux ou de l'argile limoneuse. Initialement la concentration saline et le taux d'humidité étaient uniformes pour les deux sols. Les colonnes furent soumises par la suite à des gradients de température. La vitesse moyenne de migration est estimée à 1,4 x 10^{-5} cm/min pour un gradient de température de 0,12 °C/cm. En se basant sur ces résultats, Cary et Mayland(1972) affirment qu'il existe un mouvement significatif d'eau, des pesticides et d'autres polluants en période de gel.

Les travaux de Malhi et Nyborg(1986) réalisés en plein champ dans le nord de l'Alberta confirment les observations de Campbell et al.,(1970b) et celles de Cary et Mayland(1972). Malhi et Nyborg(1986) ont procédé à une dizaine d'expériences, sur des sols cultivés, pour évaluer les modifications de la teneur en azote minéral des sols pendant l'hiver et au début du printemps après le dégel. Des échantillons de sols ont été prélevés périodiquement de l'automne au printemps, jusqu'à une profondeur de 120 cm et ont été analysés pour leur contenu en azote ammoniacal et nitrique. Les variations de concentration en azote nitrique se sont produites principalement dans les 60 premiers centimètres. Entre l'automne et la fin de l'hiver, il y a eu une augmentation moyenne de 48 kg d'azote nitrique/ha dans les 60 premiers centimètres, et ce, pour huit expériences effectuées sur chaume, et la valeur n'augmenta que jusqu'à 55 kg/ha lorsque la profondeur d'échantillonnage atteignait 120 cm. Si l'on tient compte uniquement des échantillons prélevés lorsque les sols étaient gelés, l'accroissement de la concentration en azote nitrique était de 31 kg/ha dans les premiers 120 centimètres et l'accumulation nette moyenne d'azote nitrique était de 0,35 kg/ha-j. Les auteurs ont constaté une perte d'azote minéral de 0,44 kg/ha au début du printemps. Les deux expériences sur jachère ont montré une plus forte accumulation d'azote nitrique pendant l'hiver et une plus grande perte au début du printemps

par rapport aux expériences effectuées sur chaume. Cette étude a révélé une forte augmentation de la teneur en azote nitrique lorsque le sol était gelé et une baisse marquée au début du printemps. Sans expliquer le mécanisme de l'augmentation de la teneur en azote nitrique du sol gelé, les auteurs ont attribué à la dénitrification et non au lessivage, les baisses de concentration de nitrates au printemps.

Les sels se déplacent seulement avec l'eau à l'état liquide. Ce déplacement a lieu à travers des films d'eau, et peut emprunter plusieurs mécanismes (More,1972): 1) vers le bas en avant du front de gel; 2) dans toutes les directions suivant des gradients de concentration; 3) dans toutes les directions par transfert de masse. Le mouvement d'eau à l'état liquide et par conséquent, le mouvement des sels n'est possible que s'il existe un potentiel et si des films continus de liquide sont présents dans le sol. Souvent la continuité des films de liquide est interrompue par des lentilles de glace (Lesczynski,1976). Murrman et al.,(1968) ont déterminé les coefficients d'autodiffusion des ions sodium dans la bentonite de Wyoming à des températures inférieures à 0°C. Ils ont conclu que le taux de diffusion relativement rapide observé sur une distance de 5 cm à une température de -15°C n'était possible que s'il existait des films d'eau continus dans le matériau. Le coefficient d'autodiffusion diminuait avec la température, probablement à cause de la diminution de l'épaisseur du film de liquide. Les sols fins du type argileux contiennent plus d'eau à l'état liquide que les sols grossiers, si bien que les sols fins contiennent plus de films de liquide, favorisant la migration de l'eau et des sels comparativement aux sols grossiers (Hoekstra,1969).

1.5.6 Perte d'éléments nutritifs lors de la fonte de la neige

Il y a relativement peu de données sur l'effet du dégel ou de la fonte de la neige sur le transport des éléments nutritifs dans les eaux de ruissellement et de drainage à la suite de l'épandage du fumier ou du lisier à l'automne.

Le potentiel de pollution du fumier ou du lisier épandu en hiver dépend en grande partie de la température du sol. Lorsque le sol n'est pas gelé, le lisier peut s'infiltrer dans le sol; l'ammoniaque est absorbé alors sur les particules d'argile et n'est pas nitrifié aussi longtemps que la température du sol reste froide (Walter,1974).

Bubenzer et Converse(1975), ont étudié l'effet de la fonte de la neige sur la perte des éléments nutritifs dans l'eau de ruissellement suite à l'épandage de lisier de bovin à l'automne. L'expérience a été réalisée sur des parcelles naturelles de 3 m x 12 m, ayant une pente de 10 à 12%. Les parcelles étaient semées en trèfle, un an avant le début du projet. Pendant trois années consécutives, l'épandage d'automne a été fait entre le 1er et le 8 décembre au taux moyen de lisier équivalant à 127 kg NTK/ha. Les résultats démontrent que la fonte de la neige a produit une perte de 12 kg NTK/ha, 5 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha, 1,2 kg $N\text{-}NO_3^-$/ha. Ces valeurs représentent respectivement 9,4%; 14%; et 120% de la quantité des différentes formes d'azote contenues dans le lisier au moment de l'épandage.

CHAPITRE 2

EPANDAGE DU LISIER DE PORC AU PRINTEMPS

2.0 OBJECTIF

L'objectif de cette première partie du projet est de déterminer l'importance de certains facteurs (taux d'épandage, mode d'épandage, délai entre l'épandage et l'événement de pluie, intensité et durée de la pluie) et leurs interactions, sur les modifications des processus de ruissellement et d'infiltration de l'eau à la suite de l'épandage du lisier de porc au printemps, la charge d'azote et de phosphore dans les eaux de ruissellement et de drainage, ainsi que la migration de l'azote et du phosphore dans le profil du sol.

2.1 METHODOLOGIE

L'expérience s'est déroulée à Lennoxville, dans le sud-est du Québec au cours de l'hiver 1988-1989, à l'intérieur d'un bâtiment chauffé, à une température moyenne de 10°C.

Description du simulateur de pluie

Un simulateur de pluie, conçu d'après un prototype réalisé par Meyer et McCune(1958) et modifié par les chercheurs du Ministère de l'Agriculture du Canada à Lennoxville pour étudier l'érosion hydrique du sol a servi lors des simulations (Figure 2.1). Des buses adaptées aux besoins du projet ont été utilisées.

La fonction de tels simulateurs est de reproduire la pluie naturelle le plus exactement possible (énergie cinétique et diamètre des gouttes de pluie). L'appareil est monté sur une

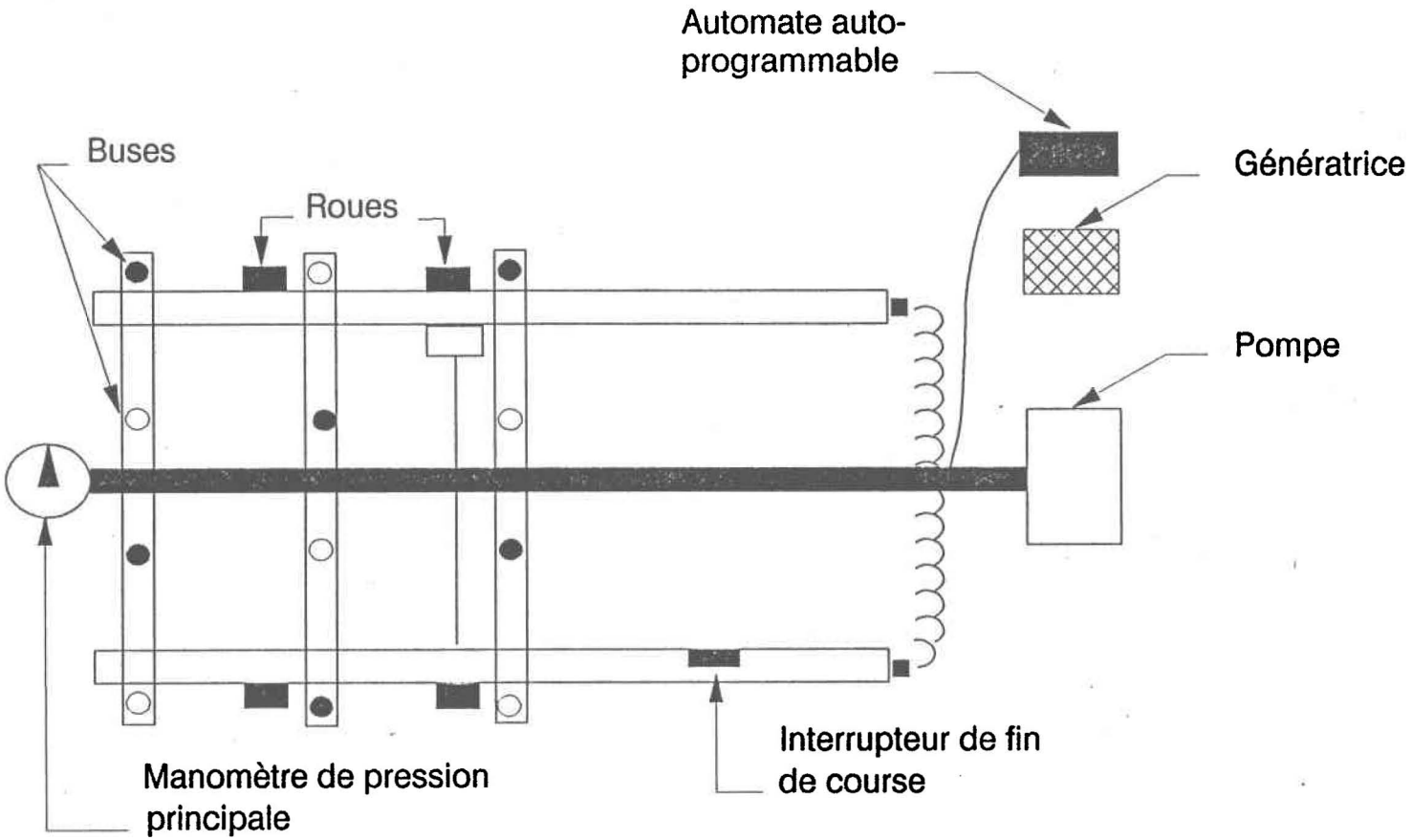


FIGURE 2.1:
Schéma du simulateur de pluie

charpente en aluminium. Il comprend douze buses pouvant fonctionner alternativement par groupe de six. Elles sont disposées sur trois axes espacés d'environ 1,5 m le long d'un chariot mobile qui se déplace sur deux rails situés à environ 2,0 m du sol. Le simulateur peut couvrir un maximum de 24 m^2 , soit une surface de 4,0 m de largeur par 6,0 m de longueur. Le déplacement du chariot mobile sur les rails s'effectue à raison de 30,5 cm/s grâce à un moteur électrique. Le déplacement longitudinal du chariot est d'environ 1,83 m; il est déterminé par la distance entre les deux interrupteurs de fin de course fixés à chacune des extrémités des rails. Un automate programmable permet de contrôler chaque buse ainsi que la vitesse de déplacement du chariot mobile. Il est alimenté par une génératrice ou par l'électricité commerciale. Lorsqu'un des interrupteurs de fin de course est actionné, l'automate arrête les buses et le moteur, puis le chariot repart dans le sens contraire sans arroser, l'arrosage se faisant toujours dans la même direction. L'automate peut également fonctionner manuellement, ce qui permet de contrôler les buses individuellement ou faire fonctionner le moteur sans arroser, ce qui facilite les opérations de validation. Un réservoir de l'ordre de 7 m^3 doté d'une pompe à essence assure l'alimentation en eau du simulateur, mais pour les besoins du projet, ce dernier était branché sur le réseau de distribution d'eau courante de la municipalité de Lennoxville. Cette eau contenait moins de 0,3 ppm d'azote total Kjeldahl, moins de 0,02 ppm d'azote ammoniacal et de nitrates , moins de 0,3 ppm de phosphore total et 0,01 ppm d'orthophosphates (Tableau 2.1).

Le simulateur de pluie est validé avant chaque série d'essais. La procédure de validation consiste d'abord à ajuster chaque buse pour qu'elle donne l'intensité nominale voulue, puis à disposer sur chaque boîte de sol préalablement recouverte d'une toile en polyéthylène noir, dans le sens de la longueur, une

TABLEAU 2.1

Qualité de l'eau utilisée lors des simulations

Paramètres	Concentration moyenne(ppm)*
Azote total Kjeldahl (NTK)	< 0,30
Azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$)	< 0,02
Nitrates ($N\text{-}NO_3^-$)	< 0,02
Phosphore total (P)	< 0,30
Orthophosphates ($P\text{-}PO_4^{3-}$)	0,01

* Nombre d'échantillons: 12

série de huit pots en plastique ayant 10 cm de diamètre. Le simulateur est opéré pendant quinze minutes à la suite desquelles la variation spatiale de l'intensité de la pluie telle que révélée par le volume d'eau recueillie dans chaque pot est calculé. L'objectif recherché est d'obtenir sur chaque boîte de sol, une intensité nominale moyenne de 11,0 ou 22,0 mm/h avec un coefficient de variation de l'ordre de 10%. Lorsque les résultats ne sont pas satisfaisants, la pression de l'eau à l'entrée du simulateur et/ou celle à l'entrée de chaque buse est modifiée, puis la validation est reprise jusqu'à satisfaction.

Description des boîtes de sol

Des boîtes en bois recouvertes à l'intérieur d'une feuille en aluminium (Figure 2.2) ont été utilisées. Elles ont 30 cm de largeur(l), 88 cm de longueur(L) et 46 cm de profondeur(p). Chaque boîte est munie d'une gouttière de 5 cm x 30 cm x 5 cm (lxLxp). La gouttière recueille l'eau de ruissellement et l'évacue par un orifice de 1,5 cm de diamètre. Un autre orifice de même diamètre est pratiqué au fond de chaque boîte pour évacuer l'eau de drainage le cas échéant. Pendant les simulations, les boîtes de sol sont distribuées au hasard sur une plate-forme en bois ayant 6,0 m de long, 1,0 m de large, et une pente de 3% (Figure 2.3)

Description du sol

Le sol utilisé pour les expériences est un loam sablo-argileux Coaticook dont l'argile est composé d'illite (78%), de chlorite (14,6%) et de kaolinite (7,8%); (Tableau 2.2). Sa teneur en eau au moment des simulations était de 18.9%, soit 5,2% en dessous de la teneur en eau à la capacité au champ. En général, les agriculteurs soucieux de conserver une bonne structure à leur

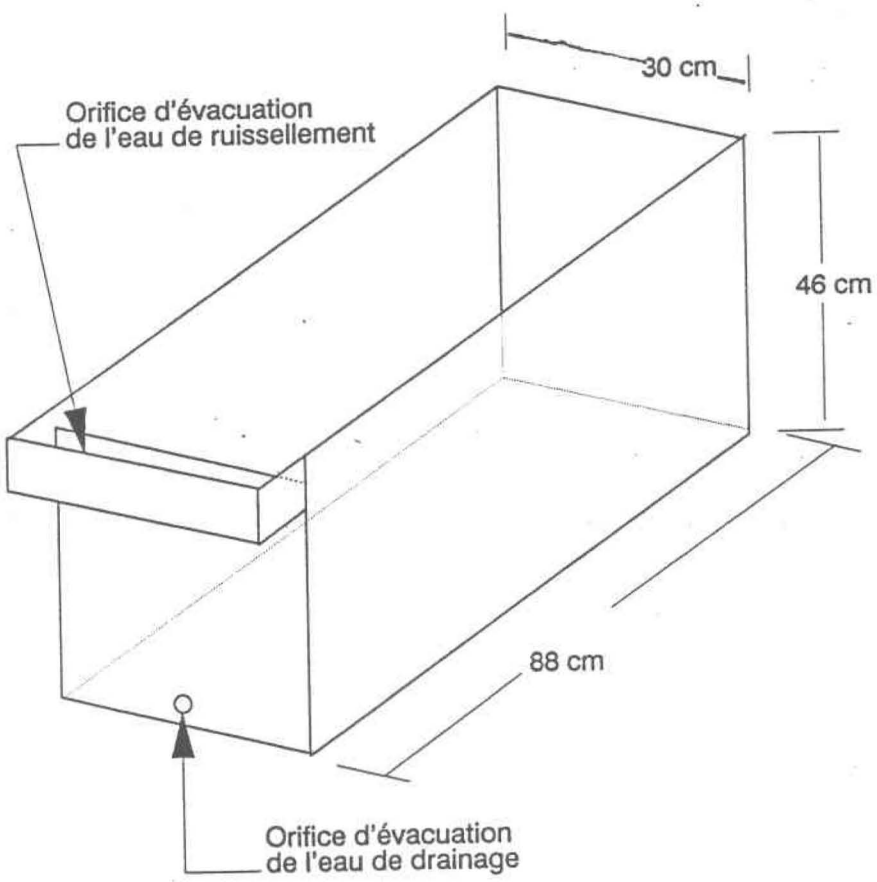


FIGURE 2.2:
Schèma d'une boîte de sol

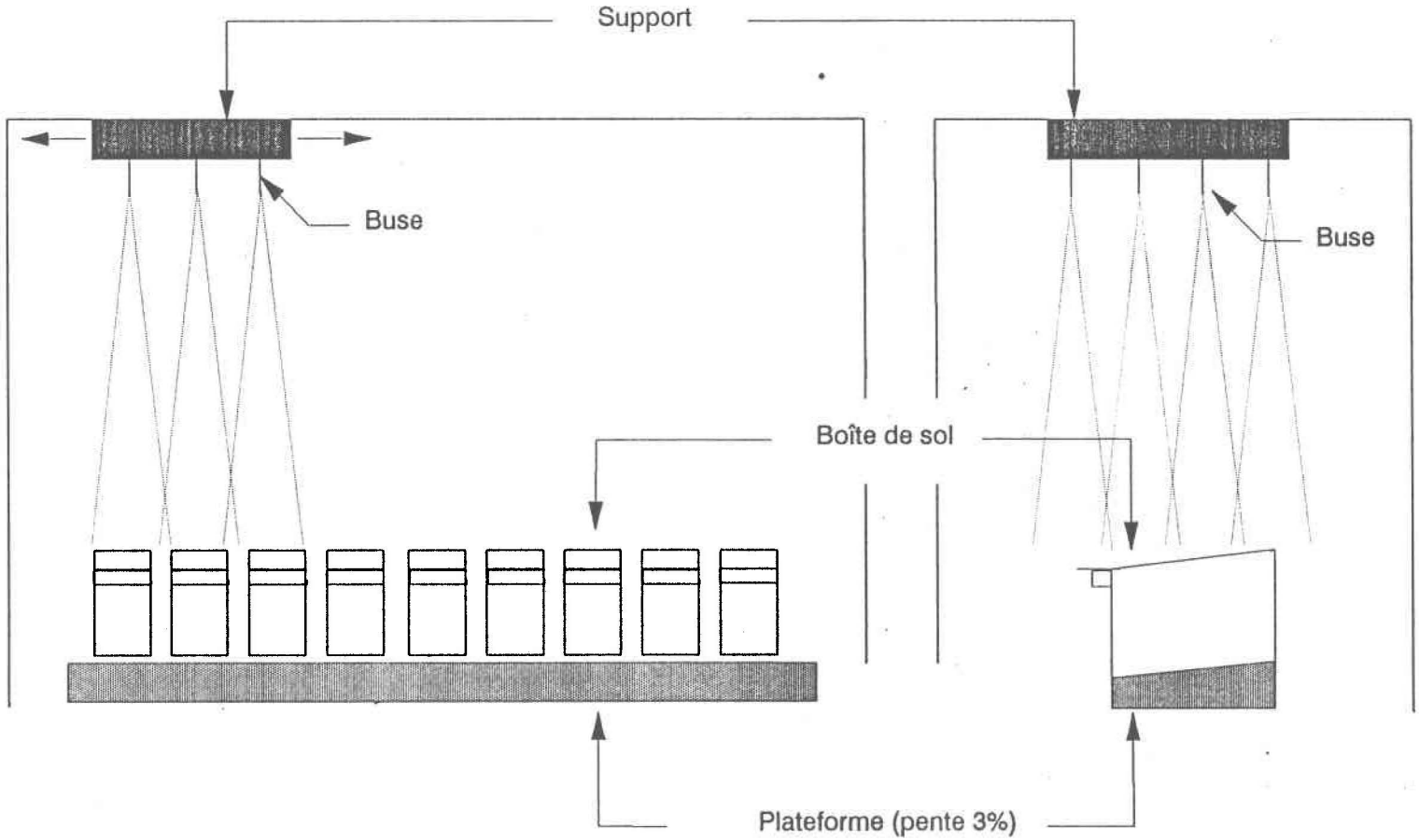


FIGURE 2.3:
Disposition des boîtes de sol sous le simulateur de pluie

TABLEAU 2.2

Caractéristiques du sol

Paramètres	Unités	Valeurs[1]
Granulométrie[2]		
-sable	%	43,3
-limon	%	28.0
-argile	%	28.7
Composition de l'argile		
-illite	%	77,6
-chlorite	%	14,6
-kaolinite	%	7,8
Masse volumique apparente[3]	$Mg.m^{-3}$	1,2
Teneur en eau	% BS	19,8(1,2)
Teneur en eau (capacité au champ)	% BS	25,0(2,0)
Matière organique	% BS	4,1
Carbone organique	% BS	3,1
Azote total Kjeldahl (NTK)	ppm	1100,0(110,0)
Azote ammoniacal ($N-NH_4^+$)	ppm	4,2(0,4)
Nitrates ($N-NO_3^-$)	ppm	12,7(4,5)
Phosphore total (P)	ppm	882,7(83,5)
Orthophosphates ($P-PO_4^{3-}$)	ppm	32,5(8,2)

(1) Moyenne(écart-type); Nombre d'échantillons: 12

(2) Sol naturel, non-tamisé

(3) Masse volumique apparente au champ; sol non-remanié

sol, évitent de circuler dans les champs avec de la machinerie agricole, lorsque la teneur en eau du sol est supérieure à la capacité au champ. Ce sol provient de la couche de surface (0 à 20 cm) d'une prairie. Le sol a été décapé et entreposé à l'abri des intempéries, puis recouvert d'une toile en polyéthylène noir, pour minimiser la perte d'humidité. Le prélèvement de la couche de surface se justifie par le fait que, dans les conditions naturelles, le lisier est surtout en contact avec la couche arable du sol, qu'il soit épandu en surface ou enfoui dans le sol (Crane et al.,1981). Le sol est tamisé grossièrement à l'aide d'un tamis dont les mailles ont 1,25 cm de côté, pour le débarrasser des pierres et des débris végétaux.

Remplissage des boîtes de sol

Les boîtes sont remplies par strates successives: au fond 5 cm de pierres concassées (3-6 mm) préalablement lavées, suivi de quatre strates successives de 10 cm de sol compacté chacune à une masse volumique apparente de 1,2 $Mg.m^{-3}$, soit la masse volumique naturelle du sol non-remanié. Lorsque la pluie doit être simulée 24 ou 48 heures après l'épandage, les boîtes sont recouvertes d'une toile en polyéthylène noir, pour éviter un assèchement excessif du sol.

Caractéristiques du lisier de porc

Le lisier frais contient 95% d'eau et 5% de matières solides. Soixante-et-seize pour cent (76%) de l'azote total Kjeldahl dont la concentration est de 5495 ppm est sous forme d'ammoniaque; il contient aussi 1218 ppm de phosphore total et 157 ppm d'orthophosphates (Tableau 2.3). Il provient d'une ferme porcine d'engraissement. Prélevé dans la préfosse attenante à la porcherie après homogénéisation du contenu, il a été pompé dans des réservoirs de 200 litres et entreposé à une température de l'ordre de 5°C.

TABLEAU 2.3

Caractéristiques du lisier de porc

Paramètres	Concentration(ppm) moyenne*
Matières solides	50 000
Azote total Kjeldahl (NTK)	5 495(254)
Azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$)	4 175(235)
Nitrates ($N\text{-}NO_3^-$)	8(2)
Phosphore total (P)	1 218(95)
Orthophosphates ($P\text{-}PO_4^{3-}$)	157(34)

* moyenne(écart-type); Nombre d'échantillons: 12

L'enfouissement du lisier consiste à l'épandre au dessus des deux premières strates de sol préalablement compactées avant de poursuivre le remplissage des boîtes.

Plan d'expériences

Le plan d'expériences est de type factoriel, avec quatre variables indépendantes (deux à trois niveaux et deux à deux niveaux) et trois répétitions (Tableau 2.4 et Figure 2.4), ce qui nécessita 108 boîtes. Les conditions choisies pour l'expérience (variables indépendantes) sont celles qui ont souvent été citées dans la littérature comme ayant un effet sur la pollution de l'eau de ruissellement, suite à l'épandage des déjections animales sur le sol (Ross et al.,1979; Westerman et Overcash,1981; Bottom et al.,1983). Ce sont:

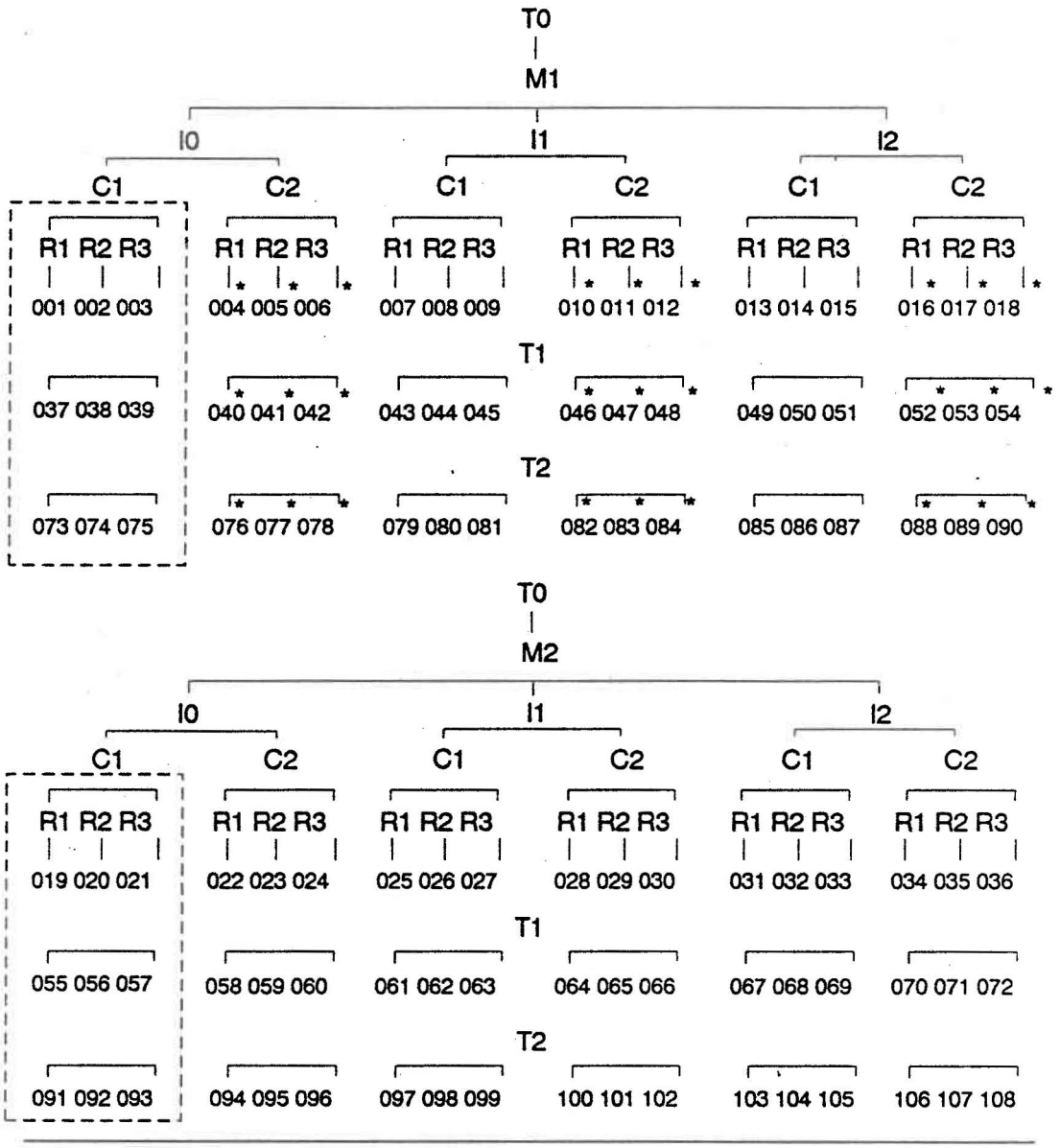
- le taux d'épandage: T0=0, T1=27,3, T2=54,6 m^3 lisier/ha sur sol nu (0, 25,9, 51,9 m^3 eau/ha) ou 0, 150, 300 kg NTK/ha (0, 115, 230 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha ou 0, 0,2, 0,4 g $N\text{-}NO_3^-$/ha) ou encore 0, 35, 70 kg P/ha (0, 4,3, 8.6 kg $P\text{-}PO_4^{3-}$/ha).
- le délai entre l'épandage et l'événement de pluie: D0=1, D1=24, D2=48 heures;
- le mode d'épandage: M1=épandage en surface; M2=enfouissement à 20 cm;
- l'intensité et la durée de la pluie: C1=11 mm/h pendant 142 minutes et C2=22 mm/h pendant 71 minutes, pour une hauteur de pluie égale à 26 mm, soit 6,76 litres d'eau dans chaque traitement. Cette hauteur de pluie a une période de retour de l'ordre de 5 ans dans la région du sud-est du Québec, pour la période visée par l'étude, soit entre le 15 avril et le 15 mai, période de préparation du sol, des épandages du printemps et du semis. Au cours de cette période, la température moyenne est de l'ordre de 8°C, les champs destinés à la culture du maïs sont nus, la végétation éparse ou nulle, les pluies fréquentes, ce qui

TABLEAU 2.4

Plan d'expériences-Epandage du lisier de porc au printemps

Boîte [Nb]	Taux[1] [T]	Mode[2] [M]	Délai[3] [D]	Pluie[4] [C]
36	T0	M1;M2	D0;D1;D2	C1;C2
36	T1	M1;M2	D0;D1;D2	C1;C2
36	T2	M1;M2	D0;D1;D2	C1;C2

1. Taux d'épandage: T0=0, T1=27,3 m^3/ha ou 150 kg NTK/ha, T2=54,6 m^3/ha ou 300 kg NTK/ha;
2. Mode d'épandage: M1=épandage en surface, M2=enfouissement à 20 cm;
3. Délai entre l'épandage et l'événement de pluie: D0=1h, D1=24h, D2=48h;
4. Intensité-durée de la pluie: C1=11 mm/h-142 min, C2=22 mm/h-71 min



LÉGENDE

. Taux d'epandage(m3/ha) T0(0); T1(27,3); T2(74,6)
. Modes d'epandage: M1(surface); M2(enfouissement)
. Délai(h): D0(0); D1(24); D2(48)
. Couples intensité-durée (mm/h-min): C1(11-142); C2(22-71)
. Répétitions(R): R1; R2; R3
. NB: Les chiffres de 1 à 108 sont les numéros des boites ; * Éssais supplémentaires
Boîtes sous le simulateur en même temps

FIGURE 2.4:
Plan d'expériences-Épandage du lisier de porc au printemps

accentue les risques de ruissellement. L'évapo-transpiration potentielle est relativement faible, soit 50 mm en moyenne, comparé à un maximum de 127 mm en juillet (Ministère de l'Environnement du Québec,1984).

IL faut remarquer que pour la période étudiée (entre le 15 avril et le 15 mai): 1) les pluies de plus de 5 mm/h ne représentent au plus que 10% de la hauteur totale de pluie; 2) après avoir éliminé les pluies de moins de 5 mm/h, pluies jugées trop faibles pour être simulées adéquatement par le simulateur, la pluie médiane et celle du 75 percentile ont une intensité de 12,6 et 22 mm/h respectivement.

Parallèlement aux traitements décrits ci-dessus, nous avons étudié les volumes cumulés de ruissellement produits par la pluie de 22 mm/h sur les boîtes où le lisier est épandu à la surface du sol, ainsi que l'évolution temporelle de la charge d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement c'est-à-dire, la charge produite par chaque litre successif d'eau de ruissellement. Les traitements qui ont servi à ces essais ''supplémentaires'' sont indiqués par un astérisque sur la Figure 2.4. Il s'agit donc comme dans le cas précédent d'un dispositif factoriel avec quatre variables indépendantes (deux à un niveau et deux à trois niveaux) et trois répétitions, ce qui a nécessité 27 boîtes. Ce sont:

- le taux d'épandage: T0, T1 et T2
- le délai entre l'épandage et l'événement de pluie: D0, D1, D2
- le mode d'épandage: M1
- l'intensité et la durée de la pluie: C2

Mesures et calculs effectués

Le décalage du ruissellement (temps écoulé entre le début de la pluie et le début du ruissellement), et le volume d'eau de

ruissellement ont été mesurés alors que le taux d'infiltration de l'eau dans le sol a été calculé.

Dans le cas des essais ''supplémentaires'', le temps écoulé pour obtenir chaque litre ou fraction de litre d'eau successif sont également mesurés.

Echantillonnage

Immédiatement après la simulation, un échantillon représentatif de l'eau de ruissellement est prélevé et placé au congélateur. De plus, vingt-quatre heures après la fin de la simulation, soit après que l'eau infiltrée dans le sol ait atteint un état d'équilibre, le volume total d'eau de drainage est mesuré, et un échantillon représentatif de cette eau est prélevé et congelé en vue des analyses chimiques. De plus, un échantillon de sol est prélevé à tous les 5 cm de profondeur pour un total de 8 échantillons par boîte. Ces échantillons sont également congelés.

Dans le cas des essais ''supplémentaires'', un échantillon de l'eau de ruissellement est prélevé pour chaque litre d'eau ruisselée et conservée comme décrit précédemment. Aucun échantillon de sol n'est prélevé.

Analyses chimiques et calculs effectués

Les concentrations en azote total Kjeldahl (NTK), azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$), nitrate ($N\text{-}NO_3^-$), phosphore total (P), et orthophosphates ($P\text{-}PO_4^{3-}$) ont été déterminées sur chaque échantillon d'eau et de sol selon des méthodes standardisées (Annexe A), puis les charges de ces mêmes paramètres dans les eaux de ruissellement et de drainage ont été calculées. Dans le reste du texte, seul le terme nitrates ou $N\text{-}NO_3^-$ sera utilisé pour désigner la somme des nitrites et des nitrates étant donné que les

nitrites sont une forme instable de l'azote, leur concentration dans l'eau et dans le sol étant généralement négligeable (Dommergues et Mangenot,1970a; Lesczynski,1976; McNeely et al.,1980).

2.2 RESULTATS

La procédure GLM de SAS Pc (SAS Institute,1988), a été utilisée pour analyser l'effet principal des variables indépendantes de celui de leurs interactions sur les variables dépendantes. Pour ne pas alourdir inutilement le texte, nous avons choisi de ne commenter que les résultats qui ont un sens pratique, puisque plusieurs effets principaux et interactions sont significatifs. Les résultats non commentés dans le texte sont présentés sous forme de figures annexées au document (Annexe B).

2.2.1 Modifications des processus de ruissellement et d'infiltration de l'eau dues à l'épandage du lisier de porc

2.2.1.1 Décalage du ruissellement (DCRUIS)

Les effets principaux des variables indépendantes sur le décalage du ruissellement sont tous significatifs à l'exception de celui du délai. De même, plusieurs interactions sont significatives à savoir TxM, TxC, MxC et TxMxC (Tableau 2.5).

La figure 2.5 montre l'effet du taux d'épandage à l'intérieur de l'interaction MxC, soit T(MxC). Il s'avère que sous l'une ou l'autre des pluies simulées (C1:11mm/h-142min et C2:22mm/h-71min) l'effet du taux d'épandage n'est pas significatif lorsque le lisier est enfoui dans le sol. Le décalage du ruissellement est de l'ordre de 75 min quel que soit le taux d'épandage

TABLEAU 2.5

Analyse de variance des effets des sources de variation: Taux(T), Mode(M), Délai(D), Intensité(C) sur les variables dépendantes: Décalage du ruissellement (DCRUIS), Volume d'eau de ruissellement (VLRUIS), et Taux d'infiltration (TINFL).

Sources de variation	dl	DCRUIS	VLRUIS	TINFL
T	2	**	**	**
M	1	**	**	**
D	2	NS	**	**
C	1	**	**	**
TxM	2	**	**	**
TxD	4	NS	*	NS
TxC	2	**	**	**
MxD	2	NS	NS	**
MxC	1	**	**	NS
DxC	2	NS	NS	**
TxMxD	4	NS	NS	NS
TxMxC	2	**	NS	**
TxDxC	4	NS	**	**
MxDxC	2	NS	**	**
TxMxDxC	4	NS	NS	NS
Erreur	72			

*significatif au seuil de 5%; **significatif au seuil de 1%; NSnon significatif.

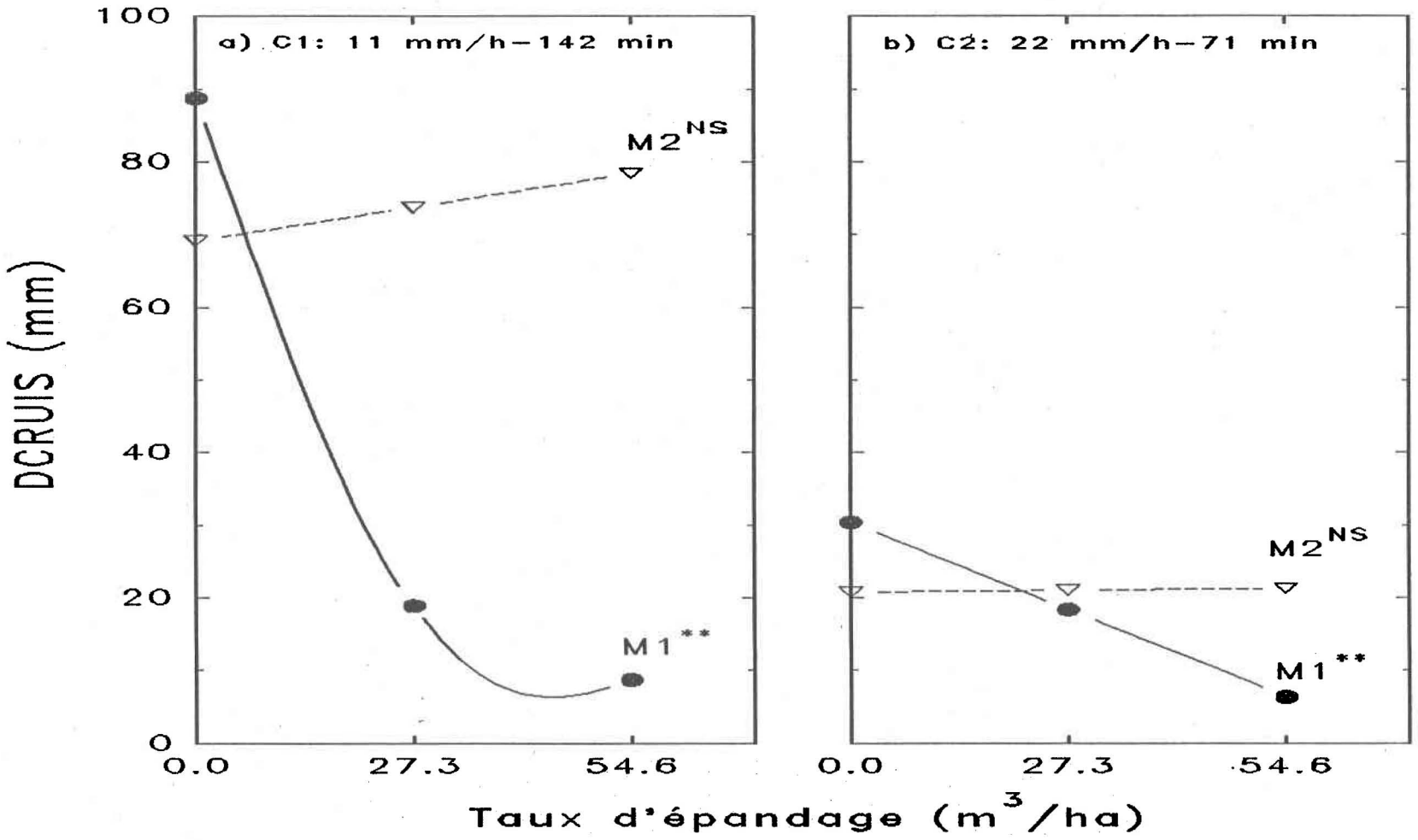


FIGURE 2.5:
Effet du taux d'épandage sur le décalage du ruissellement (DCRUIS) due à des pluies printanières. Interaction T(MxC). ** significatif au seuil de 1%; NS non significatif

pour la pluie C1 et de l'ordre de 21 min quel que soit le taux d'épandage pour la pluie C2. Par contre, lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, l'effet du taux d'épandage est quadratique sous la pluie C1: le décalage du ruissellement diminue avec l'augmentation du taux d'épandage, passant de 90 min pour 0 m^3/ha à 20 puis 10 min lorsque le taux d'épandage augmente à 27,3 et 54,6 m^3/ha (Figure 2.5a); il est linéaire sous la pluie C2: le décalage passe de 30 à 21 et 6 min pour les trois taux d'épandage (Figure 2.5b).

2.2.1.2 Volume d'eau de ruissellement (VLRUIS)

Les effets principaux de toutes les variables indépendantes sont significatifs de même que ceux des interactions TxM, TxD, TxC, MxC, TxDxC et MxDxC (Tableau 2.5).

a) Interaction T(M)

Le taux d'épandage n'a pas d'effet significatif sur le volume d'eau de ruissellement lorsque le lisier est enfoui dans le sol. Le volume moyen d'eau de ruissellement est de l'ordre de 2,15 L, quel que soit le taux d'épandage. Par contre, lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, l'effet est quadratique: VLRUIS augmente avec l'augmentation du taux d'épandage, passant de 2,2 à 5,5 et 6,3 L pour T0, T1 et T2 (Figure 2.6).

b) Interaction T(DxC)

L'effet du taux d'épandage sur VLRUIS est significatif quel que soient l'intensité et le délai utilisés. Le volume d'eau de ruissellement augmente dans tous les cas (Figure 2.7).

Sous la pluie C1, l'effet du taux d'épandage est linéaire lors-

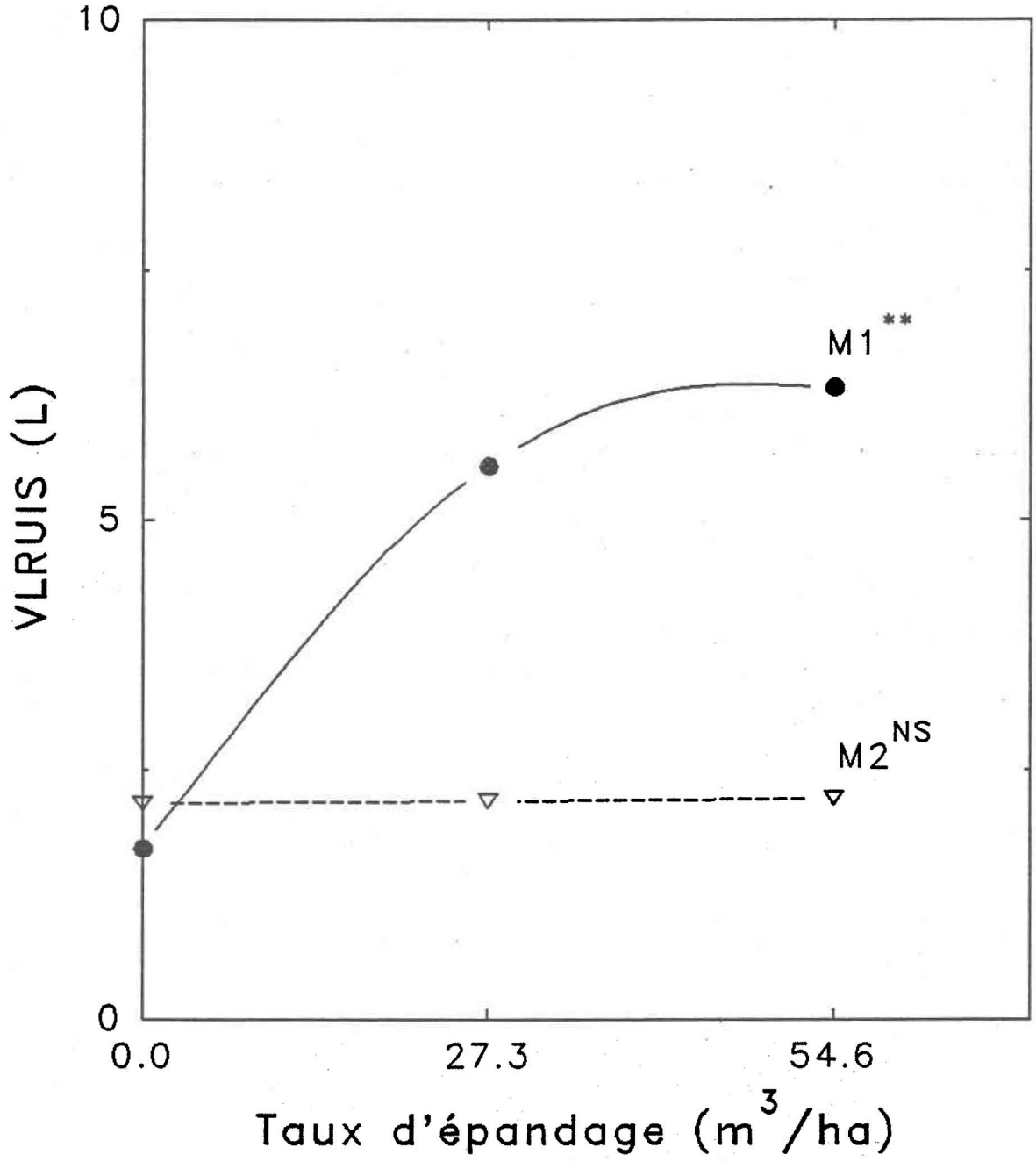


FIGURE 2.6:
Effet du taux d'épandage sur le volume d'eau de ruissellement (VLRUIS) due à des pluies printanières. Interaction T(M). ** significatif au seuil de 1%; NS non significatif

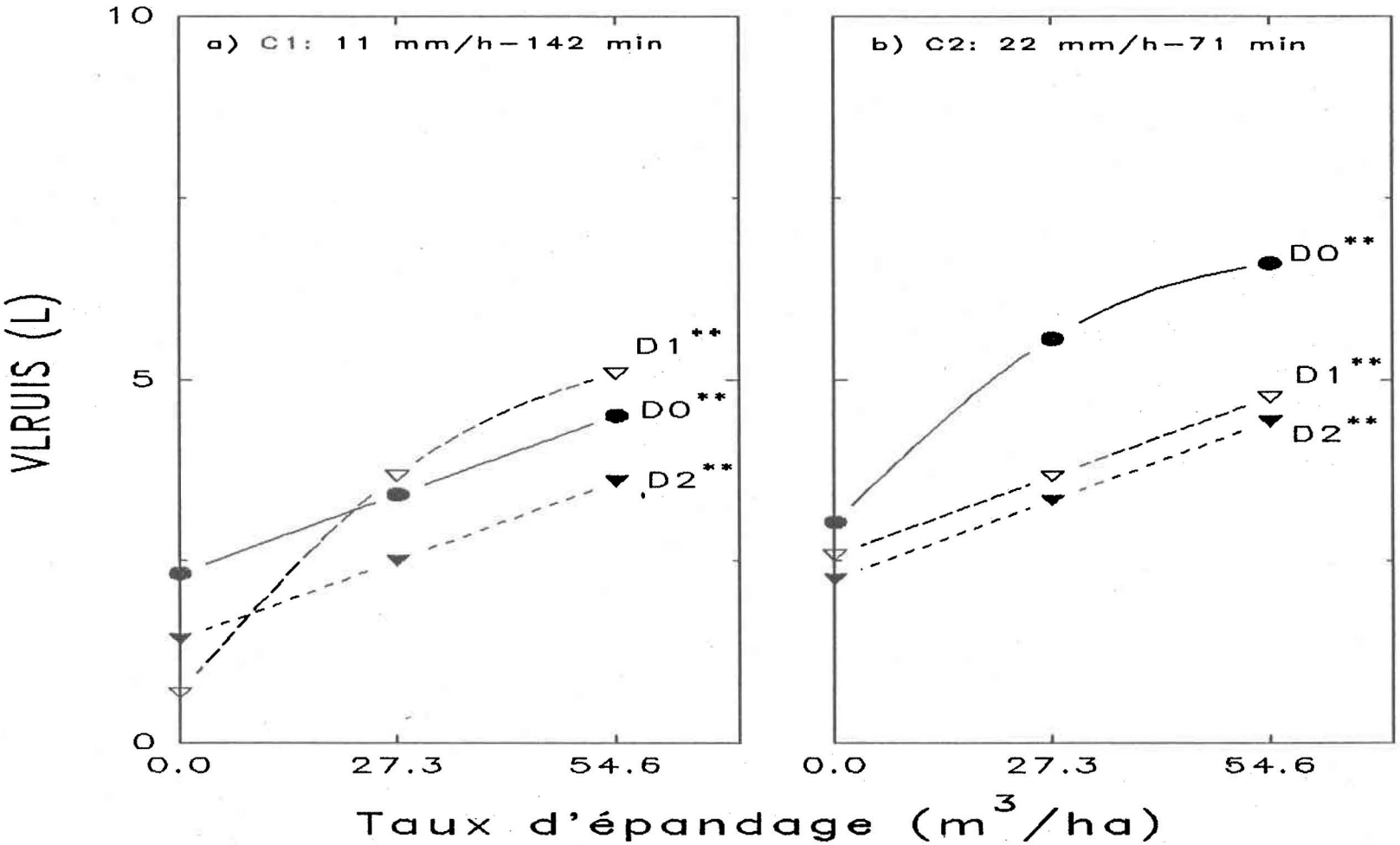


FIGURE 2.7:
Effet du taux d'épandage sur le volume d'eau de ruissellement (VLRUIS) due à des pluies printanières. Interaction T(DxC) ** significatif au seuil de 1%; ^{NS} non significatif

que la pluie est simulée dans un délai de 1h ou 48h après l'épandage. Dans le premier cas, le volume d'eau de ruissellement augmente de 2,3 à 3,4 et 4,5 L pour les trois taux d'épandage. Dans le deuxième cas, il augmente de 1,4 à 2,5 et 3,6 L. Par contre, lorsque la pluie est simulée 24h après l'épandage, l'effet du taux d'épandage est quadratique: le volume d'eau de ruissellement augmente de 0,7 à 3,7 et 5,0 L pour les trois taux d'épandage T0, T1 et T2 (Figure 2.7a).

Sous la pluie C2, l'effet du taux d'épandage sur VLRUIS est linéaire pour les délais de 24 et 48h, et quadratique pour le délai de 1h. Lorsque la pluie est simulée dans un délai d'une heure après l'épandage, le volume d'eau de ruissellement augmente de 3,0 à 5,6 et 6,6 L. Par contre lorsque la pluie est simulée 24 ou 48h après l'épandage, VLRUIS diminue par rapport à celui obtenu pour un délai de 1h. Les valeurs sont 2,6, 3,4 et 4,7 L pour le délai de 24h et 2,2, 3,3 et 4,4 L pour le délai de 48h (Figure 2.7b).

c) Interaction C(MxD)

L'effet de l'intensité de la pluie sur le volume d'eau de ruissellement n'est pas significatif quel que soit le délai, lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, ce qui n'est pas le cas pour l'enfouissement (Figure 2.8).

Lorsque la pluie est simulée dans un délai d'une heure après l'épandage en surface, le volume d'eau de ruissellement est de l'ordre de 5,1 L quel que soit l'intensité de la pluie. Par contre, pour l'enfouissement, la pluie de 22mm/h occasionne près de deux fois plus d'eau de ruissellement que la pluie de 11mm/h; en effet le volume d'eau de ruissellement est de 1,90 L pour C1 et 3,6 L pour C2 (Figure 2.8a).

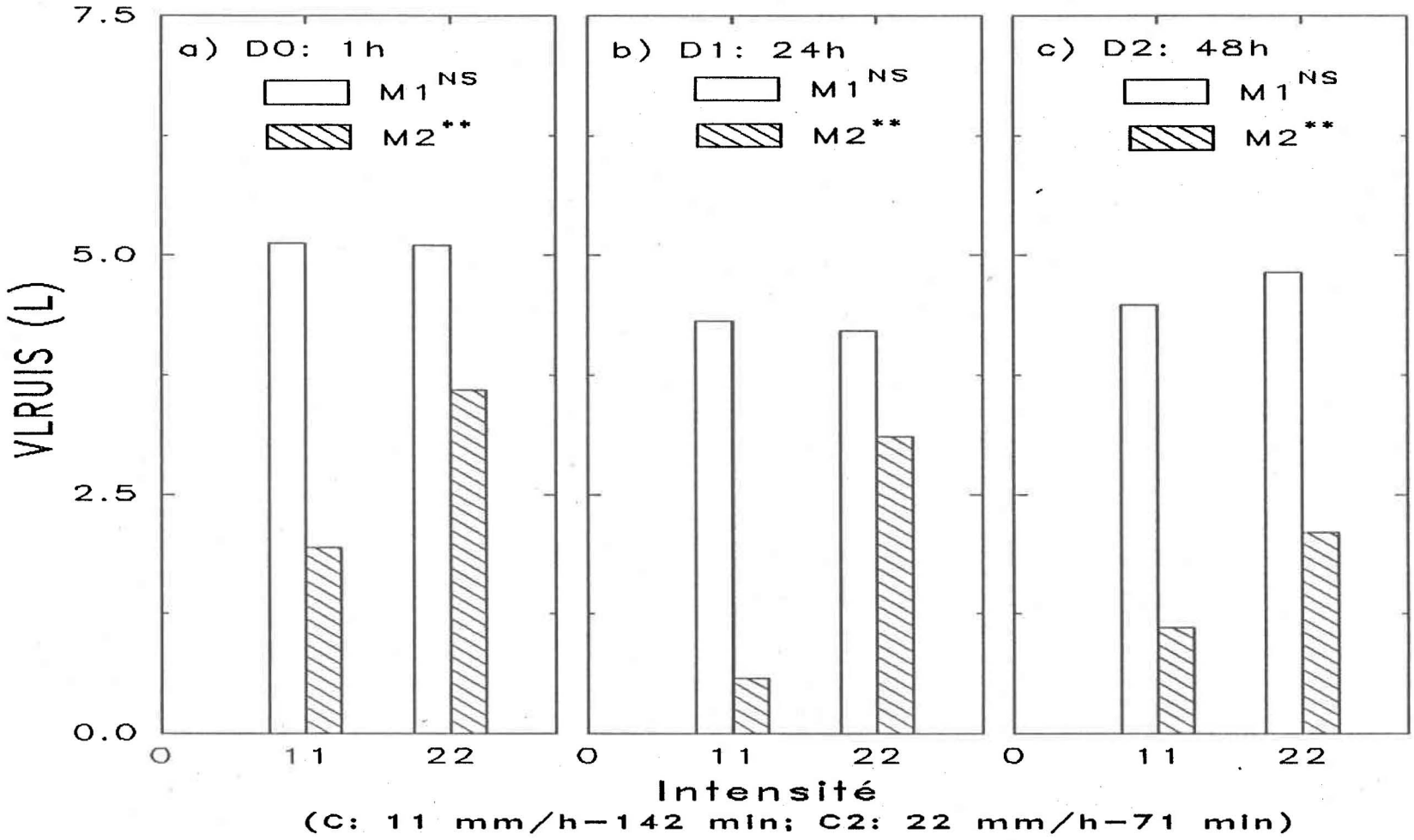


FIGURE 2.8:
Effet de la pluie sur le volume d'eau de ruissellement (VLRUIS) due à des pluies printanières. Interaction C(MxD) ** significatif au seuil de 1%; NS non significatif

Lorsque la pluie est simulée 24h après l'épandage en surface, le volume d'eau de ruissellement est de l'ordre de 4,25 L quel que soit l'intensité de la pluie. Par contre, pour l'enfouissement, la pluie de 22mm/h occasionne plus de 5 fois plus d'eau de ruissellement que la pluie de 11mm/h: VLRUIS passe de 0,6 L pour C1 à 3,1 L pour C2 (Figure 2.8b).

Lorsque la pluie est simulée 48h après l'épandage en surface, le volume d'eau de ruissellement est de l'ordre de 4,6 L quel que soit l'intensité de la pluie. Par contre, pour l'enfouissement, la pluie de 22 mm/h occasionne près de 2 fois plus d'eau de ruissellement que la pluie de 11 mm/h: VLRUIS augmente de 1,1 L pour C1 à 2,1 L pour C2 (Figure 2.8c).

d) Volumes cumulés de ruissellement

Les volumes cumulés de ruissellement ont été tracés pour la pluie de C2(22 mm/h-71min), simulée sur les boîtes où le lisier est épandu à la surface du sol (Figures 2.9). Comme en font foi les pentes des droites dont les équations apparaissent au tableau 2.6, le volume d'eau de ruissellement par unité de temps augmente à mesure que le taux d'épandage passe de 0 à 54,6 m^3/ha.

2.2.1.3 Taux d'infiltration (TINFL)

Les effets principaux de tous les facteurs sont significatifs de même que les interactions TxM, TxC, MxD, DxC, TxMxC, TxDxC et MxDxC (Tableau 2.5).

a) Interaction T(MxC)

L'effet du taux d'épandage sur le taux d'infiltration n'est pas significatif lorsque le lisier est enfoui dans le sol. Sous la

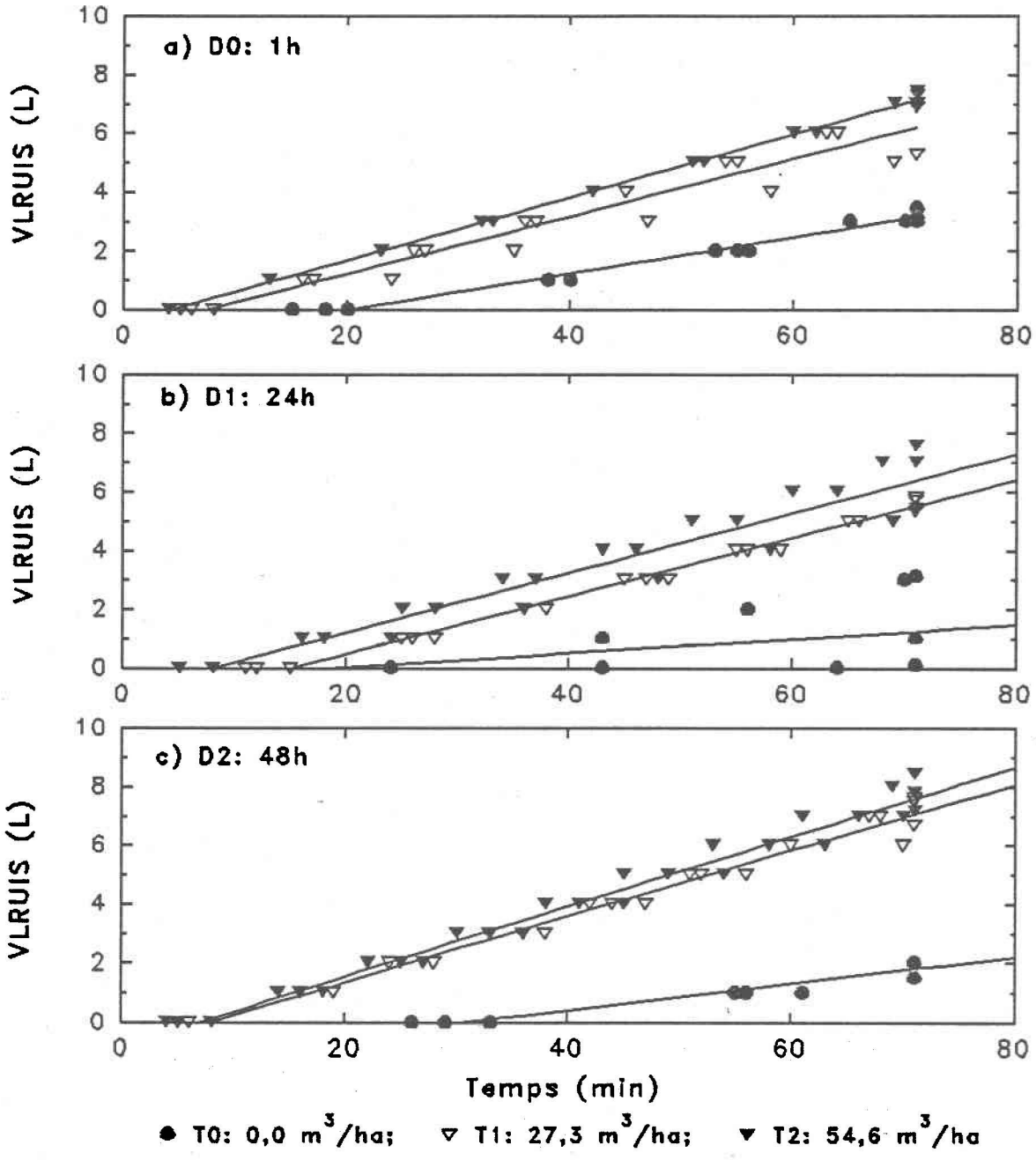


FIGURE 2.9:
Volumes cumulés de ruissellement obtenus lors d'une pluie de 22 mm/h durant 71 min, simulée après l'épandage du lisier de porc à la surface du sol

TABLEAU 2.6

Equations des volumes cumulés de ruissellement obtenus lors d'une pluie de 22 mm/h durant 71 min, simulée après l'épandage du lisier de porc à la surface du sol

Taux d'épandage (m^3/ha)	Délai (h)	Equation Y = a + bx		
		a (L)	b (L/min)	R^2
T0: 0	1	-1,24	0,06	97**
T1: 27,3	1	-0,71	0,09	92**
T2: 54,6	1	-0,44	0,10	99**
T0: 0	24	-0,44	0,02	5NS
T1: 27,3	24	-1,48	0,09	98**
T2: 54,6	24	-0,80	0,10	91**
T0: 0	48	-1,36	0,04	86**
T1: 27,3	48	-0,87	0,11	98**
T2: 54,6	48	-0,81	0,12	97**

** significatif au seuil de 1%; NS non significatif

pluie C1, le taux d'infiltration est de l'ordre de 9,0 mm/h (Figure 2.10a), alors qu'il est de l'ordre de 12,0 mm/h sous la pluie C2 (Figure 2.10b). Par contre, lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, l'effet du taux d'épandage est quadratique: le taux d'infiltration diminue à mesure que le taux d'épandage augmente. Sous la pluie C1, le taux d'infiltration passe de 8.9 à 1,9 et 0,05 mm/h (Figure 2.10a), alors que sous C2, les valeurs sont 14,6, 3,9 et 1,2 mm/h pour les trois taux d'épandage (Figure 2.10b).

b) Interaction T(DxC)

Quel que soit le délai entre l'épandage et l'événement de pluie, l'effet du taux d'épandage sur TINFL est significatif. Dans tous les cas, le taux d'infiltration diminue lorsque le taux d'épandage augmente. L'effet observé est linéaire ou quadratique selon le cas (Figure 2.11).

Lorsque la pluie C1 est simulée dans l'heure qui suit l'épandage, TINFL passe de 7,1 mm/h pour T0 à 5,3 pour T1 et 3,4 mm/h pour T2. Dans les mêmes circonstances, sous la pluie C2, il diminue de 12,5 mm/h pour T0 à 5,0 pour T1 et T2 (Figure 2.11a).

Pour un délai de 24h, le taux d'infiltration sous C1 diminue de 9,6 à 4,0 et 2,7 mm/h pour T0, T1 et T2 respectivement. Dans les mêmes conditions de délai, le taux d'infiltration sous C2 diminue de 12,7 mm/h pour T0 à 9,4 mm/h pour T1 et 5,8 mm/h pour T2 (Figure 2.11b).

Lorsque le délai est de 48h, le taux d'infiltration sous la pluie C1 diminue de 8.8 mm/h pour T0 à 6,9 mm/h pour T1 et 5,0 mm/h pour T2. Parallèlement, sous C2, les valeurs sont 14,6, 11,0, et 7,5 mm/h pour les trois taux d'épandage (Figure 2.11c).

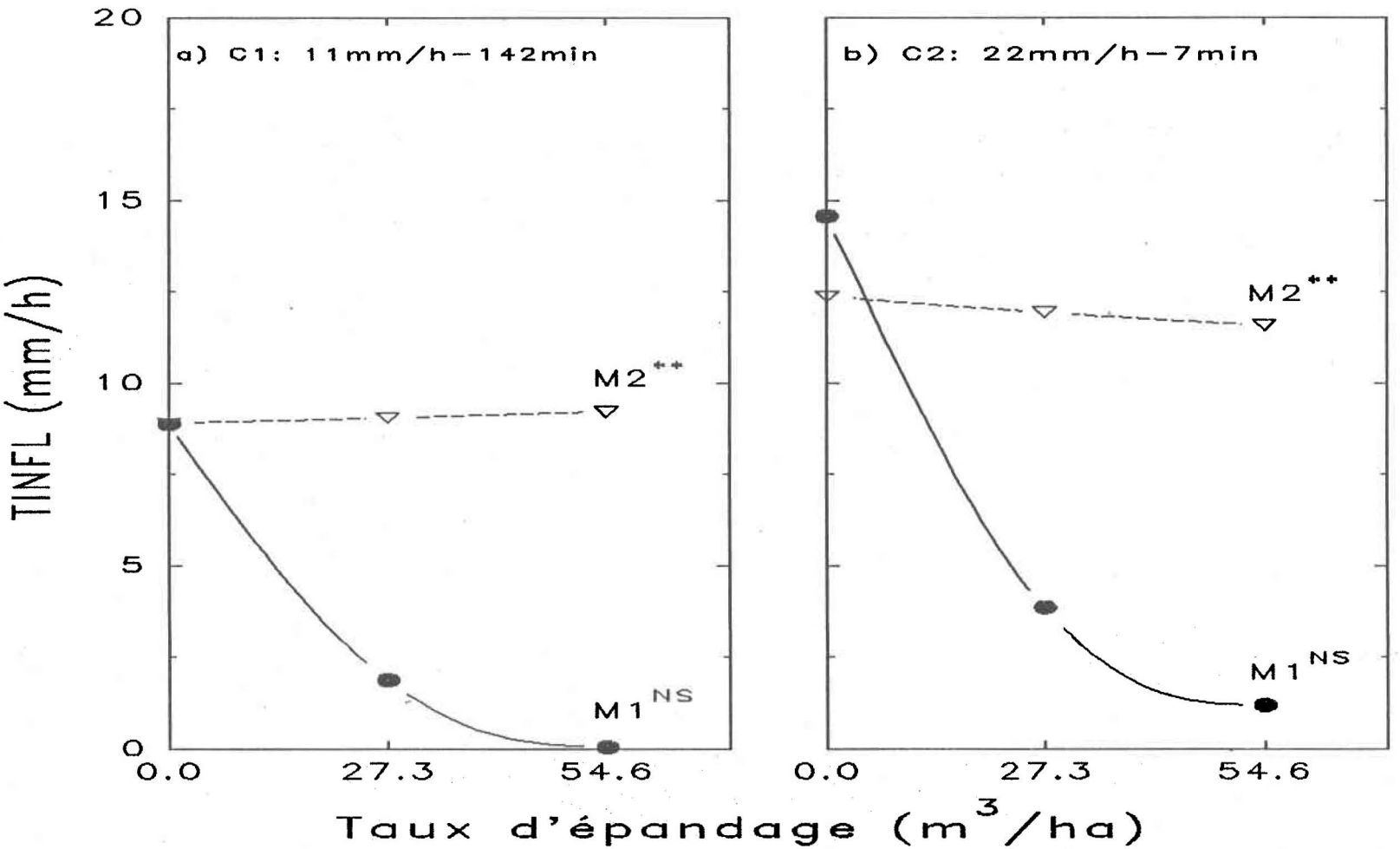


FIGURE 2.10:
Effet du taux d'épandage sur le taux d'infiltration (TINFL) au cours des pluies printanières. Interaction T(MxC) ** significatif au seuil de 1%; ^{NS} non significatif

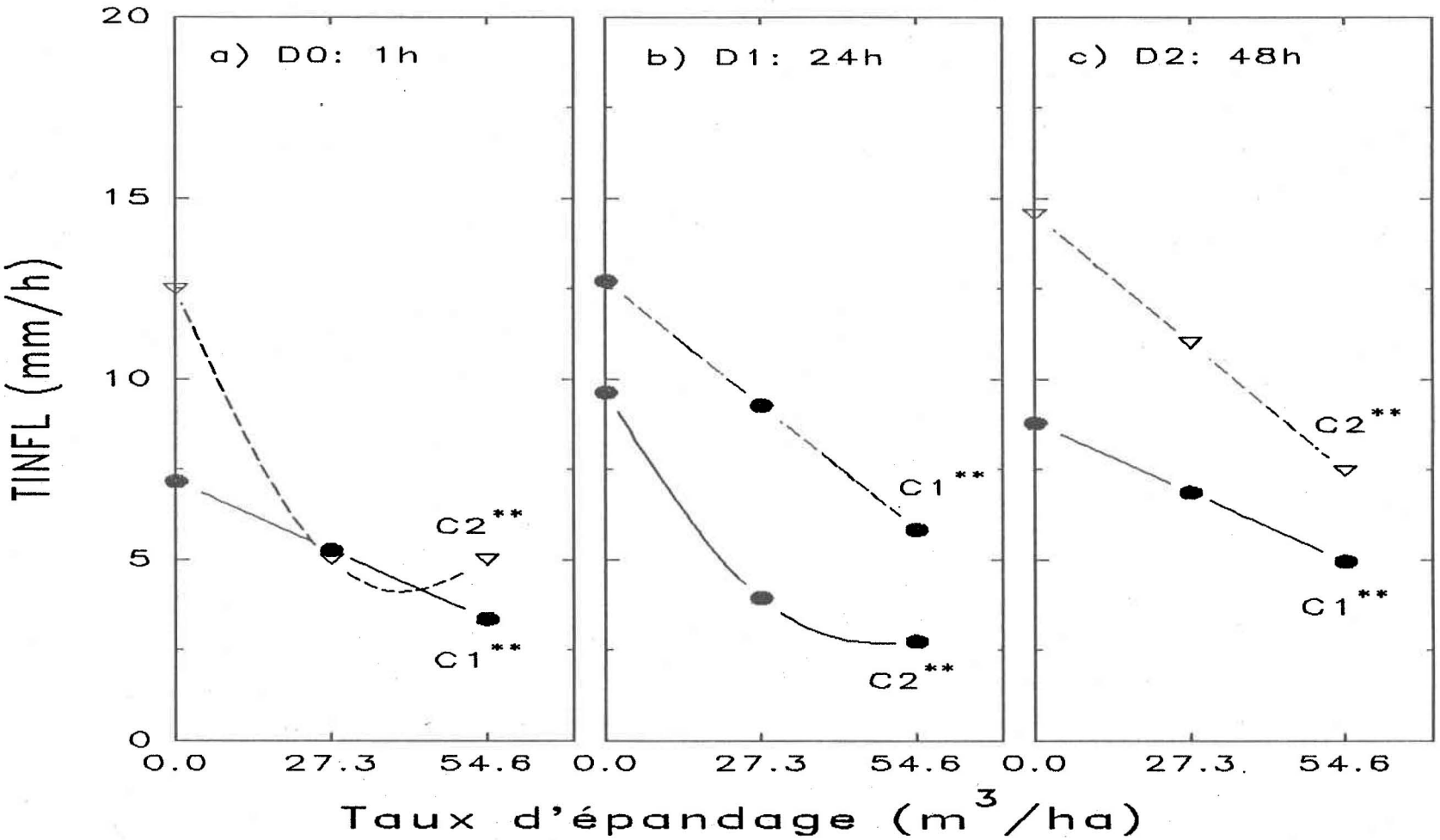


FIGURE 2.11:
Effet du taux d'épandage sur le taux d'infiltration (TINFL) au cours des pluies printanières. Interaction T(DxC) ** significatif au seuil de 1%;

c) Interaction D(MxC)

L'effet du délai sur le taux d'infiltration n'est pas significatif lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, ce qui n'est pas le cas lorsque le lisier est enfoui dans le sol, alors que l'effet est quadratique sous la pluie C1 et linéaire sous la pluie C2; (Figure 2.12).

Sous C1, le taux d'infiltration est de l'ordre de 3,4 mm/h quel que soit le délai, si le lisier est épandu à la surface du sol. Par contre, si le lisier est enfoui dans le sol, TINFL augmente avec l'augmentation du délai, passant de 7,7 à 10,1 et 11,6 mm/h lorsque le délai augmente de 1 à 24 et 48h (Figure 2.12a).

Sous C2, le taux d'infiltration est de l'ordre de 6,1 mm/h quel que soit le délai, si le lisier est épandu à la surface du sol. Par contre, si le lisier est enfoui dans le sol, TINFL augmente avec l'augmentation du délai, passant de 9,2 à 11,8 et 14,4 mm/h lorsque le délai augmente de 1 à 24 et 48h (Figure 2.12b).

2.2.2 Charge d'azote dans l'eau de ruissellement

2.2.2.1 Azote total Kjeldahl (NTK)

Les effets principaux des sources de variation et leurs interactions sont tous significatifs à l'exception de l'interaction TxMxDxC (Tableau 2.7).

a) Interaction T(MxD)

L'enfouissement du lisier de porc n'a pas d'effet significatif sur la charge d'azote total Kjeldahl dans l'eau de ruissellement quel que soit le délai entre l'épandage et l'événement de pluie (Figure 2.13). La charge moyenne de NTK est de l'ordre de et 10,0 g/ha. Par contre, l'effet de l'épandage en surface est

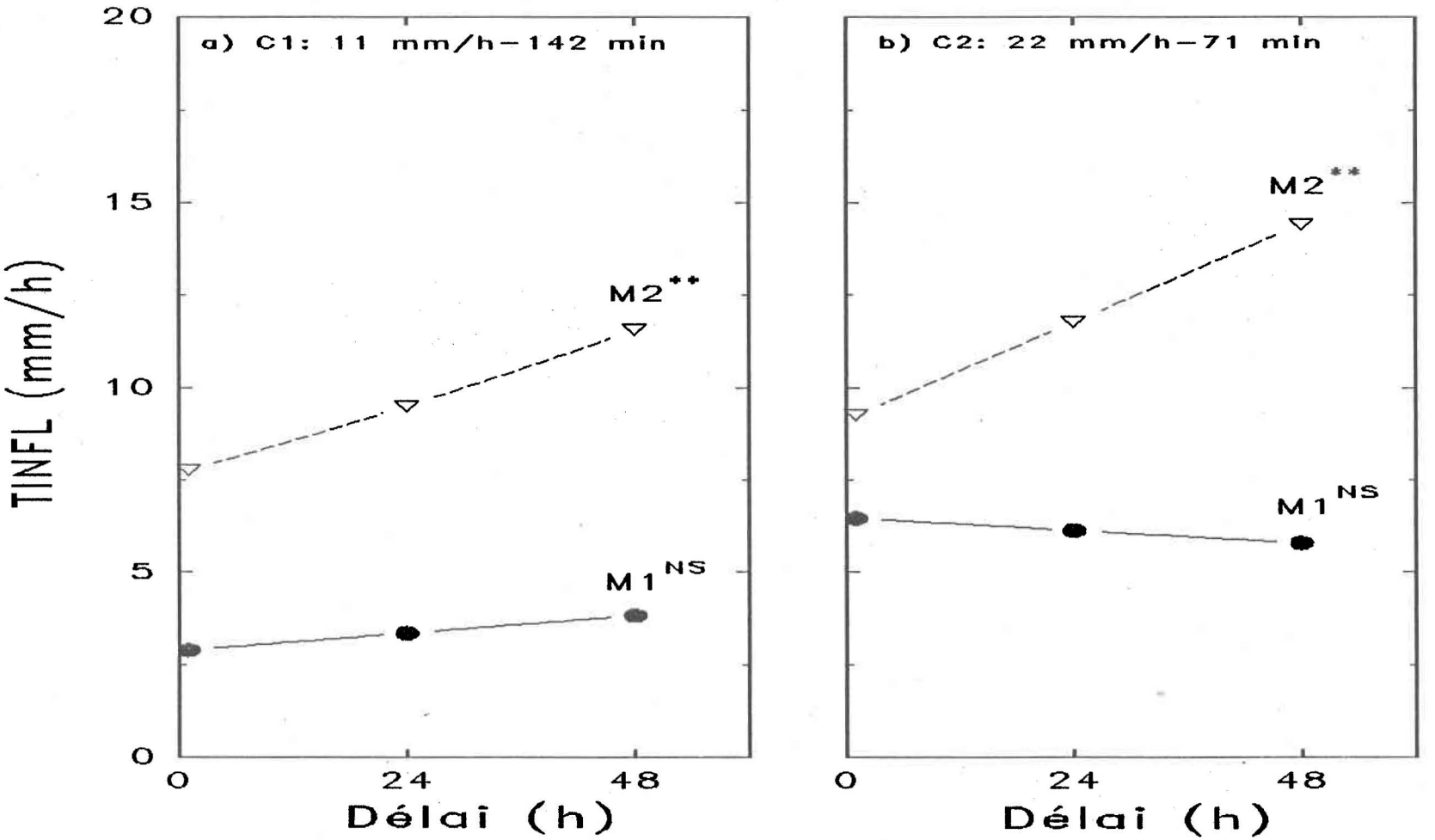


FIGURE 2.12:
Effet du délai entre l'épandage et l'événement de pluie sur le taux d'infiltration (TINFL) au cours des pluies printanières. Interaction D(MxC) ** significatif au seuil de 1%; ^{NS} non significatif

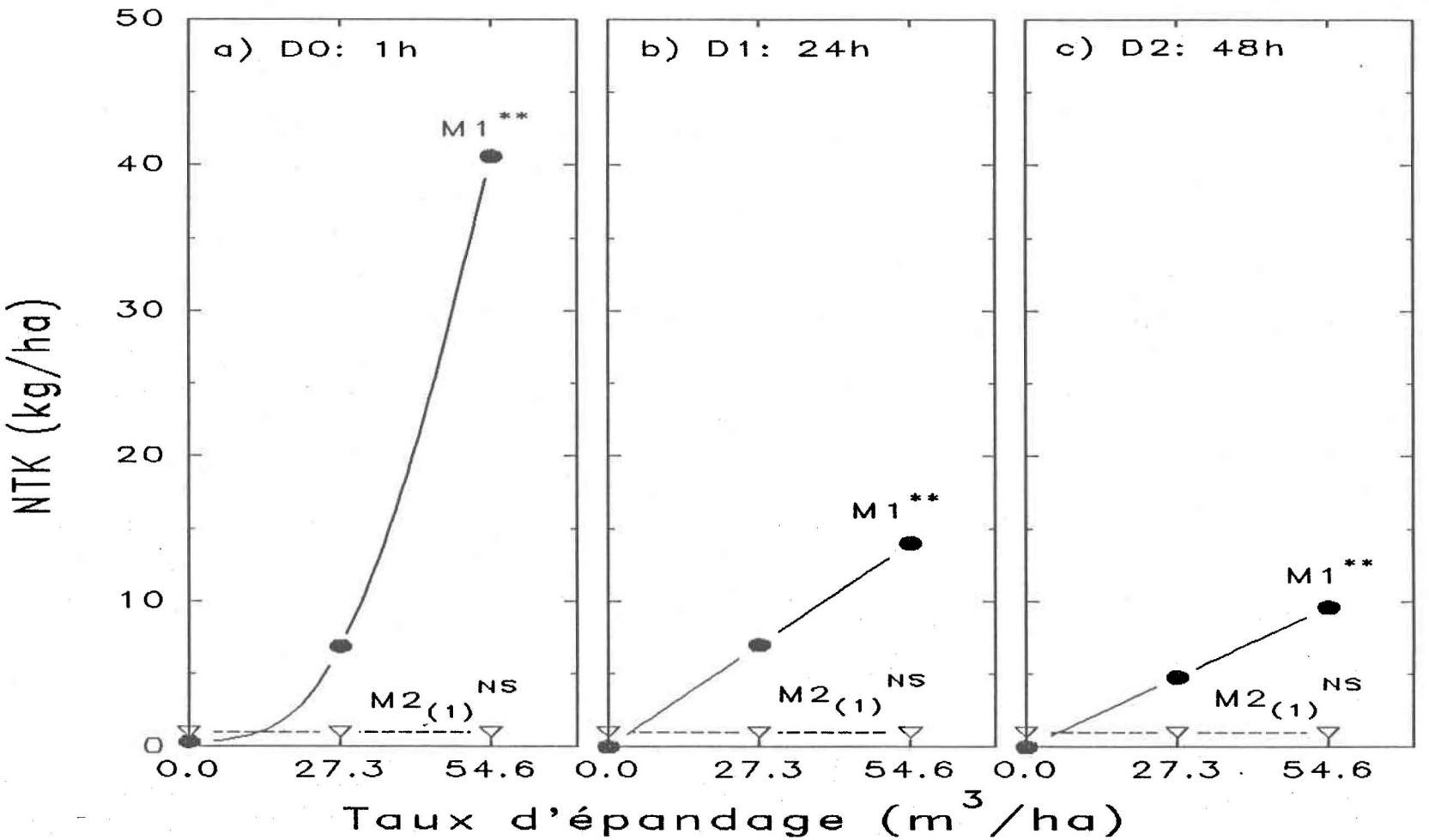
TABLEAU 2.7

Analyse de variance des effets des sources de variation: Taux(T), Mode(M), Délai(D), Intensité(C) sur les variables dépendantes: Charges d'azote total Kjeldahl(NTK), d'azote ammoniacal($N\text{-}NH_4^+$) et de nitrates($N\text{-}NO_3^-$) dans l'eau de ruissellement.

-Epandage du lisier de porc au printemps.

Source de variation	dl	NTK	$N\text{-}NH_4^+$	$N\text{-}NO_3^-$
Taux(T)	2	**	**	NS
Mode(M)	1	**	**	NS
Délai(D)	2	**	**	NS
Pluie(C)	1	**	**	NS
TxM	2	**	**	*
TxD	4	**	**	*
TxC	2	**	**	NS
MxD	2	**	**	*
MxC	1	**	**	NS
DxC	2	**	**	NS
TxMxD	4	**	**	NS
TxMxC	2	**	**	NS
TxDxC	4	**	**	NS
MxDxC	2	**	**	NS
TxMxDxC	4	NS	NS	NS
Erreur	72			

**significatif au seuil de 1%; *significatif au seuil de 5%;
NS non significatif



(1): Valeurs x 100

FIGURE 2.13:
Effet du taux d'épandage sur la charge d'azote total Kjeldahl (NTK) dans l'eau de ruissellement due à des pluies printanières. Interaction T(MxD) **significatif au seuil de 1%; NSnon significatif

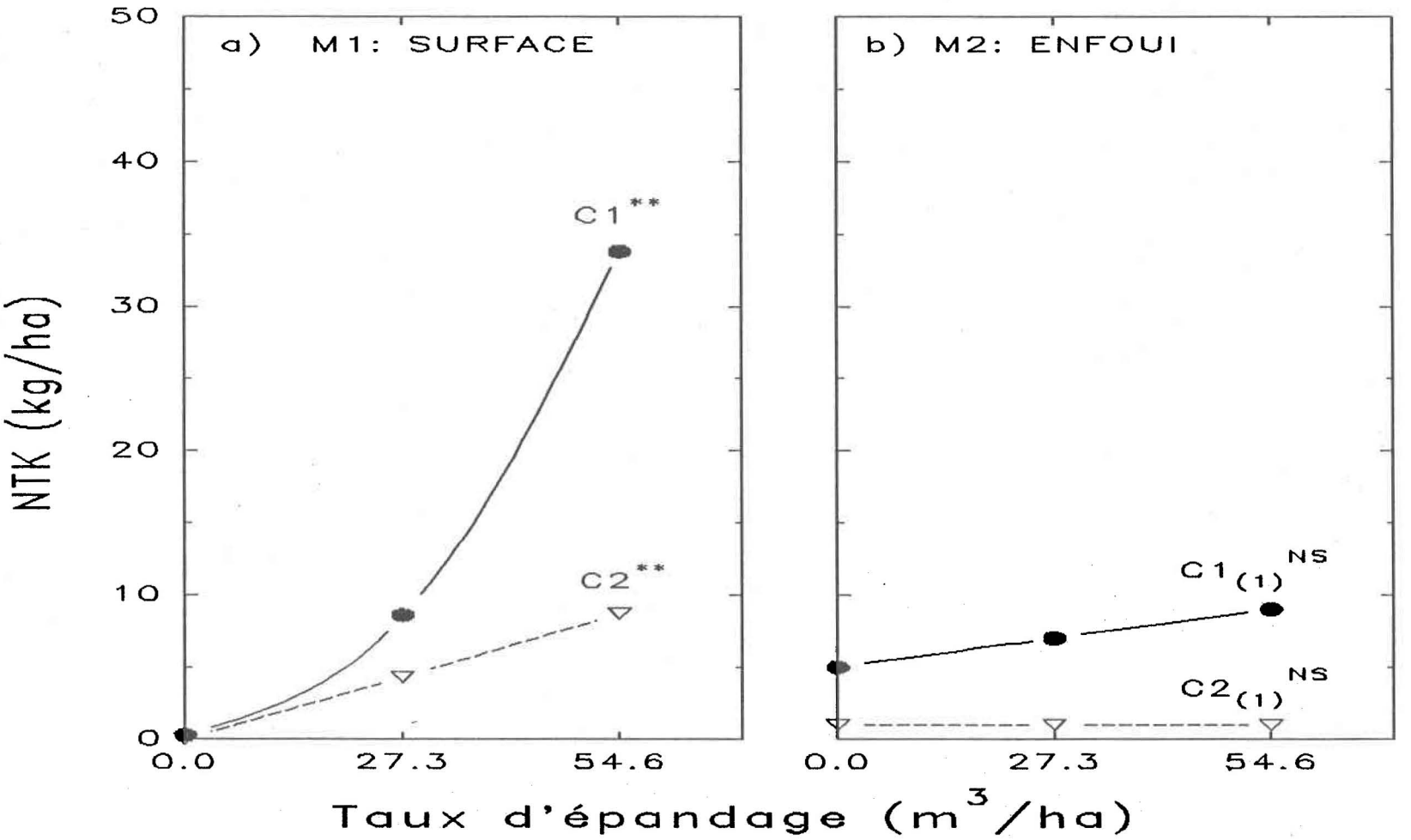
quadratique, lorsque la pluie est simulée dans l'heure qui suit l'épandage (Figure 2.13a) et linéaire après un délai de 24 ou 48h (Figure 2.13b;c). Dans le cas où la pluie est simulée dans l'heure qui suit l'épandage, la charge de NTK passe de 0,36 kg/ha pour T0 à 6,9 kg/ha pour T1 et 40,6 kg/ha pour T2 (Figure 2.13a). Pour le délai de 24h, la charge passe de 0,01 à 7,0 et 14,0 kg/ha (Figure 2.13b). Pour le délai de 48h, la charge passe de 0,01 à 4,8 et 9,6 kg/ha (Figure 2.13c).

b) Interaction T(MxC)

L'effet du taux d'épandage n'est pas significatif quel que soit l'intensité de la pluie lorsque le lisier est enfoui dans le sol. La charge moyenne de NTK est de l'ordre de 0,01 kg/ha sous C2 et 0,06 kg/ha sous C1 (Figure 2.14b). Par contre, lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, l'effet du taux d'épandage est significatif quelle que soit l'intensité de la pluie. Sous la pluie C1, l'effet est quadratique: la charge augmente de 0,3 à 8.6 et 33,8 kg/ha pour les trois taux d'épandage. Sous la pluie C2, la charge augmente de 0,01 à 4,3 et 8.7 kg/ha (Figure 2.14a).

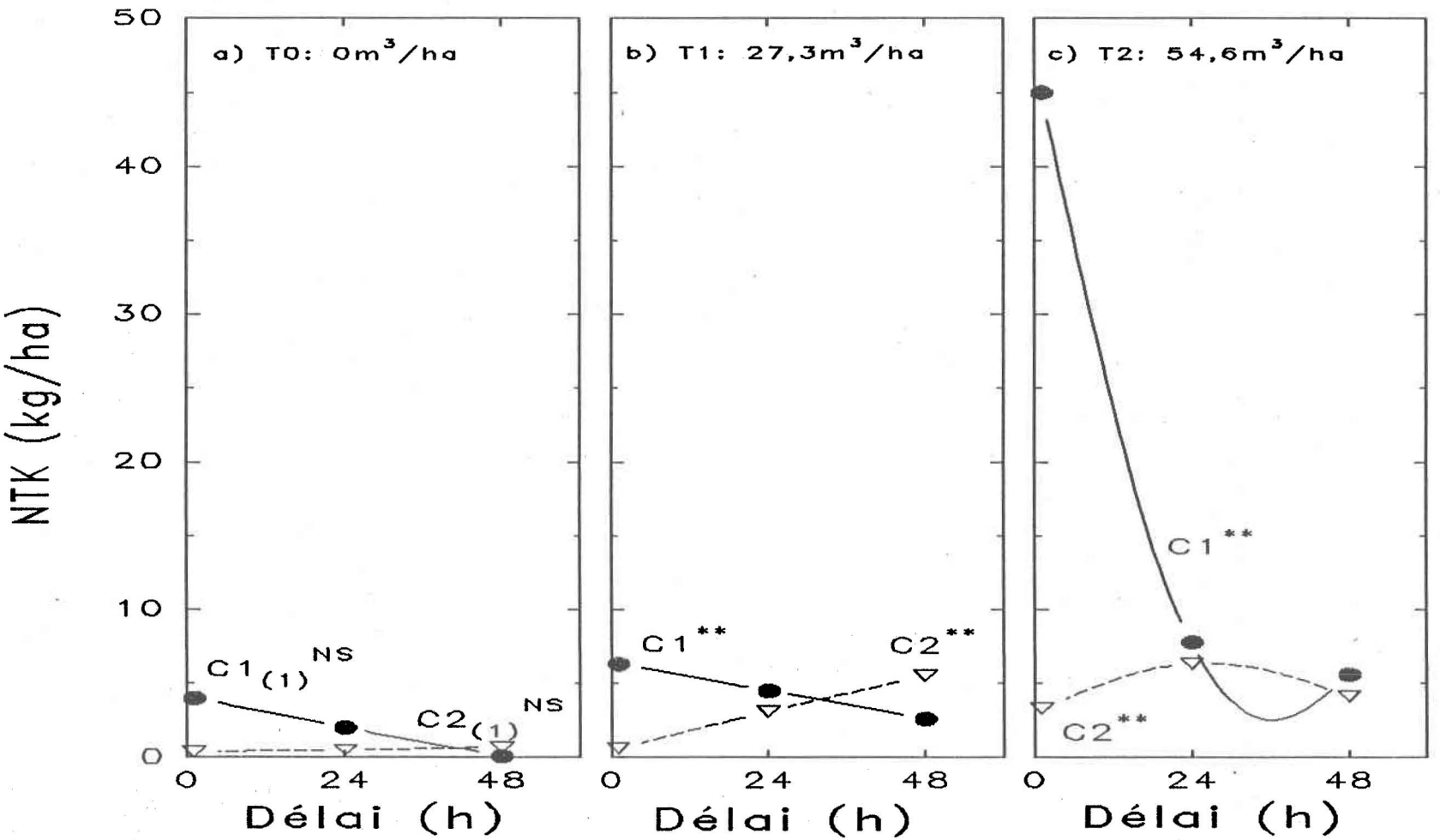
c) Interaction D(TxC)

Sur les boîtes témoin (sans épandage), l'augmentation du délai n'a pas d'effet significatif sur la charge de NTK dans l'eau de ruissellement quelle que soit l'intensité de la pluie; la charge moyenne est de l'ordre de 0,08 kg/ha pour C1 et de 0,05 kg/ha pour C2 (Figure 2.15a). Cependant, sur les boîtes où le taux d'épandage est de 27,3 ou 54,6 m^3/ha, l'effet du délai est significatif. Les tendances sont linéaires pour T1 et quadratiques pour T2 (Figures 2.15b;c). Dans le cas de T1, la charge diminue de 6,3 à 4,5 et 2,6 kg/ha pour les trois délais sous



(1): Valeurs x 100

FIGURE 2.14:
Effet du taux d'épandage sur la charge d'azote total Kjeldahl (NTK) dans l'eau de ruissellement due à des pluies printanières. Interaction T(MxC) **significatif au seuil de 1%; NSnon significatif



(1): Valeurs x 10

FIGURE 2.15:
Effet du délai entre l'épandage et l'événement de pluie printanière sur la charge d'azote total Kjeldahl (NTK) dans l'eau de ruissellement. Interaction D(TxC) **significatif au seuil de 1%; NS non significatif

C1 mais sous C2, elle augmente de 0,6 à 3,1 et 5,5 kg/ha (Figure 2.15b). Dans le cas de T2, la charge diminue de 45,0 à 7,8 et 5,6 kg/ha sous C1 mais sous C2, la forme de la courbe est convexe: la charge augmente de 3,3 pour D0 à 6,8 pour D1 et diminue à 4,1 pour D2 (Figure 2.15c).

2.2.2.2 Azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$)

Les effets principaux des sources de variation et leurs interactions sont tous significatifs à l'exception de l'interaction TxMxDxC (Tableau 2.7).

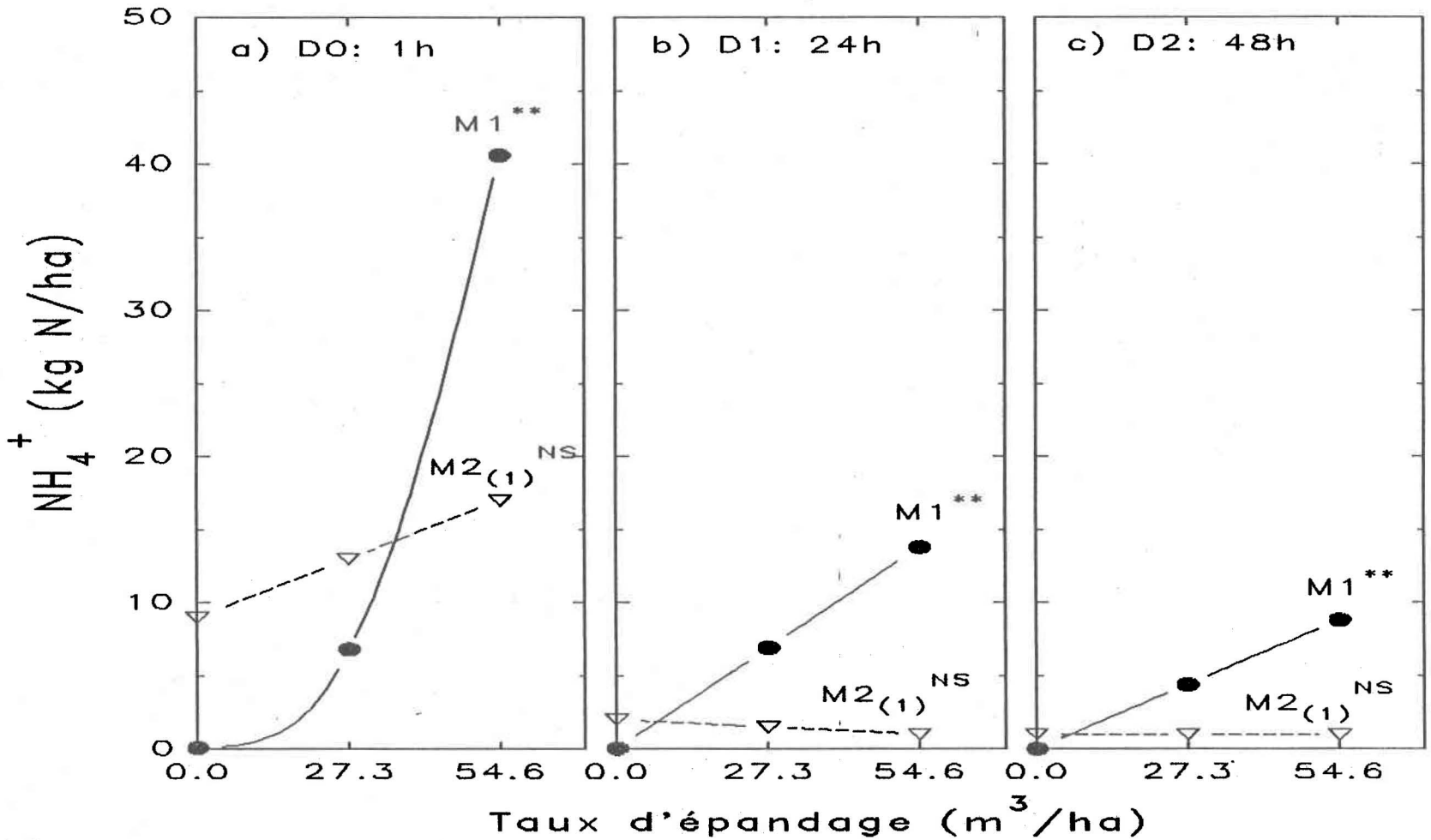
a) Interaction T(MxD)

Le taux d'épandage a un effet significatif sur la charge d'azote ammoniacal dans l'eau de ruissellement quel que soit le délai entre l'épandage et l'événement de pluie, seulement lorsque le lisier est épandu à la surface du sol (Figure 2.16).

Lorsque le délai est de 1h, l'effet du taux d'épandage en surface est quadratique: la charge augmente de 0,08 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha pour T0 à 6,8 kg pour T1 et à 40,6 kg pour T2. Dans le cas de l'enfouissement, la charge est de l'ordre de 0,13 kg/ha (Figure 2.16a).

Pour un délai de 24h après l'épandage, l'effet du taux d'épandage en surface est linéaire. La charge augmente de 0,05 kg/ha pour T0 à 6,9 pour T1 et 13,8 pour T2. Dans le cas de l'enfouissement, la charge est de l'ordre de 0,02 kg/ha (Figure 2.16b).

Lorsque la pluie est simulée 48h après l'épandage, l'effet du taux d'épandage en surface est linéaire. La charge d'azote ammoniacal augmente de 0,001 kg/ha pour T0 à 4,4 pour T1 et 8.8



(1): Valeurs x 100

FIGURE 2.16:
Effet du taux d'épandage sur la charge d'azote ammoniacal ($N-NH_4^+$) dans l'eau de ruissellement due à des pluies printanières. Interaction T(MxD) ** significatif au seuil de 1%; NS non significatif

pour T2. Dans le cas de l'enfouissement, la charge est de l'ordre de 0,001 kg/ha (Figure 2.16c).

b) Interaction T(MxC)

L'effet du taux d'épandage dépend du mode d'épandage et de l'intensité-durée de la pluie. Il est significatif lorsque le lisier est épandu à la surface du sol et non significatif lorsque le lisier est enfoui dans le sol (Figure 2.17).

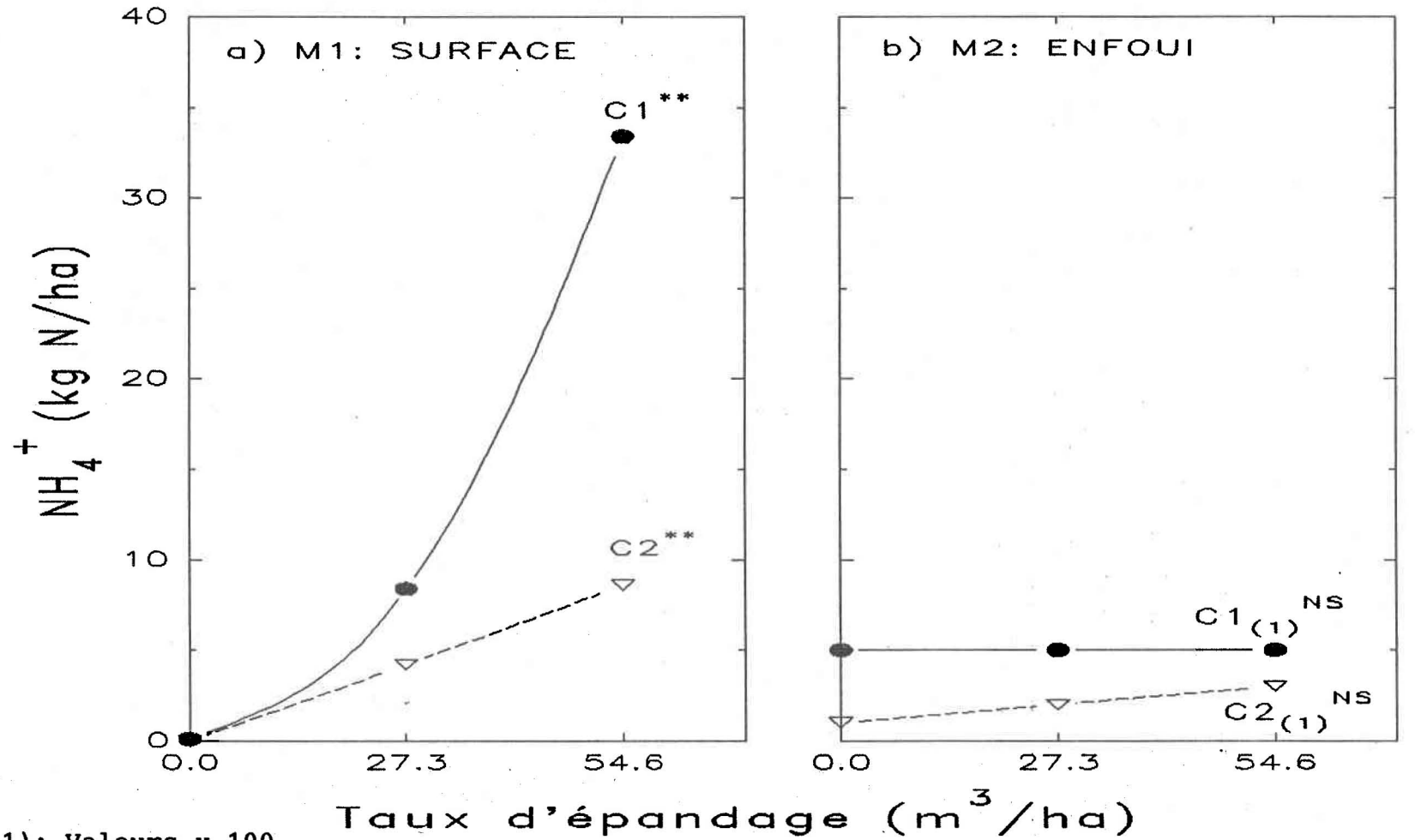
Lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, l'effet du taux d'épandage est quadratique sous C1 et linéaire sous C2. Sous la pluie C1, la charge d'azote ammoniacal augmente de 0,1, 8.4 et 33,4 kg/ha pour T0, T1 et T2 (Figure 2.17a). Par contre, lorsque le lisier est enfoui dans le sol, la charge est relativement faible, soit de l'ordre de 0,05 kg/ha sous C1 et 0,02 kg/ha sous C2 (Figure 2.17b).

c) Interaction D(TxC)

L'effet du délai n'est pas significatif pour T0 quel que soit l'intensité-durée de la pluie. La charge moyenne est de l'ordre de 0,06 kg/ha sous C1 et 0,02 kg/ha sous C2 (Figure 2.18a).

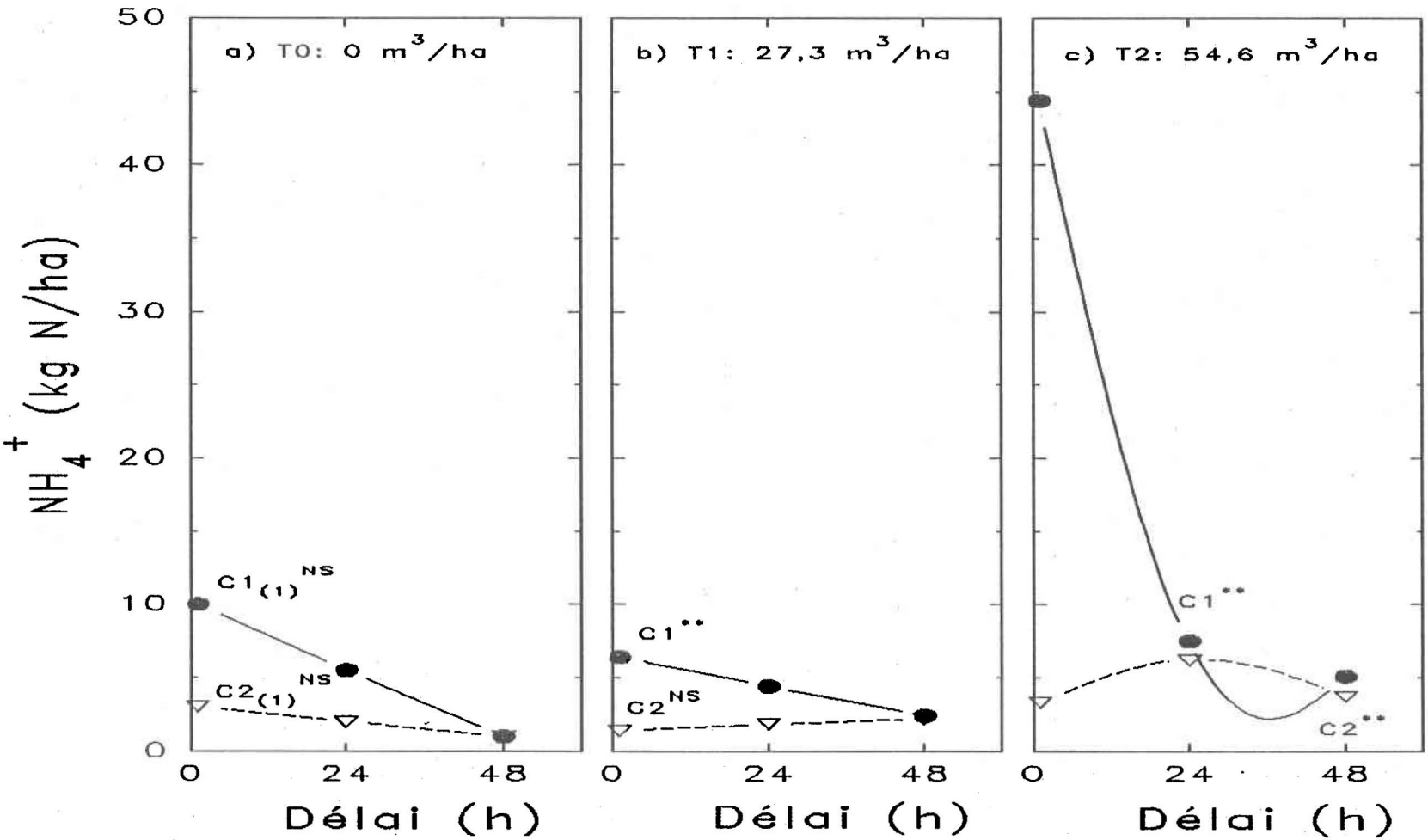
Lorsque le taux d'épandage est de 27,3 m^3/ha, l'effet du délai entre l'épandage et l'événement de pluie est significatif pour C1 et non significatif pour C2. Sous C1, la charge diminue linéairement de 6,4 à 4,4 et 2,4 kg/ha pour D0, D1 et D2. Sous C2, la charge moyenne est de l'ordre de 1,9 kg/ha (Figure 2.18b).

Pour un taux d'épandage de 54,6 m^3/ha, l'effet du délai est significatif quelle que soit l'intensité-durée de la pluie. L'effet est quadratique dans les deux cas. Sous C1, la charge



(1): Valeurs x 100

FIGURE 2.17:
Effet du taux d'épandage sur la charge d'azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) dans l'eau de ruissellement due à des pluies printanières. Interaction T(MxC) **significatif au seuil de 1%; ^{NS}non significatif



(1): Valeurs x 100

FIGURE 2.18:
Effet du délai entre l'épandage et l'événement de pluie printanière sur la charge d'azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) dans l'eau de ruissellement. Interaction D(TxC) **significatif au seuil de 1%; ^{NS}non significatif

diminue de 44,9 à 7,5 et 5,1 kg/ha pour les trois délais (D0, D1 et D2), alors que sous C2, elle augmente de 3,3 à 6,2 kg/ha, lorsque le délai augmente de 1h à 24h et diminue à 3,7 kg/ha lorsque le délai augmente à 48h (Figure 2.18c).

2.2.2.3 Nitrates ($N\text{-}NO_3^-$)

Aucun des effets principaux des sources de variation sont significatifs. De plus, seules les interactions TxM, TxD et MxD le sont (Tableau 2.7).

L'effet du taux d'épandage sur la charge de nitrates dans l'eau de ruissellement n'est significatif que lorsque le délai entre l'épandage et l'événement de pluie est de 48h. Dans ce cas, l'effet est linéaire: la charge augmente d'une valeur négligeable pour T0, à 0,04 et 0,1 kg/ha pour T1 et T2. Dans le cas où la pluie est simulée dans un délai de 1h ou 24h après l'épandage, la charge moyenne de nitrates est de l'ordre de 0,06 et 0,08 kg/ha [interaction T(D); Figure 2.19].

2.2.3 Charge de phosphore dans l'eau de ruissellement

2.2.3.1 Phosphore total (P)

Les effets principaux des sources de variation et leurs interactions sont tous significatifs à l'exception des interactions TxMxC et TxMxDxC (Tableau 2.8).

a) Interaction T(MxD)

Le taux d'épandage a un effet significatif sur la charge de phosphore total dans l'eau de ruissellement quel que soit le délai, mais seulement lorsque le lisier est épandu à la surface

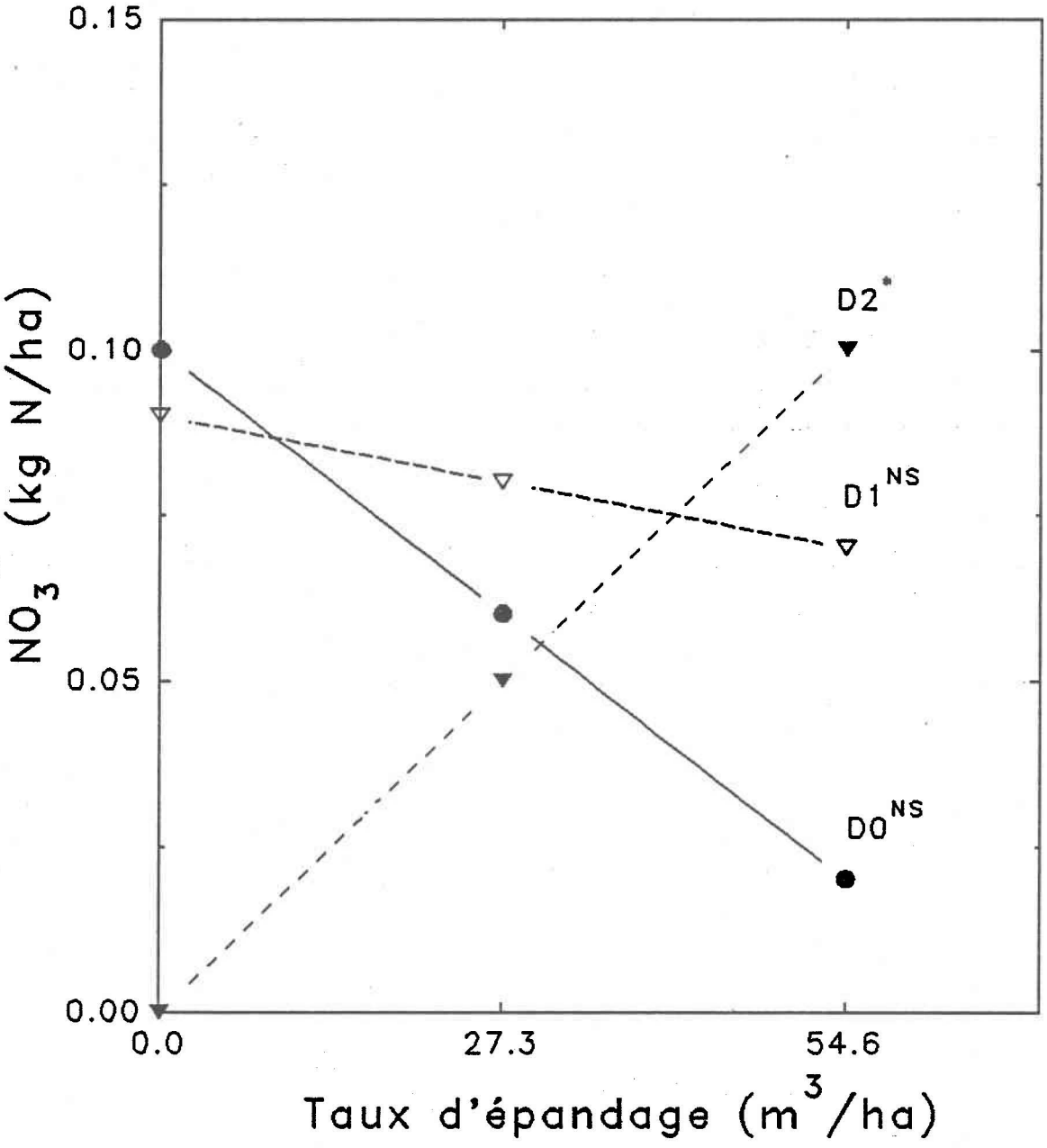


FIGURE 2.19:
Effet du taux d'épandage sur la charge de nitrates ($N\text{-}NO_3^-$) dans l'eau de ruissellement due à des pluies printanières. Interaction T(D). *significatif au seuil de 5%; NS non significatif

TABLEAU 2.8

Analyse de variance des effets des sources de variation Taux(T), Mode(M), Délai(D), Intensité(C) sur les variables dépendantes: Charge de phosphore total(P) et d'orthophosphates($P-PO_4^{3-}$) dans l'eau de ruissellement.
-Epandage du lisier de porc au printemps.

Source	dl	Ptotal	$P-PO_4^{3-}$
Taux(T)	2	**	**
Mode(M)	1	**	**
Délai(D)	2	**	**
Pluie(C)	1	**	**
TxM	2	**	**
TxD	4	**	**
TxC	2	*	**
MxD	2	**	NS
MxC	1	**	**
DxC	2	**	**
TxMxD	4	**	NS
TxMxC	2	NS	NS
TxDxC	4	**	**
MxDxC	2	**	**
TxMxDxC	4	NS	NS
Erreur	72		

*significatif au seuil de 5%; **significatif au seuil de 1%
NSnon significatif

du sol. Dans le cas contraire, l'effet n'est pas significatif; la concentration de phosphore total est inférieure à la limite de détection, si bien que la charge de phosphore total est négligeable (Figure 2.20).

Dans le cas de l'épandage en surface, l'effet est quadratique pour D0 et linéaire pour D1 et D2 (Figure 2.20). En effet, lorsque la pluie est simulée dans l'heure qui suit l'épandage, la charge de phosphore total augmente d'une valeur négligeable à 1,5 et 8.2 kg P/ha pour T0, T1 et T2 (Figure 2.20a). Lorsque la pluie est simulée 24h après l'épandage, la charge augmente de 0,06 à 0,8 et 1,5 (Figure 2.20b). Lorsque la pluie est simulée 48h après l'épandage, la charge augmente de 0,2 à 1,3 et 2,3 pour les trois taux d'épandage (Figure 2.20c).

b) Interaction T(DxC)

L'effet du taux d'épandage est significatif pour un délai donné sous la pluie C1. Par contre, sous C2, il n'est significatif que lorsque la pluie est simulée dans l'heure qui suit l'épandage (Figure 2.21).

Lorsque la pluie est simulée dans l'heure qui suit l'épandage, l'effet du taux d'épandage est quadratique sous C1 et C2. Sous C1, la charge de phosphore total augmente d'une valeur négligeable à 1,3 et 5,3 kg/ha pour T0, T1 et T2. Sous C2, la charge augmente aussi d'une valeur négligeable à 0,2 et 3,7 kg/ha (Figure 2.21a).

Lorsque la pluie est simulée 24h après l'épandage, l'effet du taux d'épandage est significatif sous C1: la charge de phosphore total augmente linéairement de 0,05 à 0,5 et 0,8 kg P/ha pour les trois taux d'épandage T0, T1 et T2. Par contre, sous C2, l'effet n'est pas significatif: la charge moyenne est de

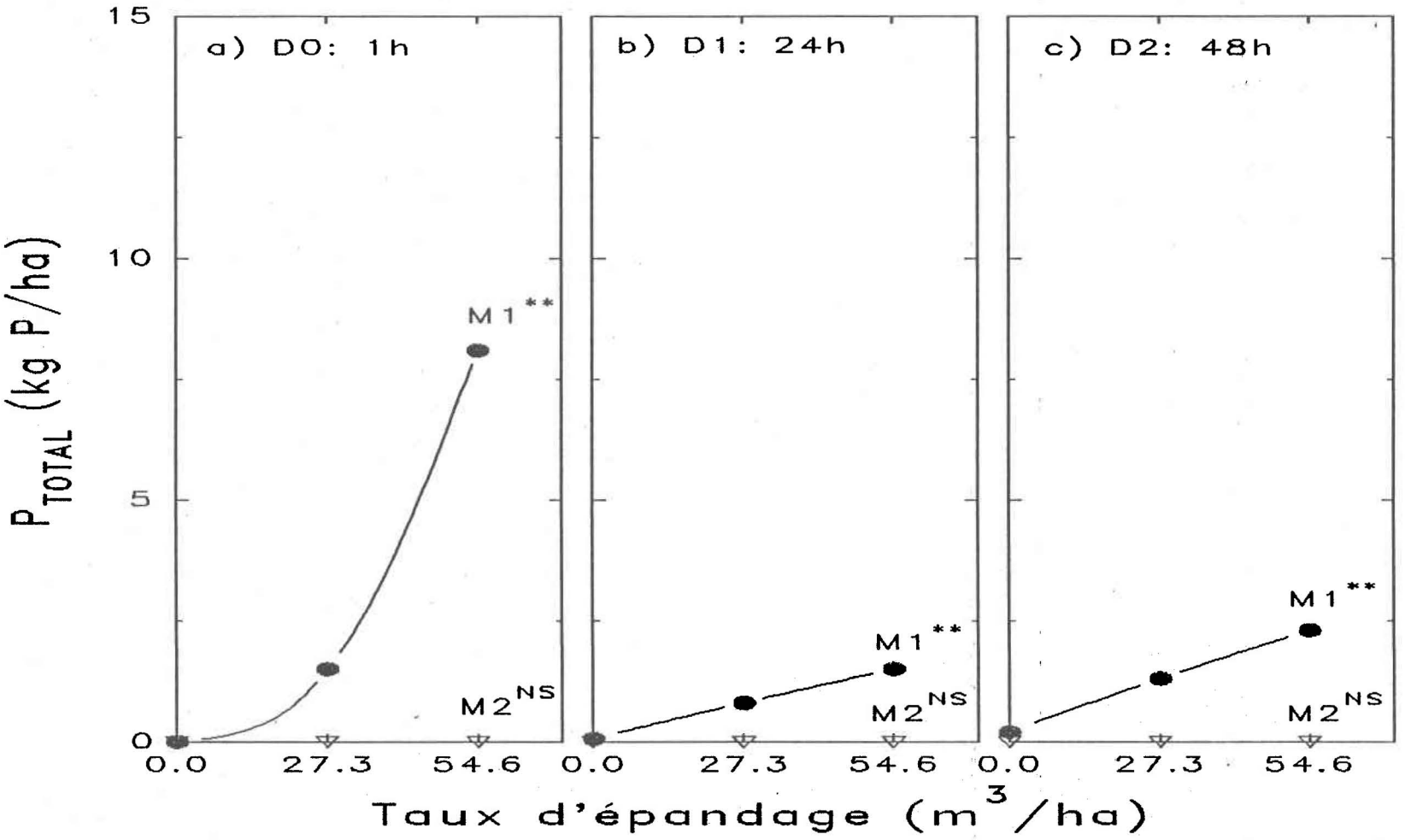


FIGURE 2.20:
Effet du taux d'épandage sur la charge de phosphore total (P) dans l'eau de ruissellement due à des pluies printanières. Interaction T(MxD)
****significatif au seuil de 1%; NS non significatif**

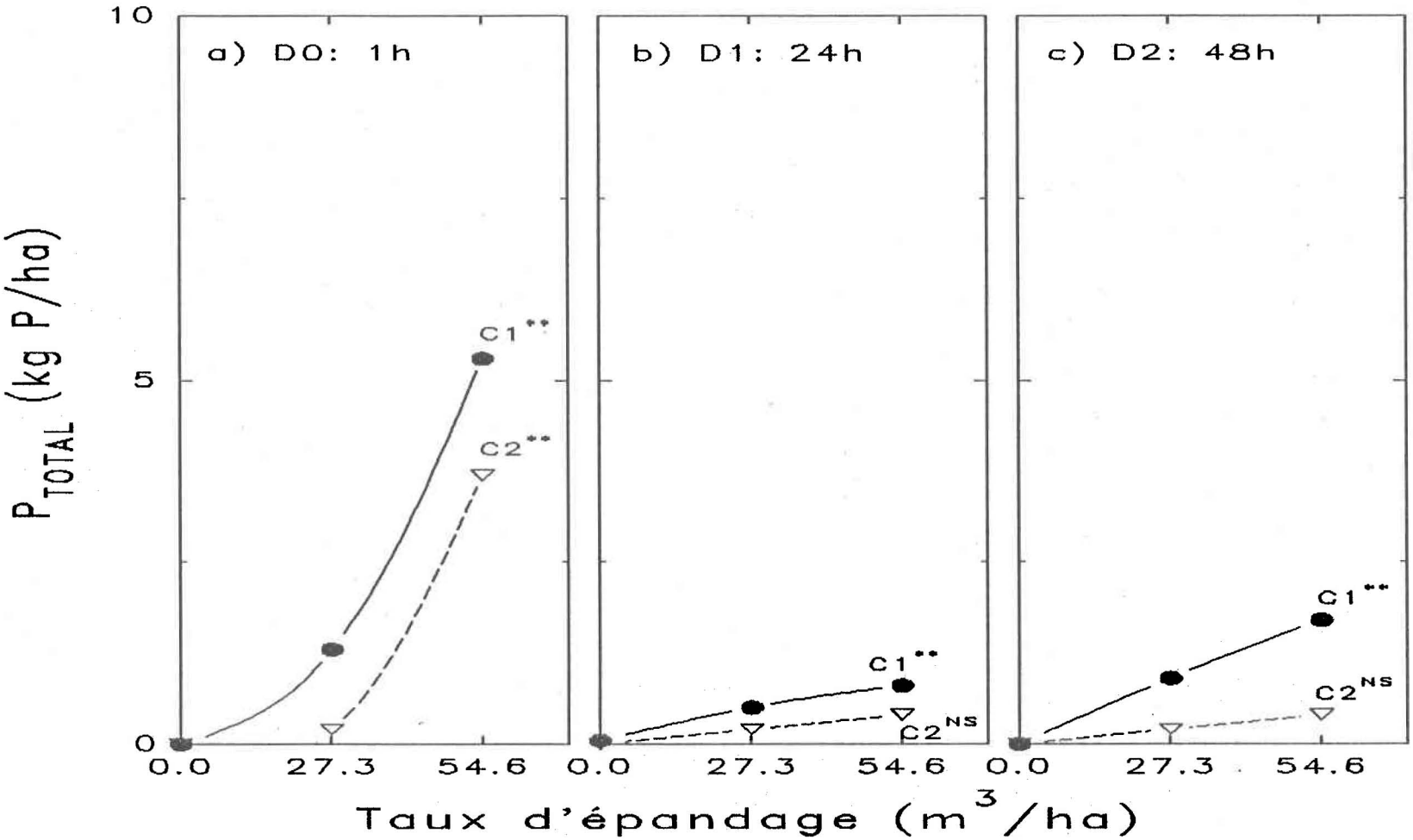


FIGURE 2.21:
Effet du taux d'épandage sur la charge de phosphore total (P) dans l'eau de ruissellement due à des pluies printanières. Interaction T(DxC)
**significatif au seuil de 1%; ^{NS}non significatif

l'ordre de 0,2 kg/ha (Figure 2.21b).

Lorsque la pluie est simulée 48h après l'épandage, l'effet du taux d'épandage est significatif sous C1: la charge de phosphore total augmente linéairement d'une valeur négligeable à 0,9 et 1,7 kg P/ha pour les trois taux d'épandage. Par contre, sous C2, l'effet du taux d'épandage n'est pas significatif: la charge moyenne est de l'ordre de 0,2 kg/ha (Figure 2.21c).

c) Interaction C(MxD)

L'effet de l'intensité-durée de la pluie dépend du mode d'épandage et du délai entre l'épandage et l'événement de pluie (Figure 2.22).

Lorsque la pluie a lieu dans l'heure qui suit l'épandage, l'augmentation de l'intensité de 11 à 22 mm/h diminue la charge de phosphore total dans l'eau de ruissellement de 4,7 à 2,5 kg/ha lorsque le lisier est épandu à la surface du sol. Par contre, lorsque le lisier est enfoui dans le sol, l'effet n'est pas significatif: la charge est négligeable (Figure 2.22a).

Lorsque la pluie est simulée 24h après l'épandage, l'effet de l'augmentation de l'intensité n'a aucun effet sur la charge de phosphore total, quel que soit le mode d'épandage. La charge moyenne est de l'ordre de 0,07 kg/ha pour M1 et négligeable pour M2 (Figure 2.22b).

Si la pluie est simulée 48h après l'épandage, l'effet de l'augmentation de l'intensité est significatif pour l'épandage en surface et non significatif pour l'enfouissement. Pour M1, la charge diminue de 2,1 à 0,6 kg/ha, alors que pour M2, elle est négligeable (Figure 2.22c).

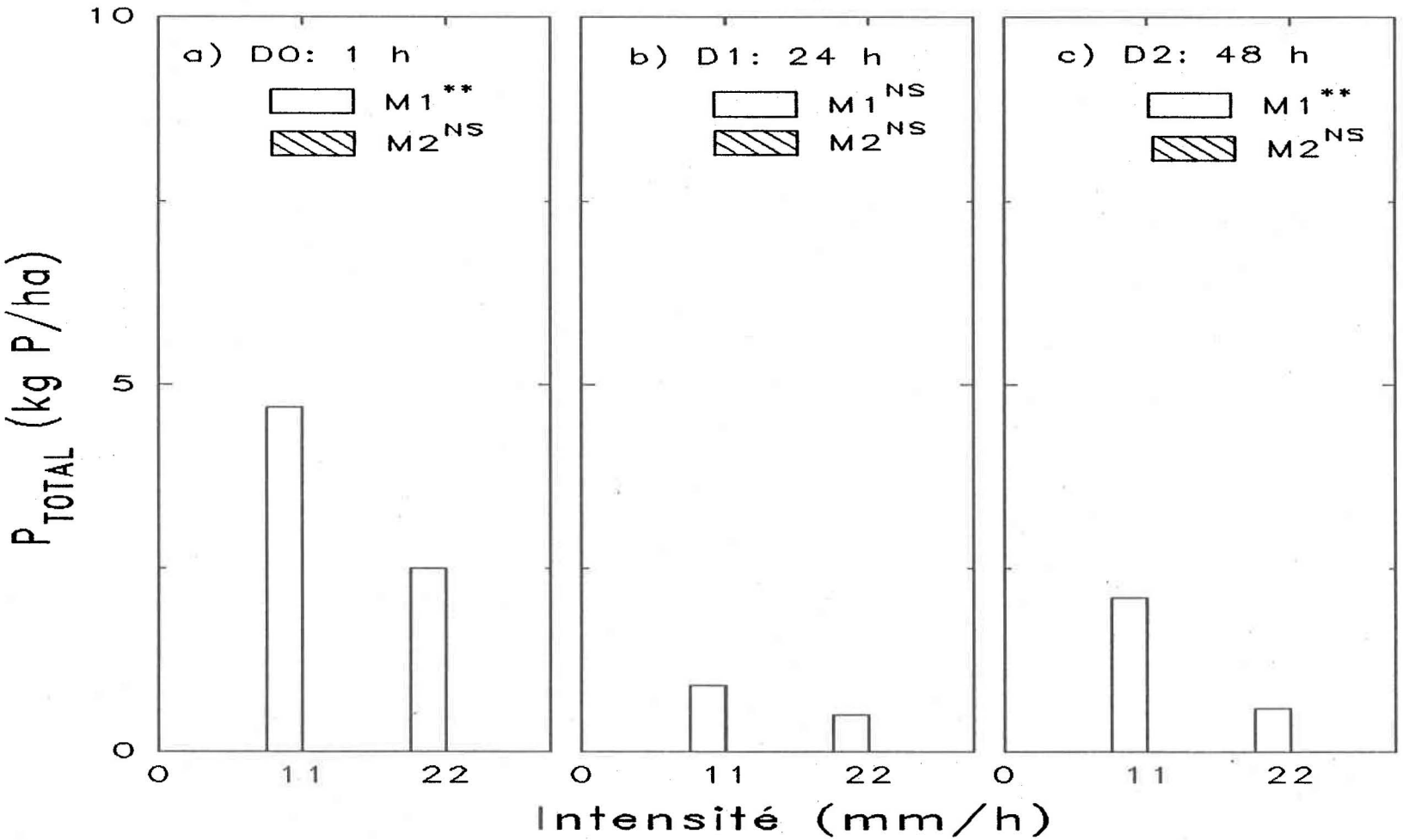


FIGURE 2.22:
Effet des pluies printanières sur sur la charge de phosphore total (P) dans l'eau de ruissellement suite à l'épandage du lisier. Interaction C(MxD)
****significatif au seuil de 1%; NSnon significatif**

2.2.3.2 Orthophosphates ($P-PO_4^{3-}$)

Les effets principaux des sources de variation et leurs interactions sont tous significatifs à l'exception des interactions MxD, TxMxD, TxMxC et TxMxDxC (Tableau 2.8).

a) Interaction T(M)

L'effet du taux d'épandage sur la charge d'orthophosphates dans l'eau de ruissellement est significatif lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, et non significatif lorsqu'il est enfoui dans le sol (Figure 2.23).

Dans le cas où le lisier est épandu à la surface du sol, l'effet est linéaire: la charge augmente d'une valeur négligeable à 0,3 et 0,7 kg/ha. Dans le cas contraire, les charges sont négligeables.

b) Interaction T(DxC)

L'effet du taux d'épandage est significatif lorsque la pluie de 11 mm/h est simulée dans l'heure qui suit l'épandage ou 48h après l'épandage. Il n'est significatif pour aucun des autres niveaux de combinaisons DxC (Figure 2.24).

Lorsque C1 est simulée dans l'heure qui suit l'épandage, la charge augmente d'une valeur négligeable à 0,3 et 1,0 kg/ha. Par contre, pour les délais D1 et D2, la charge moyenne est de 0,1 kg/ha pour D1 et 0,2 kg/ha pour D2 (Figure 2.24a).

Sous C2, la charge moyenne est de 0,05 kg/ha pour D0, 0,04 kg/ha pour D1 et 0,06 kg/ha pour D2 (Figure 2.24b).

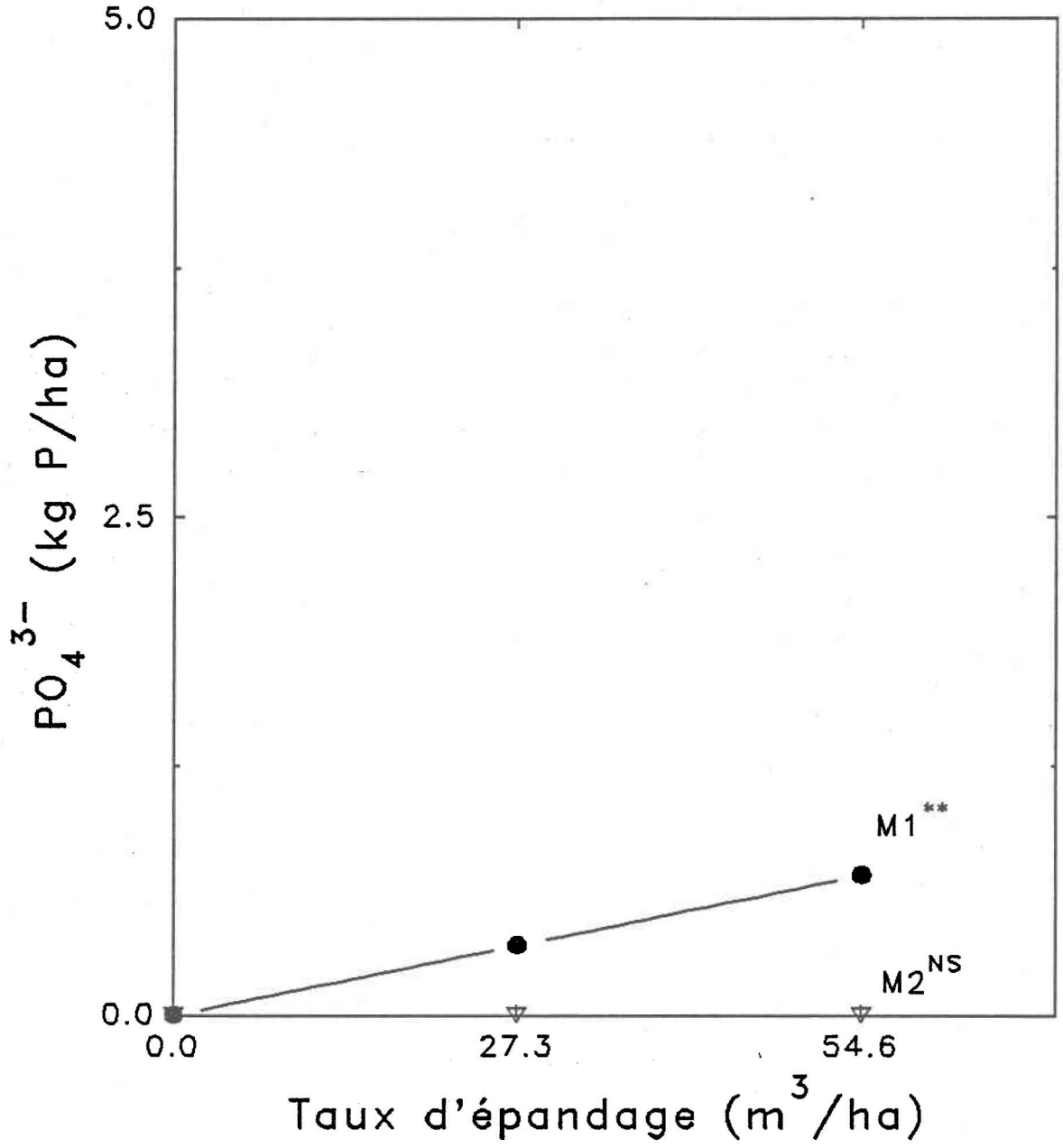


FIGURE 2.23:
Effet du taux d'épandage sur la charge d'orthophosphates ($P\text{-}PO_4^{3-}$) dans l'eau de ruissellement due à des pluies printanières. Interaction T(M) **significatif au seuil de 1%; ^{NS}non significatif

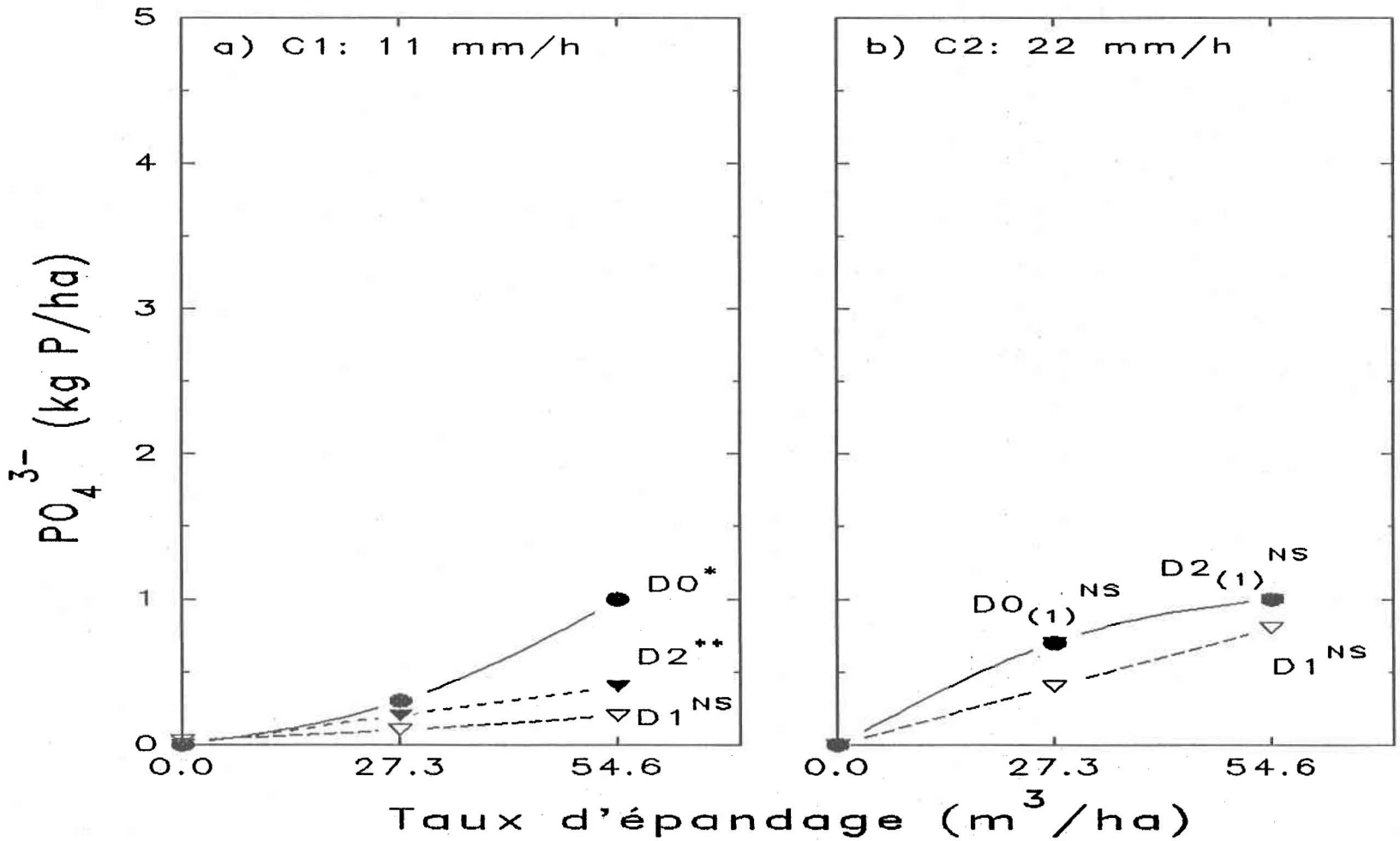


FIGURE 2.24:
Effet du taux d'épandage sur la charge d'orthophosphates ($P\text{-}PO_4^{3-}$) dans l'eau de ruissellement due à des pluies printanières. Interaction T(DxC) **significatif au seuil de 1%; *significatif au seuil de 5%; ^{NS}non significatif

c) Interaction M(DxC)

L'effet du mode d'épandage est significatif sous la pluie C1, quel que soit le délai, et non significatif sous C2 (Figure 2.25).

Sous C1, l'enfouissement réduit la charge par rapport à l'épandage en surface de 1,0 kg/ha à une valeur négligeable lorsque la pluie est simulée dans l'heure qui suit l'épandage; 0,2 à une valeur négligeable lorsque la pluie est simulée 24h après l'épandage et de 0,3 à une valeur négligeable lorsque la pluie est simulée 48h après l'épandage (Figures 2.25a;b;c).

Sous C2, les valeurs moyennes sont 0,04 kg/ha pour D0, 0,05 kg/ha pour D1 et 0,1 kg/ha pour D2 (Figures 2.25a;b;c).

2.2.4 Migration d'eau, d'azote et de phosphore dans le sol

Les résultats de l'analyse des échantillons de sol prélevés 24h après les simulations serviront à étudier la migration d'eau, d'azote et de phosphore dans le profil du sol.

2.2.4.1 Migration de l'eau

Aucune boîte n'a produit d'eau de drainage au cours des simulations de pluie. De plus même après 24h, seules quelques boîtes de sol ont produit une quantité négligeable d'eau de drainage, allant de quelques gouttes à environ 200 ml. Il s'en suit que les conditions expérimentales n'ont pas permis qu'une quantité appréciable d'eau traverse le profil du sol au point de produire un volume significatif permettant des analyses chimiques. Néanmoins, il y eu une migration certaine d'eau à l'intérieur de tout le profil du sol. En effet, la teneur en eau des échantillons de sol prélevés à tous les 5 cm de profondeur se situait en moyenne autour de la teneur en eau à la capacité au

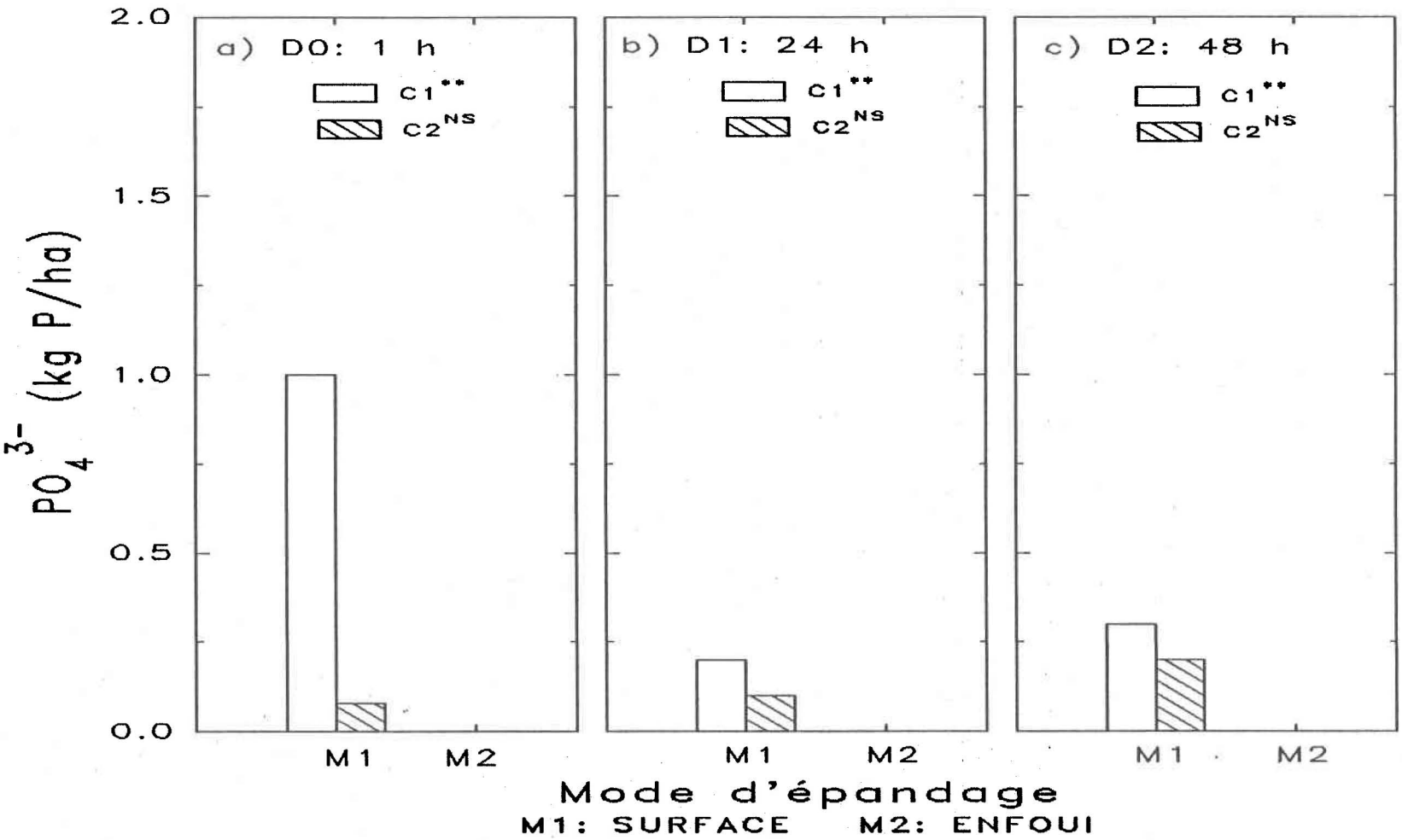


FIGURE 2.25:
Effet du mode d'épandage sur la charge d'orthophosphates ($P\text{-}PO_4^{3-}$) dans l'eau de ruissellement due à des pluies printanières. Interaction M(DxC) **significatif au seuil de 1%; ^{NS}non significatif

champ, c'est-à-dire 25% sur une base sèche, soit 5,2% au-dessus de sa valeur moyenne originale.

2.2.4.2 Migration de l'azote

a) Azote total Kjeldahl (NTK)

Les résultats d'analyses de sol ont été utilisés pour ajuster des courbes qui décrivent la relation entre la concentration de NTK dans les échantillons de sol et la profondeur, pour des conditions expérimentales uniformes. Les courbes ont été ajustées pour l'effet de T2 seulement à titre d'exemple. Les résultats (Figures 2.26 et 2.27) montrent que le passage du front d'humidité dans le profil du sol n'entraîne pas une quantité significative d'azote total Kjeldahl dans le profil du sol. En effet, la tendance générale observée est telle que la proportion de l'azote du lisier qui n'a pas été volatilisée ou exportée par l'eau de ruissellement demeure pratiquement à la surface du sol dans les cas où le lisier est épandu en surface d'une part et que d'autre part, la majeure partie de l'azote enfoui dans le sol demeure dans la zone d'enfouissement. La concentration moyenne d'azote total Kjeldahl dans le sol naturel est de 1100 ppm. La distribution des valeurs peut être estimée par une loi normale centrée à 2,5 cm pour M1 (R^2=0,51) et à 22,5 cm pour M2 (R^2=0,48); (Tableau 2.9).

b) Azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$)

A la suite des simulations, la concentration moyenne d'azote ammoniacal dans le profil du sol a augmenté très fortement par rapport à sa concentration dans le sol naturel, aussi bien pour l'épandage en surface que pour l'enfouissement. Calculée par rapport à la concentration moyenne de $N\text{-}NH_4^+$ dans le profil du sol naturel, l'augmentation moyenne est de 312% (variation de +160 à +400%) pour T1 et de 595% (variation de +340 à 752%)

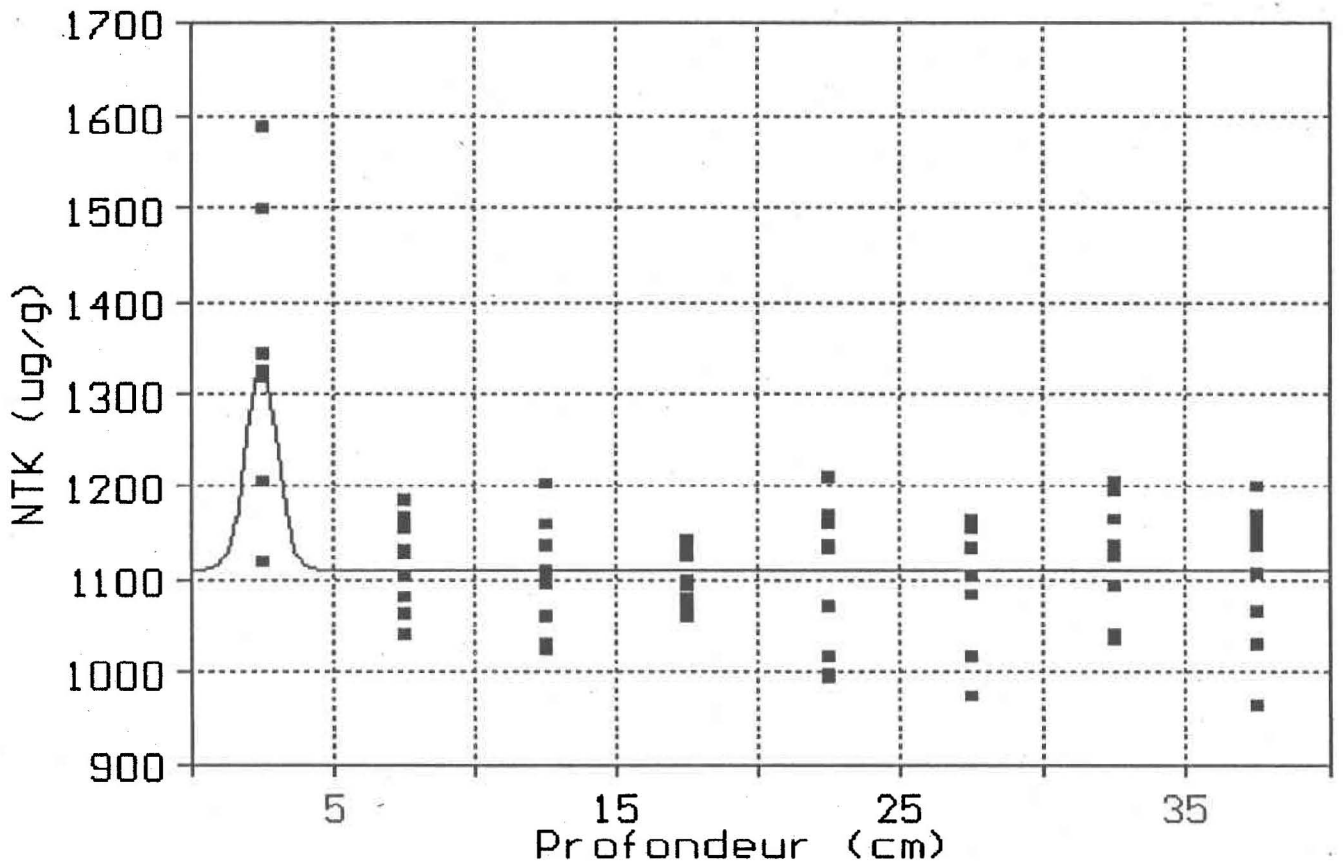


FIGURE 2.26:
Effet du passage du front d'humidité dans le sol sur le transport de l'azote total Kjeldahl dans le sol des boîtes où le lisier est épandu à la surface du sol

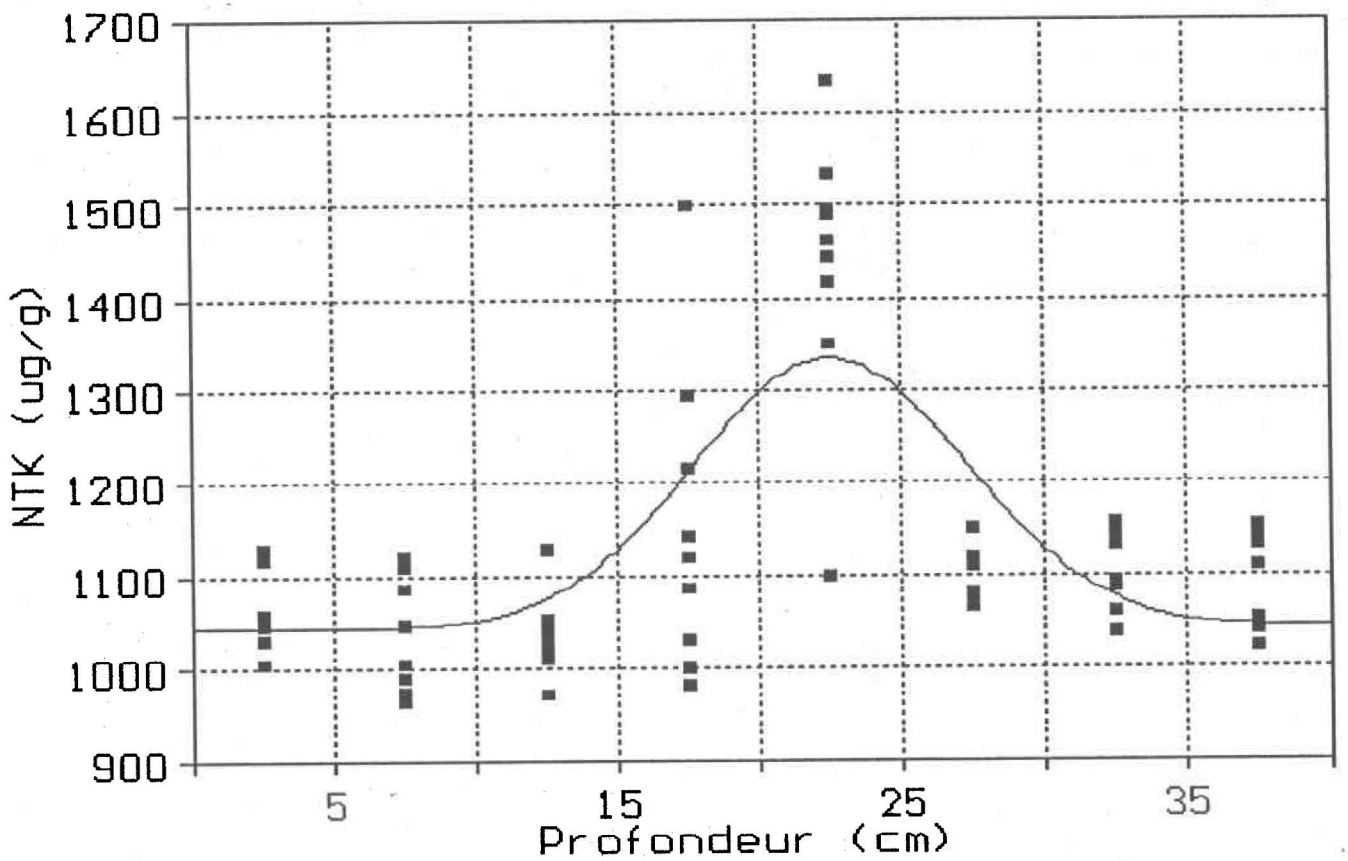


FIGURE 2.27:
Effet du passage du front d'humidité dans le sol sur le transport de l'azote total Kjeldahl dans le sol des boîtes où le lisier est enfoui

TABLEAU 2.9

Paramètres des équations décrivant la variation de la concentration d'azote et de phosphore dans le sol en fonction de la profondeur, à la suite des pluies printanières

	FIGURE	A	B	Xc	W	R^2
NTK	2.26[1]	1107,9	227,6	2,5	0,53	0,51
	2.27(1)	1040,3	292,7	22,5	4,77	0,48
$N-NH_4^+$	2.28(1)	6,9	194,4	2,5	0,53	0,85
	2.29[1]	-36,4	299,8	22,5	4,77	0,70
$N-NO_3^-$	2.30(2)	16,9	-53,6	-	-	0,24
	2.31[2]	23,6	-87,9	-	-	0,31
P	2.32[3]	0,001	2,1E-6	-	-	0,13
	2.33[1]	784,6	139,8	22,5	11,14	0,26
$P-PO_4^{3-}$	2.34[1]	33,6	47,8	2,5	0,53	0,90
	2.35[1]	36,1	19,7	17,5	3,71	0,44

[1] $Y=A + BF1(X)$ où $F1=EXP(-((X-Xc)^2)/(2*W^2))$, Y=concentration (µg/g); X=profondeur(cm), Xc=centre(cm),et W=écart-type (µg/g)

[2] $Y=A + B/X^2$ où Y=concentration(µg/g), X=profondeur(cm)

[3] $Y=1/(A + BX)$ où Y=concentration(µg/g), X=profondeur(cm)

pour T2. Si l'on considère seulement la concentration dans la zone 0-5 cm, on remarque que l'augmentation est beaucoup plus élevée, une moyenne de 2594% (variation de +1432 à 3540%) pour T1 et de 4867% (variation de +3100 à +5700%) pour T2 (Tableau 2.10).

Dans les boîtes où le lisier est enfoui dans le sol, les mêmes tendances sont observées en ce qui concerne la zone d'épandage, soit une augmentation moyenne de 1913% (variation de +1650 à +2245%) pour T1 et une augmentation moyenne de 3800% (variation de +2700 à +4600%) pour T2 (Tableau 2.11).

Les augmentations de concentrations s'expliquent par la charge relativement importante d'azote ammoniacal apportée par le lisier par rapport à celle déjà présente dans le sol naturel. En effet, dans le cas d'un épandage à raison de 300 Kg NTK/ha par exemple, la charge apportée par le lisier est 11 fois supérieure à celle présente dans le sol naturel, ce qui n'est pas le cas pour les autres paramètres (Tableau 2.12).

Les observations précédentes suggèrent donc que l'azote ammoniacal est très peu affecté par le passage du front d'humidité, que le lisier soit épandu en surface ou enfoui dans le sol, ce qui est confirmé par les ajustements de courbes; la concentration moyenne d'azote ammoniacal dans le sol naturel étant de 4,2 ppm (Figures 2.28 et 2.29). Tel qu'il a été expliqué dans la section précédente, les plus fortes augmentations observées dans la zone d'enfouissement par rapport à la zone d'épandage en surface sont dues à l'exportation de l'azote ammoniacal par l'eau de ruissellement et la volatilisation de l'ammoniac dans les boîtes où le lisier est épandu à la surface du sol. La distribution des valeurs peut être approximée par une loi normale centrée à 2,5 cm pour M1 (R^2=0,85) et à 22,5 cm pour M2 (R^2=0,70); (Tableau 2.9).

TABLEAU 2.10

Effet de l'épandage du lisier de porc à la surface du sol sur la concentration moyenne d'azote ammoniacal dans le sol après une pluie printanière

Traitements[1]			Variation moyenne(%)[2]			
M	D	C	T1 vs T0[3]	T2 vs T0[3]	T1 vs T0[4]	T2 vs T0[4]
1	0	1	+ 400	+ 603	+3540	+5700
1	0	2	+ 214	+ 340	+1976	+3100
1	1	1	+ 250	+ 608	+2268	+4700
1	1	2	+ 496	+ 624	+3433	+4900
1	2	1	+ 160	+ 752	+1432	+5600
1	2	2	+ 355	+ 643	+2914	+5200
Moyenne			+ 312	+ 595	+2594	+4867

1. T: taux d'épandage - T0:0, T1:115 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha, T2:230 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha; M: mode d'épandage - M1:épandage en surface; M2: enfouissement à 20 cm; D: délai entre l'épandage et l'événement de pluie - D0:1h, D1:24h, D2:48h; C: intensité-durée de la pluie - C1: 11 mm/h 142 min, C2: 22 mm/h 71 min;
2. Variation de la concentration moyenne du sol par rapport au sol naturel - Chaque valeur est une moyenne de 3 observations;
3. Profil de sol;
4. Couche 0-5 cm

TABLEAU 2.11

Effet de l'enfouissement du lisier de porc dans le sol sur la concentration moyenne d'azote ammoniacal dans le sol après une pluie printanière

Traitements[1]			Variation moyenne(%)[2]			
M	D	C	T1 vs T0[3]	T2 vs T0[3]	T1 vs T0[4]	T2 vs T0[4]
2	0	1	+ 356	+ 690	+1650	+3900
2	0	2	+ 380	+1105	+1770	+4600
2	1	1	+ 596	+1044	+2245	+4000
2	1	2	+ 411	+ 867	+1752	+3600
2	2	1	+ 463	+ 636	+2000	+2700
2	2	2	+ 485	+ 994	+2060	+4000
Moyenne			+ 448	+ 890	+1913	+3800

1. T: taux d'épandage - T0:0, T1:115 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha, T2:230 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha; M: mode d'épandage - M1:épandage en surface; M2: enfouissement à 20 cm; D: délai entre l'épandage et l'événement de pluie - D0:1h, D1:24h, D2:48h; C: intensité-durée de la pluie - C1: 11 mm/h 142 min, C2: 22 mm/h 71 min;
2. Variation de la concentration moyenne du sol par rapport au sol naturel - Chaque valeur est une moyenne de 3 observations;
3. Profil de sol;
4. Couche 15-25 cm

TABLEAU 2.12

Comparaison de la charge d'azote et de phosphore apportée par le lisier à celle présente dans le sol naturel

Paramètre	Charge dans le sol[1] (Kg/ha)	Charge dans le lisier[2] Kg/ha(%)[3]
NTK	5280,0	300,0(6)
$N-NH_4$	20,2	228,0(1140)
$N-NO_3$	61,0	0,4(0,8)
Ptotal	4237,0	66,5(16)
$P-PO_4$	156,0	8,6(5)

1. Charge totale dans les 40 cm de sol
2. Basée sur un taux d'épandage de 300 Kg NTK/ha
3. Pourcentage par rapport à la charge présente dans le sol naturel

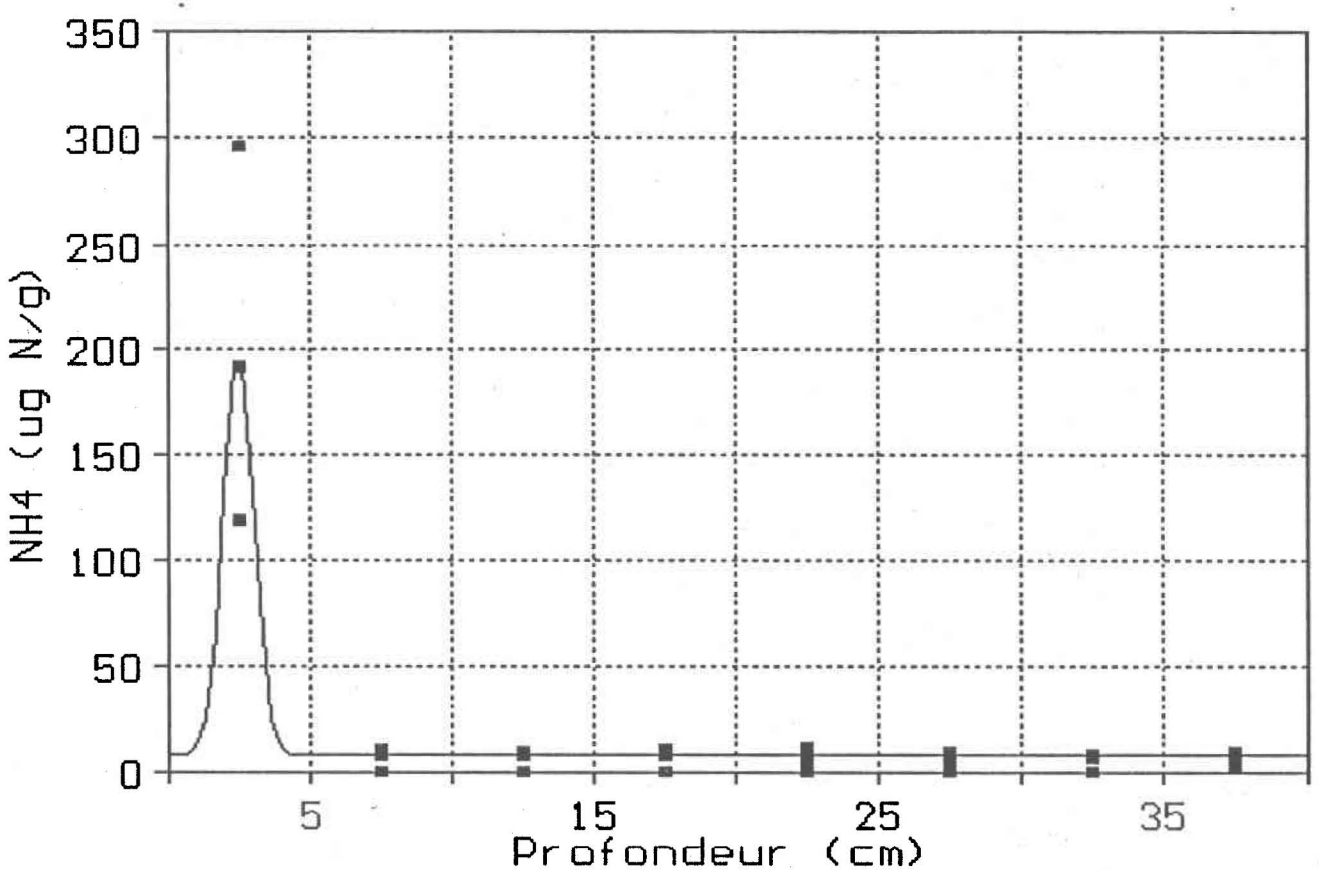


FIGURE 2.28:
Effet du passage du front d'humidité dans le sol sur le transport de l'azote ammoniacal dans le sol des boîtes où le lisier est épandu à la surface du sol

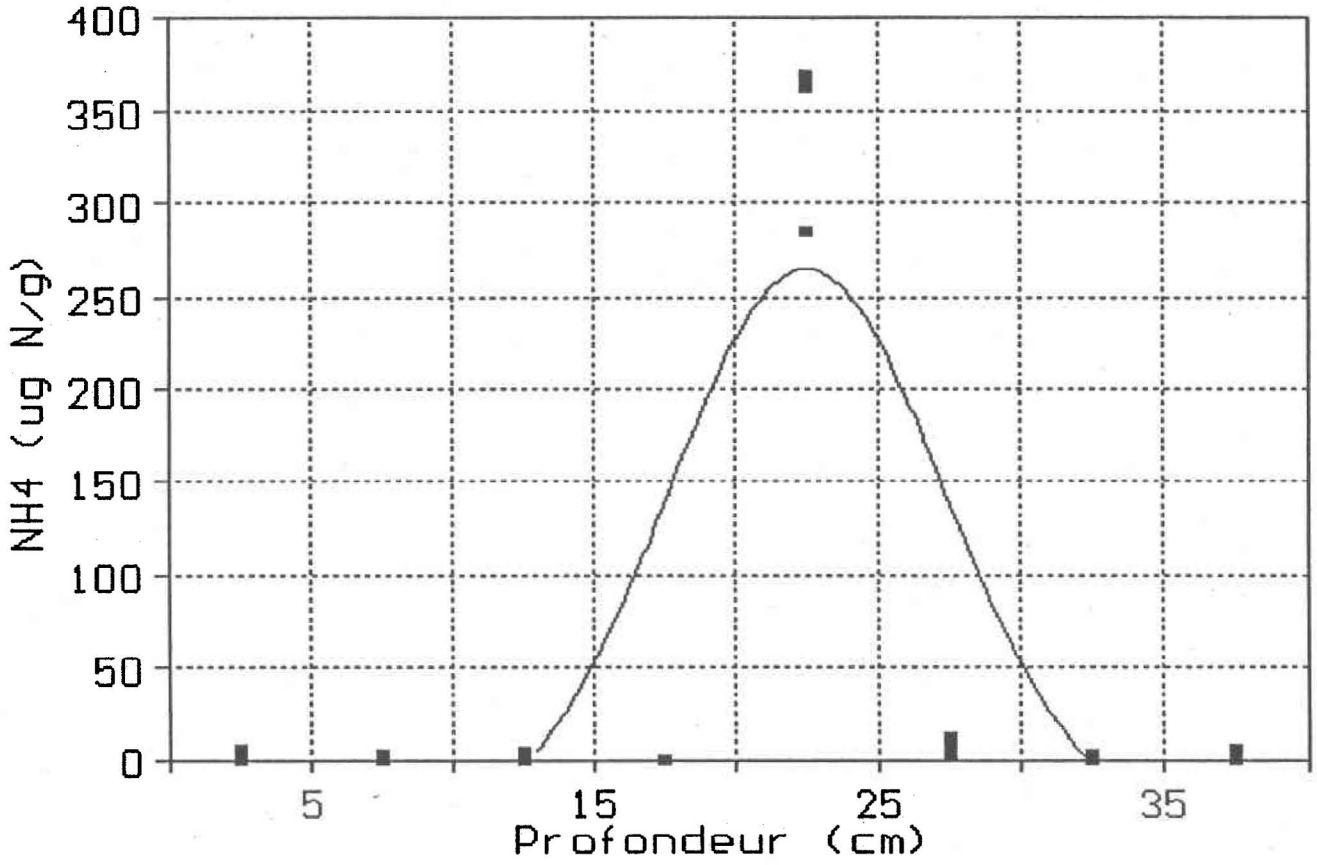


FIGURE 2.29:
Effet du passage du front d'humidité dans le sol sur le transport de l'azote ammoniacal dans le sol des boîtes où le lisier est enfoui

L'évaluation de la proportion de l'azote ammoniacal par rapport à l'azote total Kjeldahl dans la couche 0-5 cm montre que dans les boîtes où le lisier est épandu à la surface du sol, cette proportion est relativement faible, soit de l'ordre 10% pour T1 et 15% pour T2 (Tableau 2.13) et s'explique par le fait que dans l'eau de ruissellement, presque 100% de l'azote est sous forme ammoniacale quel que soit le traitement.

c) Nitrates ($N\text{-}NO_3^-$)

L'ajustement des courbes (Figures 2.30 et 2.31) indique une diminution de la concentration de nitrates dans les premiers 5 cm de la surface du sol par rapport au reste du profil quel que soit le mode d'épandage. Les pourcentages de la variance expliquée (R^2) sont cependant très faibles, soit 0,24 pour M1 et 0,31 pour M2 (Tableau 2.9)

Dans les boîtes où le lisier est épandu à la surface du sol, la concentration des nitrates a donc diminué dans la zone d'épandage, alors qu'elle a augmenté dans le reste du profil du sol par rapport à sa concentration originale. Par contre, dans les boîtes où le lisier est enfoui, la concentration des nitrates dans la zone d'épandage ou dans le profil du sol a augmenté par rapport à sa concentration originale. Ces différences s'expliquent comme suit:

1) le volume d'eau de ruissellement est plus élevé lorsque le lisier est épandu à la surface du sol que lorsque le lisier est enfoui, ce qui signifie que le volume d'eau infiltrée dans le sol est plus faible lorsque le lisier est épandu à la surface du sol que lorsqu'il est enfoui [interaction C(MxD); Figure 2.8].

TABLEAU 2.13

Proportion de l'azote ammoniacal par rapport à l'azote total Kjeldahl dans la couche 0-5 cm, dans les boîtes où le lisier est épandu à la surface du sol

Traitements[1]				NTK	$N\text{-}NH_4^+$	$N\text{-}NH_4^+$
T	M	D	C	$(\mu g/g)^2$	$(\mu g/g)^2$	(% vs NTK)[2]
1	1	0	1	1180	153	13
1	1	0	2	1130	87	8
1	1	1	1	1236	99	8
1	1	1	2	1328	148	11
1	1	2	1	1154	64	6
1	1	2	2	1315	126	10
2	1	0	1	1318	201	15
2	1	0	2	1118	133	11
2	1	1	1	1318	202	15
2	1	1	2	1390	211	15
2	1	2	1	1370	240	17
2	1	2	2	1575	227	15

1. T: taux d'épandage - T0:0, T1:115 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha, T2:230 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha; M: mode d'épandage - M1:épandage en surface; M2: enfouissement à 20 cm; D: délai entre l'épandage et l'événement de pluie - D0:1h, D1:24h, D2:48h; C: intensité-durée de la pluie - C1: 11 mm/h 142 min, C2: 22 mm/h 71 min;
2. Chaque valeur est une moyenne de 3 observations;

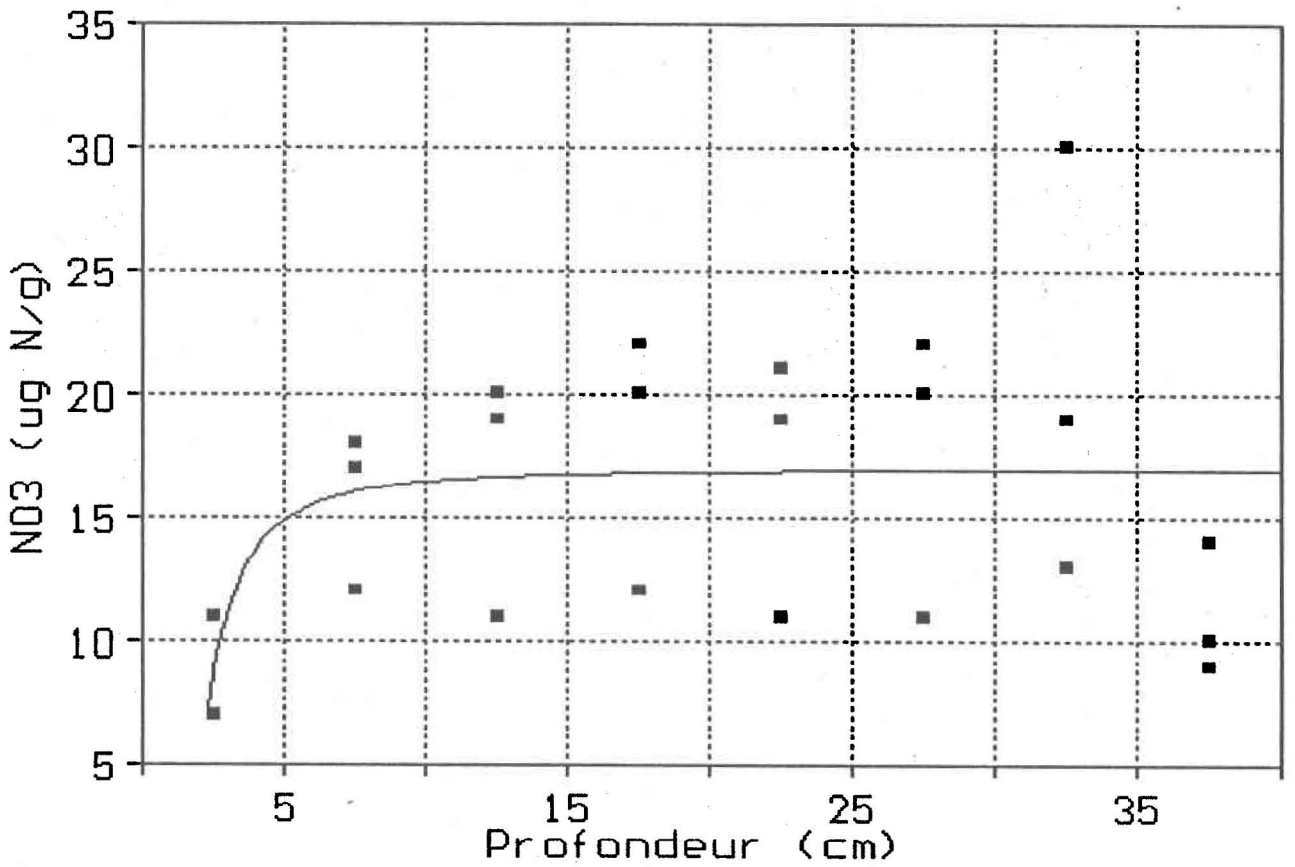


FIGURE 2.30:
Effet du passage du front d'humidité dans le sol sur letransport des nitrates dans le sol des boîtes où le lisierest épandu à la surface du sol

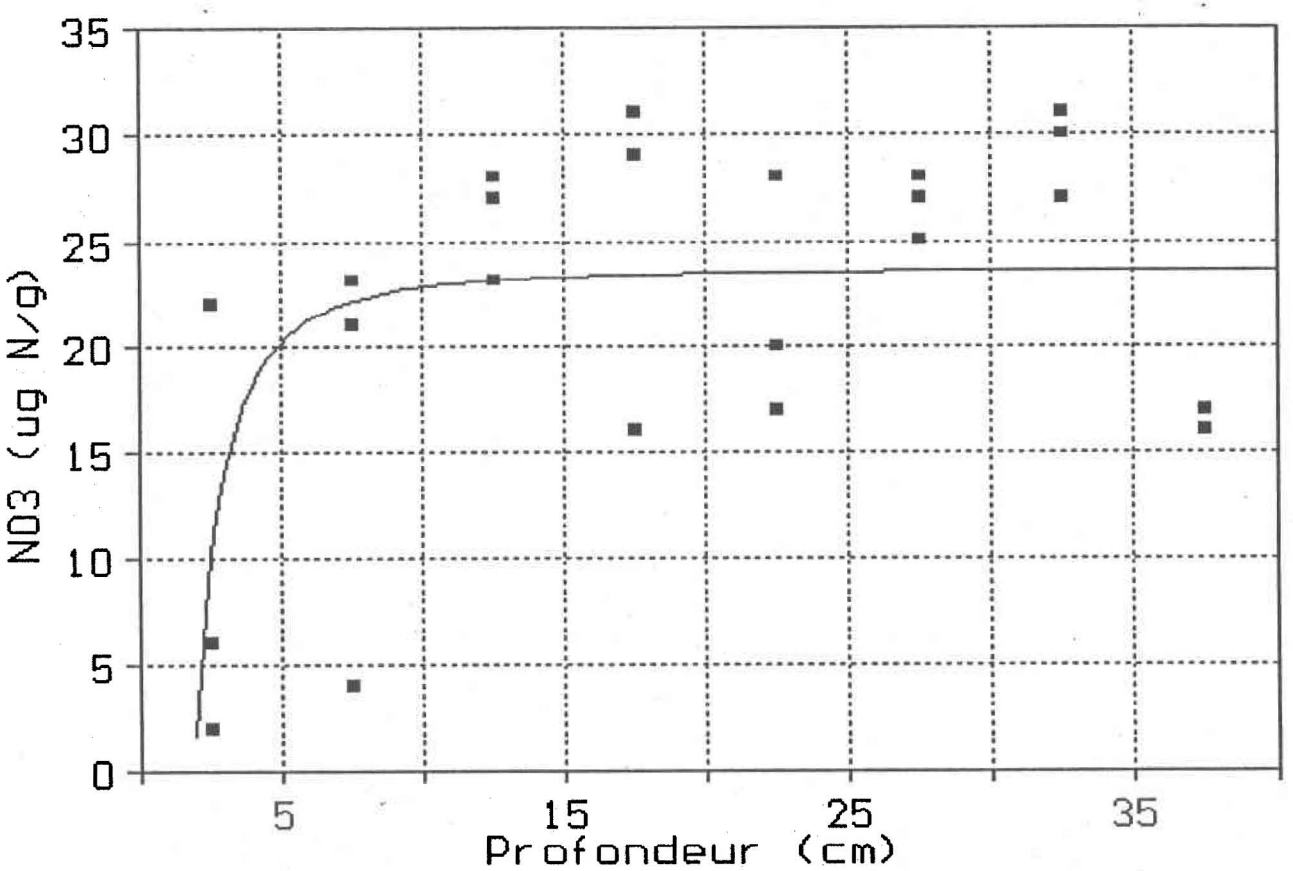


FIGURE 2.31:
Effet du passage du front d'humidité dans le sol sur le transport des nitrates dans le sol des boîtes où le lisier est enfoui

2) lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, la charge de nitrates exportée par l'eau de ruissellement augmente significativement si la pluie est simulée 48h après l'épandage [interaction T(D); Figure 2.19], diminuant la concentration des nitrates dans la zone superficielle du sol contrairement aux boîtes où le lisier est enfoui.

3) il s'est produit une nitrification certaine de l'azote à en juger par l'augmentation générale des concentrations dans le profil du sol aussi bien dans les boîtes où le lisier est épandu à la surface du sol (Tableau 2.14) que dans les boîtes où le lisier est enfoui (Tableau 2.15).

4) le lessivage des nitrates dans le profil du sol est aussi possible avec la percolation de l'eau.

2.2.4.3 Migration du phosphore

a) Phosphore total (P)

Selon les ajustements de courbes (Figures 2.32 et 2.33), la concentration de phosphore total diminue linéairement en fonction de la profondeur pour M1 (R^2=0,13) alors que dans le cas de M2, la distribution des valeurs peut être approximée par une loi normale centrée à 22,5 cm (R^2=0,26). Les pourcentages de la variance expliquée sont donc très faibles (Tableau 2.9).

b) Orthophosphates ($P\text{-}PO_4^{3-}$)

Il n'y a pas eu un déplacement significatif des orthophosphates dans le profil du sol à la suite des simulations de pluie. En effet, la distribution des valeurs (Figures 2.34 et 2.35) peut être approximée par une loi normale centrée à 2,5 cm pour M1 (R^2=0,90) et à 17,5 cm pour M2 (R^2=0,44); (Tableau 2.9).

TABLEAU 2.14

Effet de l'épandage du lisier de porc à la surface du sol sur la concentration moyenne des nitrates dans le sol après une pluie printanière

Traitements[1]			Variation moyenne(%)[2]			
M	D	C	T1 vs T0[3]	T2 vs T0[3]	T1 vs T0[4]	T2 vs T0[4]
1	0	1	+67	+44	+ 8	-36
1	0	2	+67	+30	+ 5	-13
1	1	1	+23	+15	-27	-32
1	1	2	+39	+40	-33	-33
1	2	1	+24	+23	-29	-32
1	2	2	+53	+81	+17	+34
Moyenne			+45	+39	-20	-19

1. T: taux d'épandage - T0:0, T1:0,2 g $N\text{-}NO_3^-$/ha, T2:0,4 g $N\text{-}NO_3^-$/ha; M: mode d'épandage - M1:épandage en surface; M2: enfouissement à 20 cm; D: délai entre l'épandage et l'événement de pluie - D0:1h, D1:24h, D2:48h; C: intensité-durée de la pluie - C1: 11 mm/h 142 min, C2: 22 mm/h 71 min;
2. Variation de la concentration moyenne du sol par rapport au sol naturel - Chaque valeur est une moyenne de 3 observations;
3. Profil de sol;
4. Couche 0-5 cm

TABLEAU 2.15

Effet de l'enfouissement du lisier de porc dans le sol sur la concentration moyenne des nitrates dans le sol après une pluie printanière

Traitements[1]			Variation moyenne(%)[2]			
M	D	C	T1 vs T0[3]	T2 vs T0[3]	T1 vs T0[4]	T2 vs T0[4]
2	0	1	+ 74	+42	+ 72	+50
2	0	2	+ 40	+96	+ 84	+90
2	1	1	+ 18	0	+ 40	-29
2	1	2	+ 88	+49	+ 91	+35
2	2	1	+134	+70	+210	+84
2	2	2	0	-34	- 8	-55
Moyenne			+ 59	+37	+ 81	+29

1. T: taux d'épandage - T0:0, T1:0,2 g $N\text{-}NO_3^-$/ha, T2:0,4 g $N\text{-}NO_3^-$/ha; M: mode d'épandage - M1:épandage en surface; M2: enfouissement à 20 cm; D: délai entre l'épandage et l'événement de pluie - D0:1h, D1:24h, D2:48h; C: intensité-durée de la pluie - C1: 11 mm/h 142 min, C2: 22 mm/h 71 min;
2. Variation de la concentration moyenne du sol par rapport au sol naturel - Chaque valeur est une moyenne de 3 observations;
3. Profil de sol;
4. Couche 15-25 cm

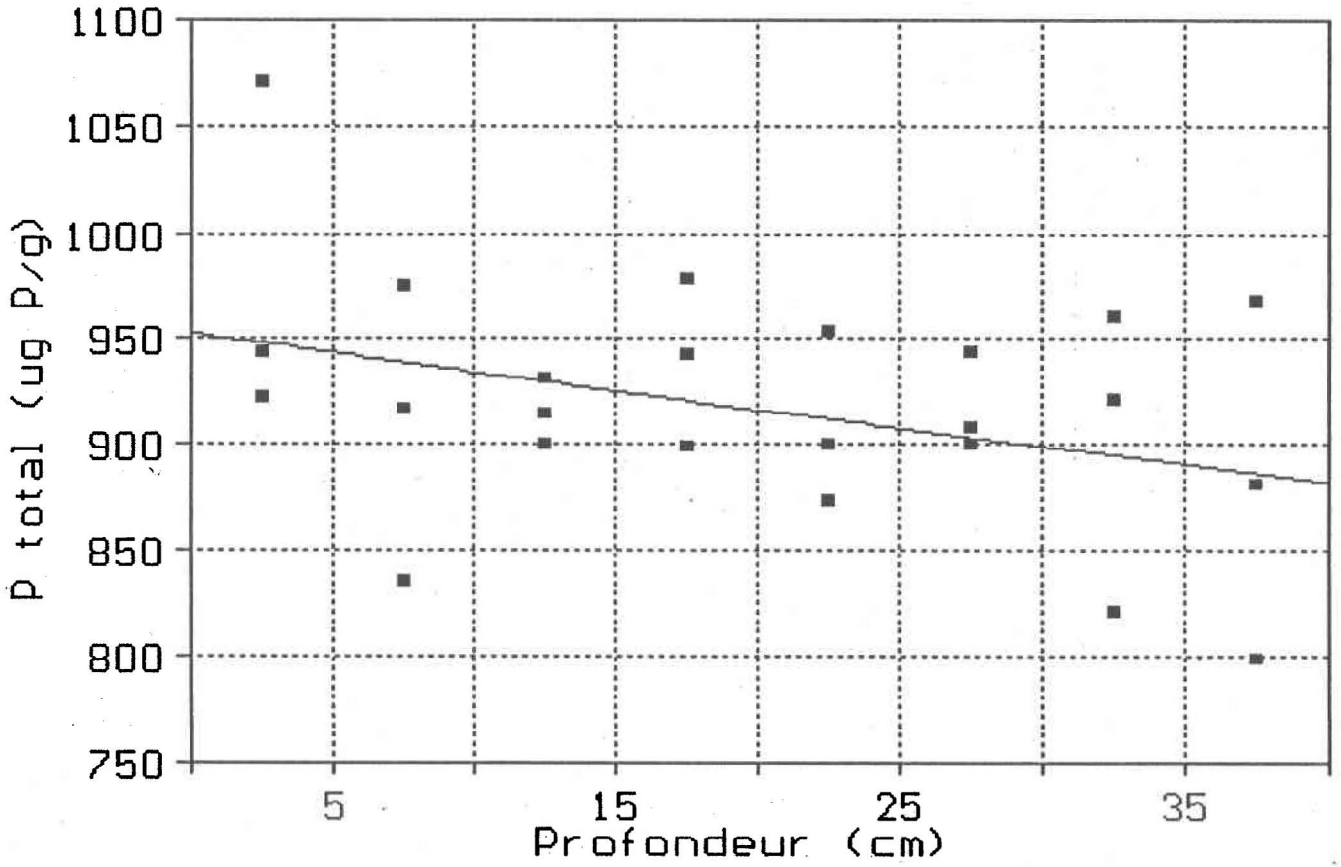


FIGURE 2.32:
Effet du passage du front d'humidité dans le sol sur le transport du phosphore total dans le sol des boîtes où le lisier est épandu à la surface du sol

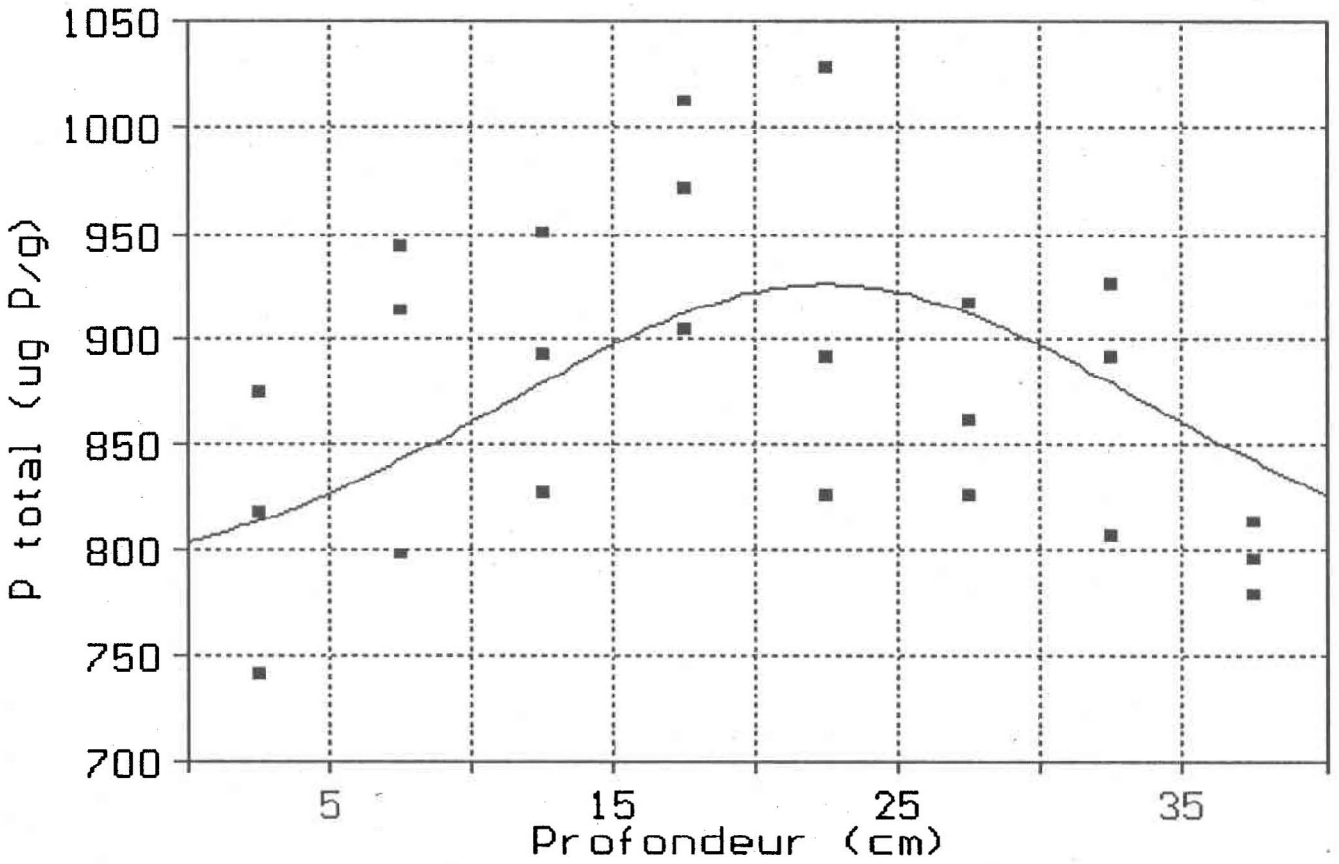


FIGURE 2.33:
Effet du passage du front d'humidité dans le sol sur le transport du phosphore total dans le sol des boîtes où le lisier est enfoui

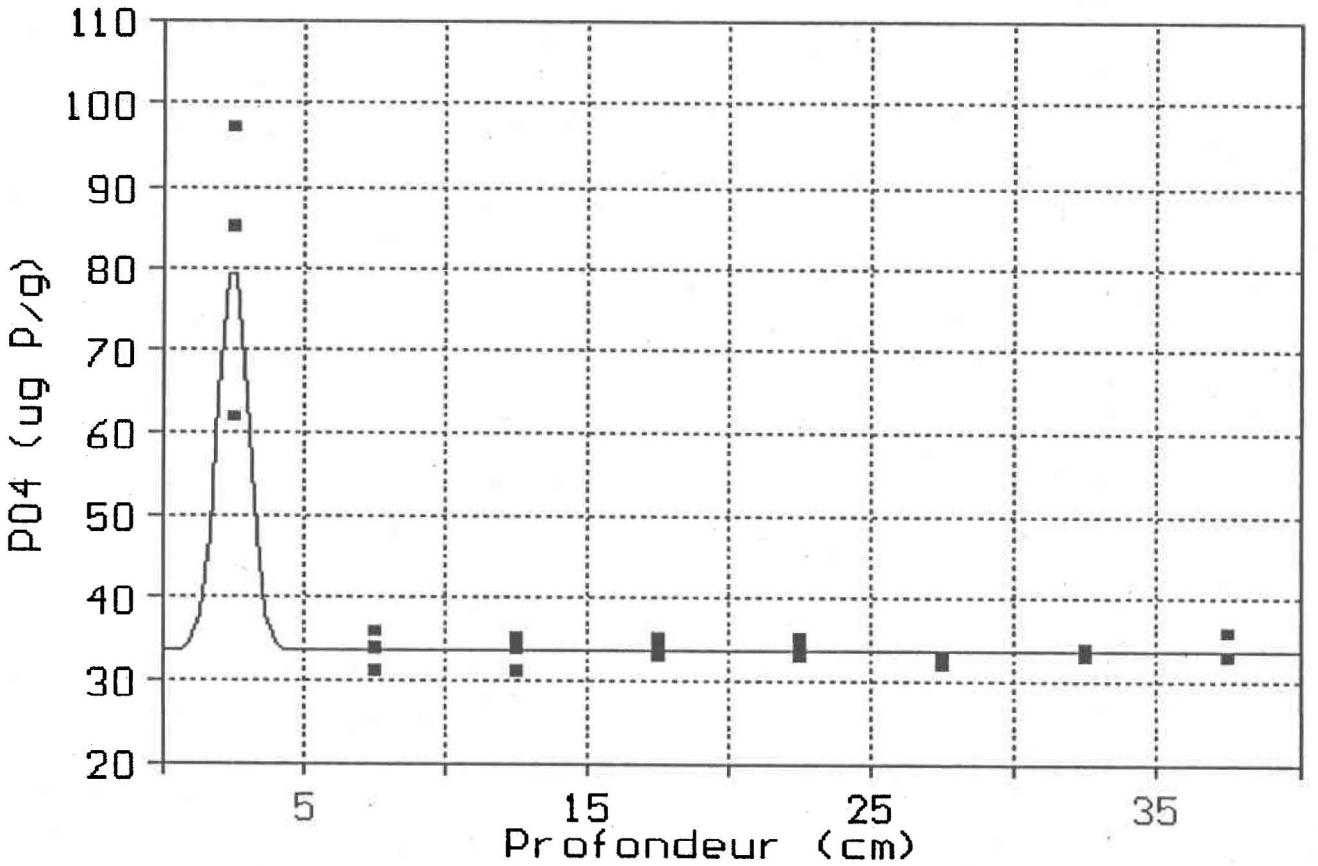


FIGURE 2.34:
Effet du passage du front d'humidité dans le sol sur le transport des orthophosphates dans le sol des boîtes où le lisier est épandu à la surface du sol

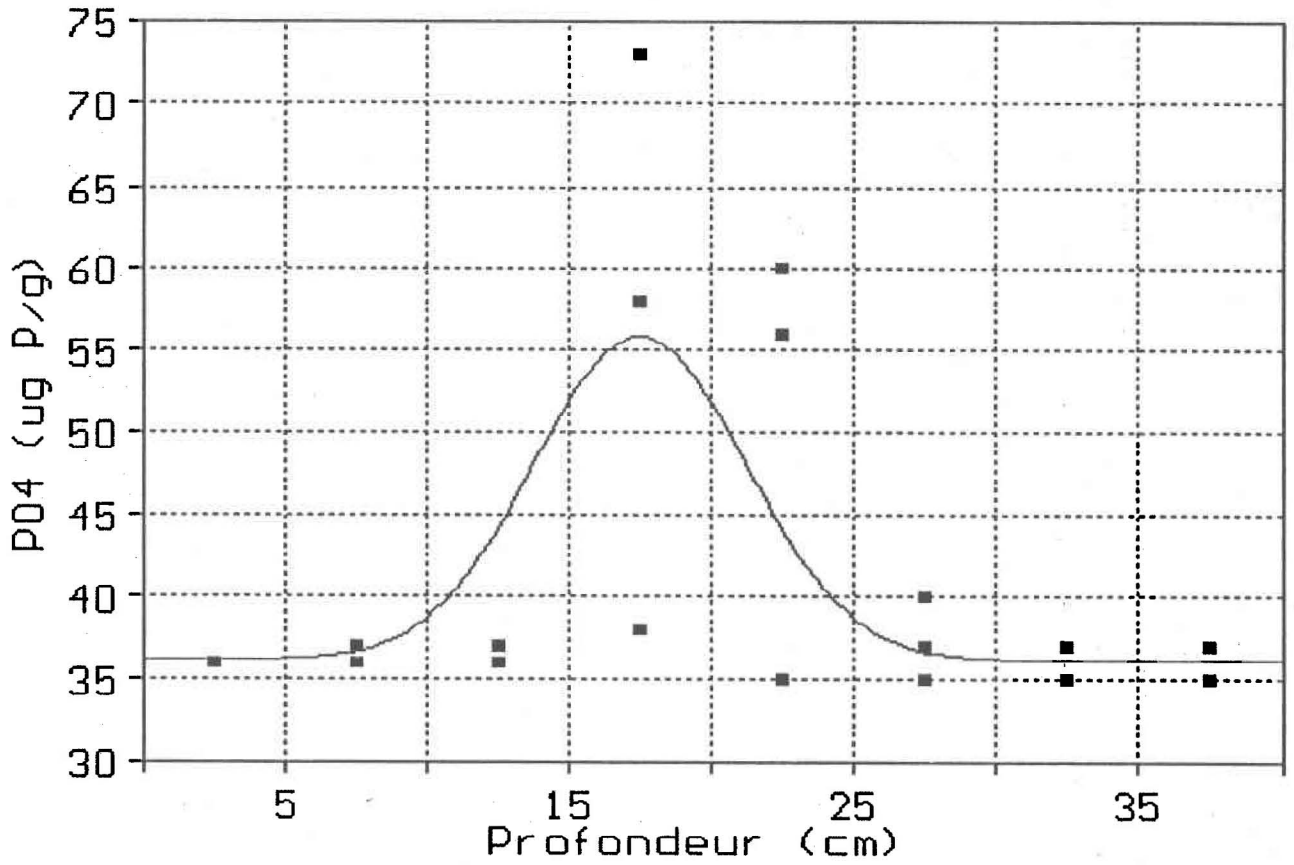


FIGURE 2.35:
Effet du passage du front d'humidité dans le sol sur le transport des orthophosphates dans le sol des boîtes où le lisier est enfoui

2.2.5 Effet cumulatif du ruissellement de l'eau sur le transport de L'azote et du phosphore sur le sol

Les résultats des "essais supplémentaires" seront utilisés pour étudier l'effet cumulatif du ruissellement de l'eau sur l'exportation de l'azote et du phosphore. Les résultats sont présentés sous forme de figures et d'équations liant le pourcentage cumulatif de la charge d'azote ou de phosphore au pourcentage cumulatif du volume d'eau de ruissellement. L'ajustement des courbes montre que dans la plupart des cas, la variation des données les unes par rapport aux autres peut être approximée par une équation de type exponentiel.

2.2.5.1 Transport de l'azote

L'exportation de l'azote total Kjeldahl ou de l'azote ammoniacal obéit à une loi exponentielle et se manifeste de telle sorte que les premiers 25% du volume d'eau de ruissellement entraînent 60% de la charge, quel que soit le taux d'épandage et le délai entre l'épandage et l'événement de pluie. Les figures 2.36 et 2.37 présentent quelques exemples pour l'azote total Kjeldahl et l'azote ammoniacal. Les courbes ont une forme convexe (bombée). En ce qui concerne l'exportation des nitrates, les résultats sont plus aléatoires que ceux de l'azote total Kjeldahl et de l'azote ammoniacal, mais les situations pour lesquelles les relations sont significatives montrent que l'exportation obéit à une loi exponentielle et se manifeste de sorte que les 20 derniers pourcentages du volume d'eau de ruissellement entraînent 80% de la charge de nitrates. Les courbes ont une forme concave (présentant un creux). Les figures 2.38 et 2.39 montrent quelques exemples.

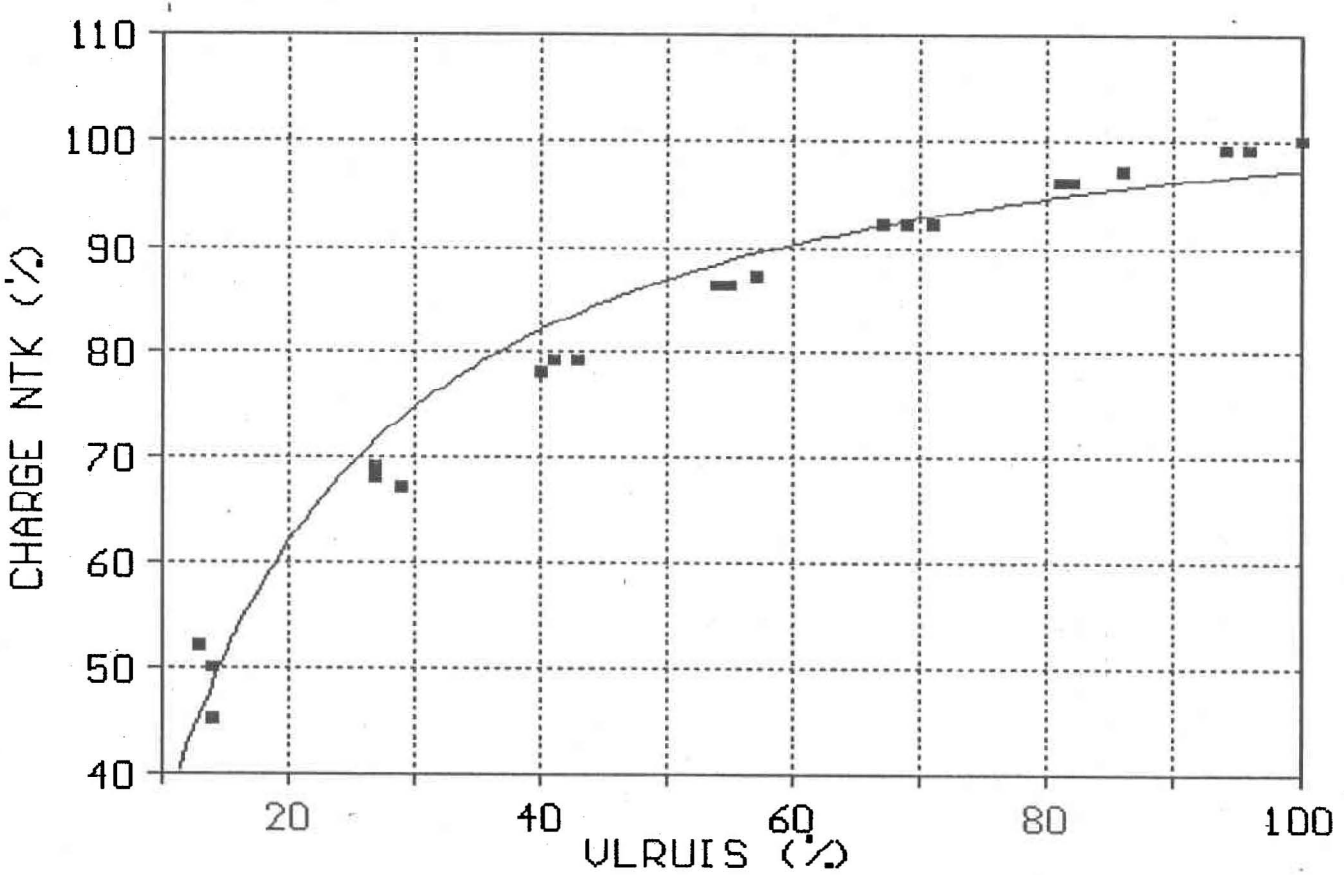


FIGURE 2.36:
Effet cumulatif de l'eau de ruissellement sur le transport de l'azote total Kjeldahl sous une pluie de 22mm/h durant 71min, simulée dans l'heure qui suit l'épandage de 300 kg NTK/ha sous forme de lisier de porc à la surface du sol

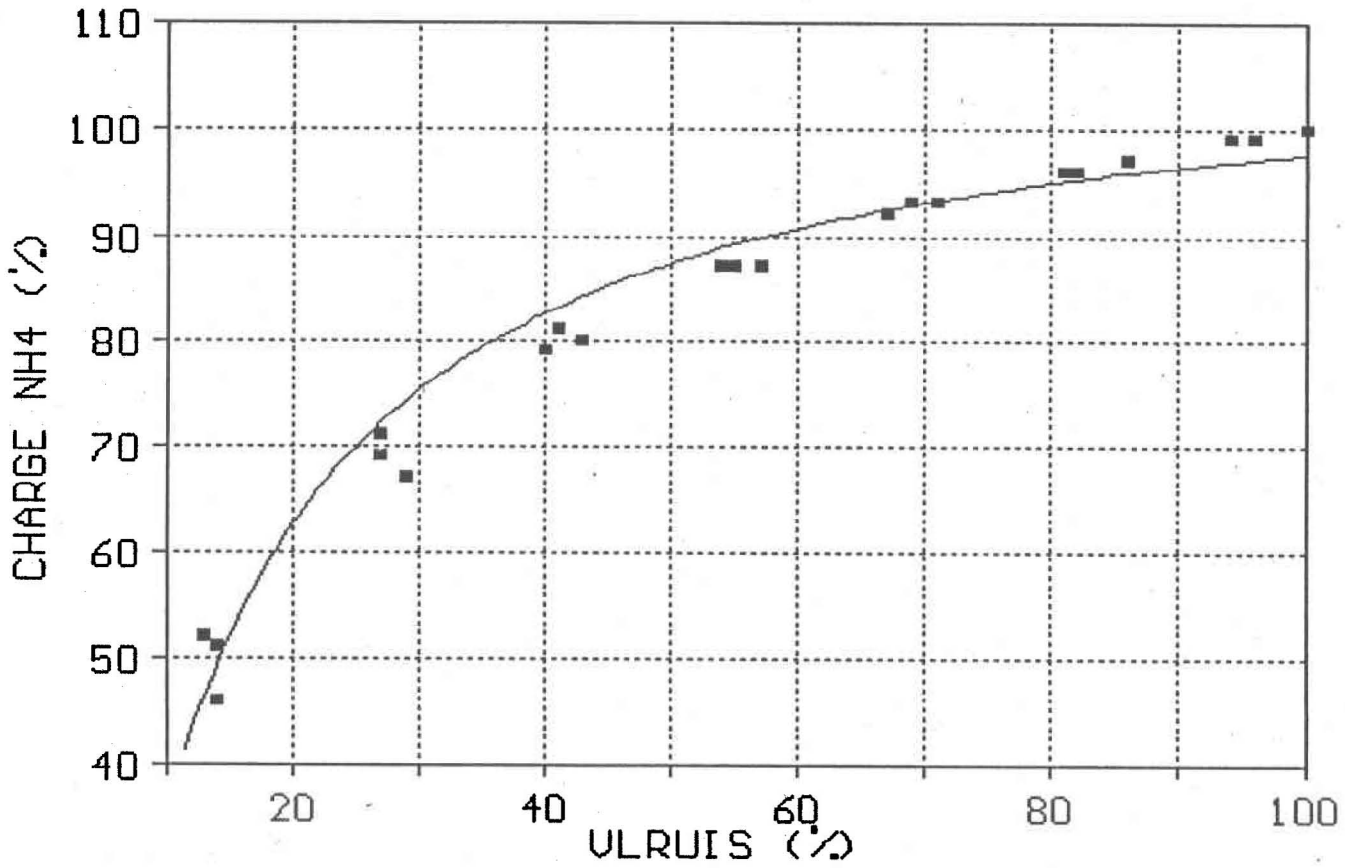


FIGURE 2.37:
Effet cumulatif de l'eau de ruissellement sur le transport de l'azote ammoniacal sous une pluie de 22mm/h durant 71min, simulée dans l'heure qui suit l'épandage de 230 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha sous forme de lisier de porc à la surface du sol

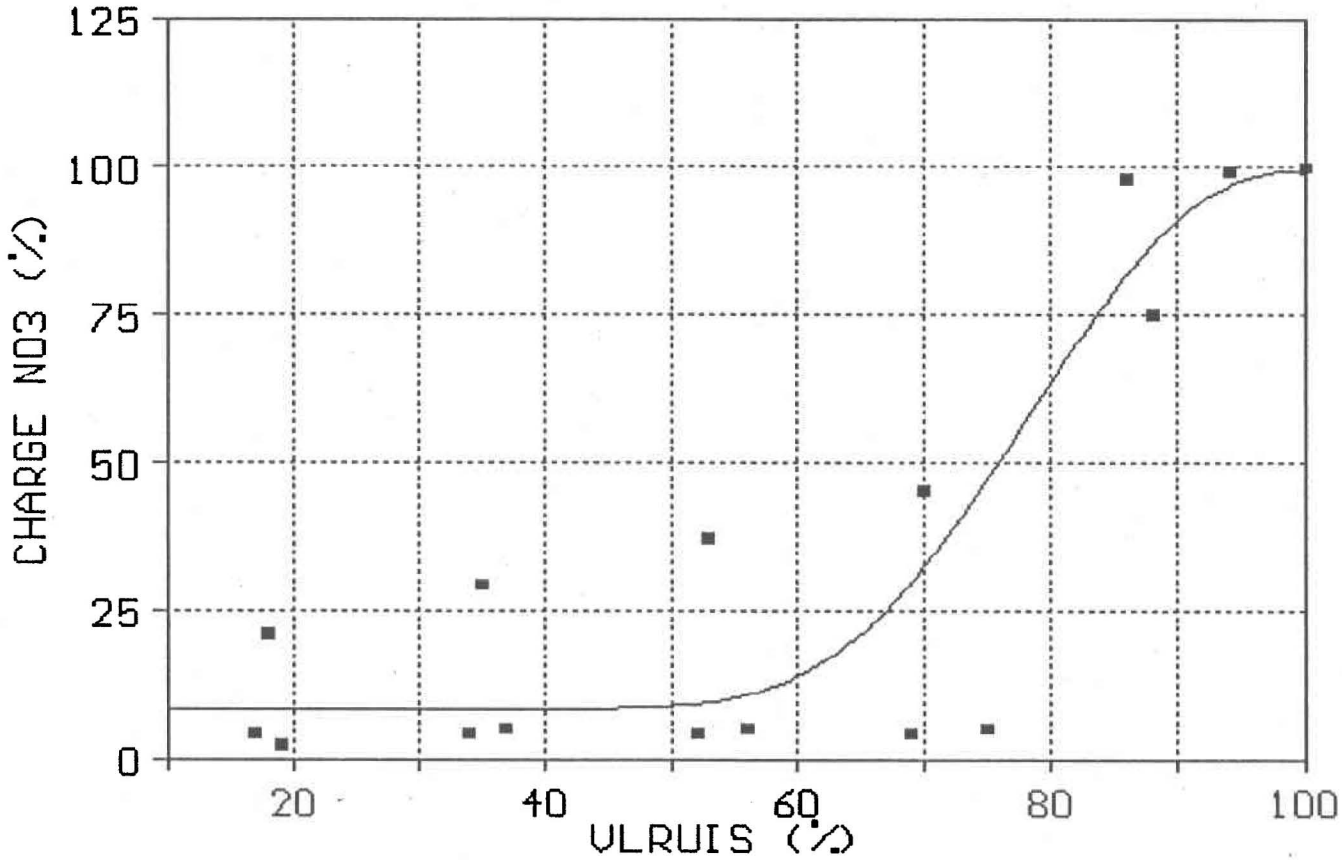


FIGURE 2.38:
Effet cumulatif de l'eau de ruissellement sur le transport des nitrates sous une pluie de 22mm/h durant 71min, simulée dans l'heure qui suit l'épandage de 0,2 g $N\text{-}NO_3^-$/ha sous forme de lisier de porc à la surface du sol

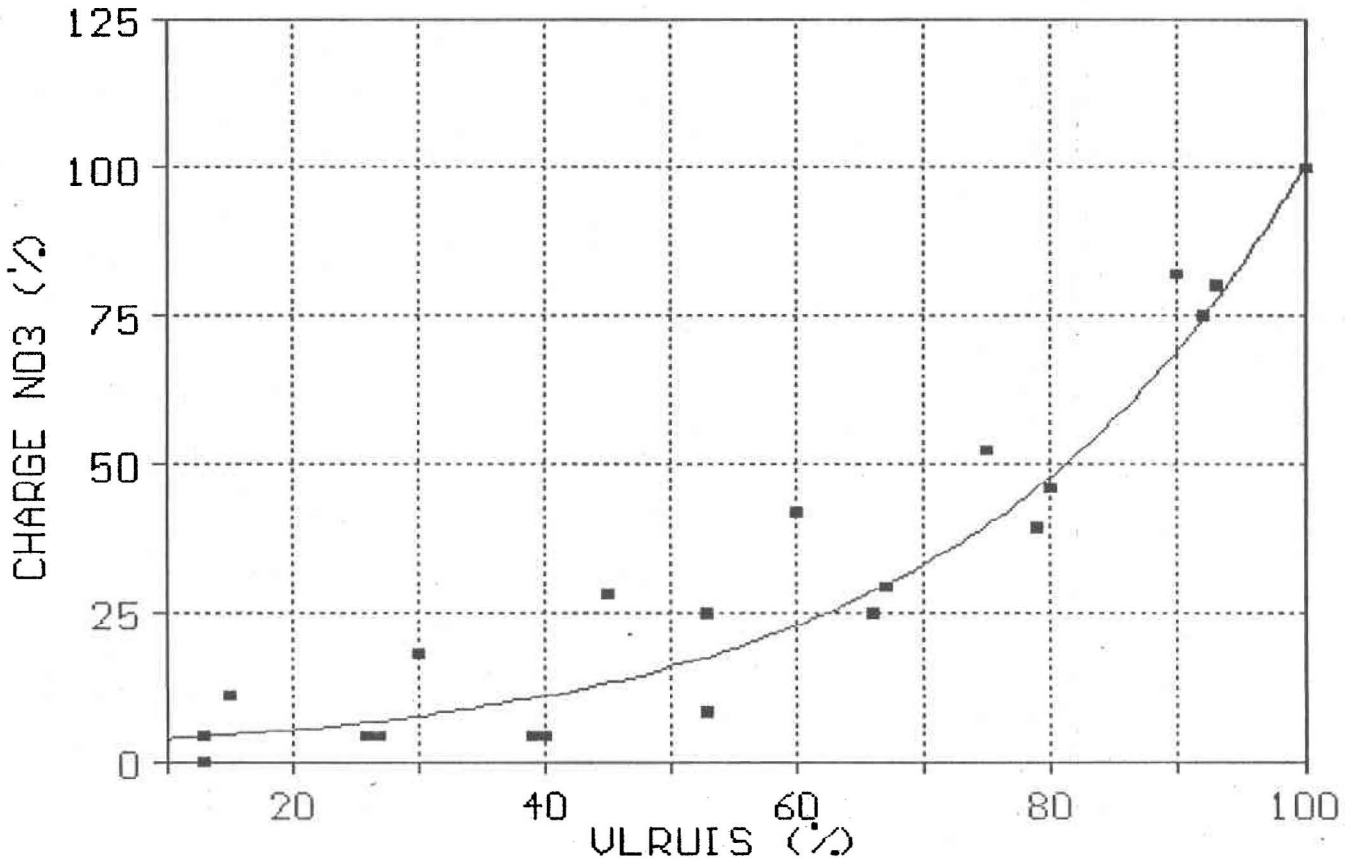


FIGURE 2.39:
Effet cumulatif de l'eau de ruissellement sur le transport des nitrates sous une pluie de 22mm/h durant 71min, simulée 48h après l'épandage de 0,2 g $N\text{-}NO_3^-$/ha sous forme de lisier de porc à la surface du sol

2.2.5.2 Transport du phosphore

Comme c'est le cas pour l'azote total Kjeldahl et l'azote ammoniacal, l'exportation du phosphore total obéit à une loi exponentielle et se manifeste de telle sorte que les premiers 70% de la charge se retrouvent dans les premiers 40% du volume d'eau de ruissellement. Les courbes sont concaves. La figure 2.40 en donne un exemple.

Dans le cas des orthophosphates, les courbes sont linéaires: les premiers 40% du volume d'eau de ruissellement exportent plus de 50% de la charge (Figure 2.41).

2.3 DISCUSSIONS

L'analyse des données met en évidence l'importance des effets principaux des variables indépendantes et leurs nombreuses interactions sur les variables dépendantes, et donne une bonne indication de la complexité des processus naturels de source diffuse qui contrôlent la pollution agricole. La modélisation de l'effet de l'épandage du lisier de porc sur la contamination des eaux de ruissellement doit donc tenir compte de plusieurs facteurs et de leurs interactions, les relations variant selon la variable indépendante considérée. De plus, la prédiction du potentiel de pollution du lisier est difficile à cause des nombreux processus chimiques et microbiologiques qui transforment les éléments nutritifs à la suite de l'épandage (Westerman et Overcash,1981).

Les résultats obtenus dans cette étude peuvent différer de ceux d'une parcelle naturelle ou d'un champ. En effet, la taille limitée des boîtes peut laisser supposer l'existence d'un certain effet de bordure non négligeable. De plus, l'utilisation d'un sol remanié, et la compaction artificielle de celui-ci,

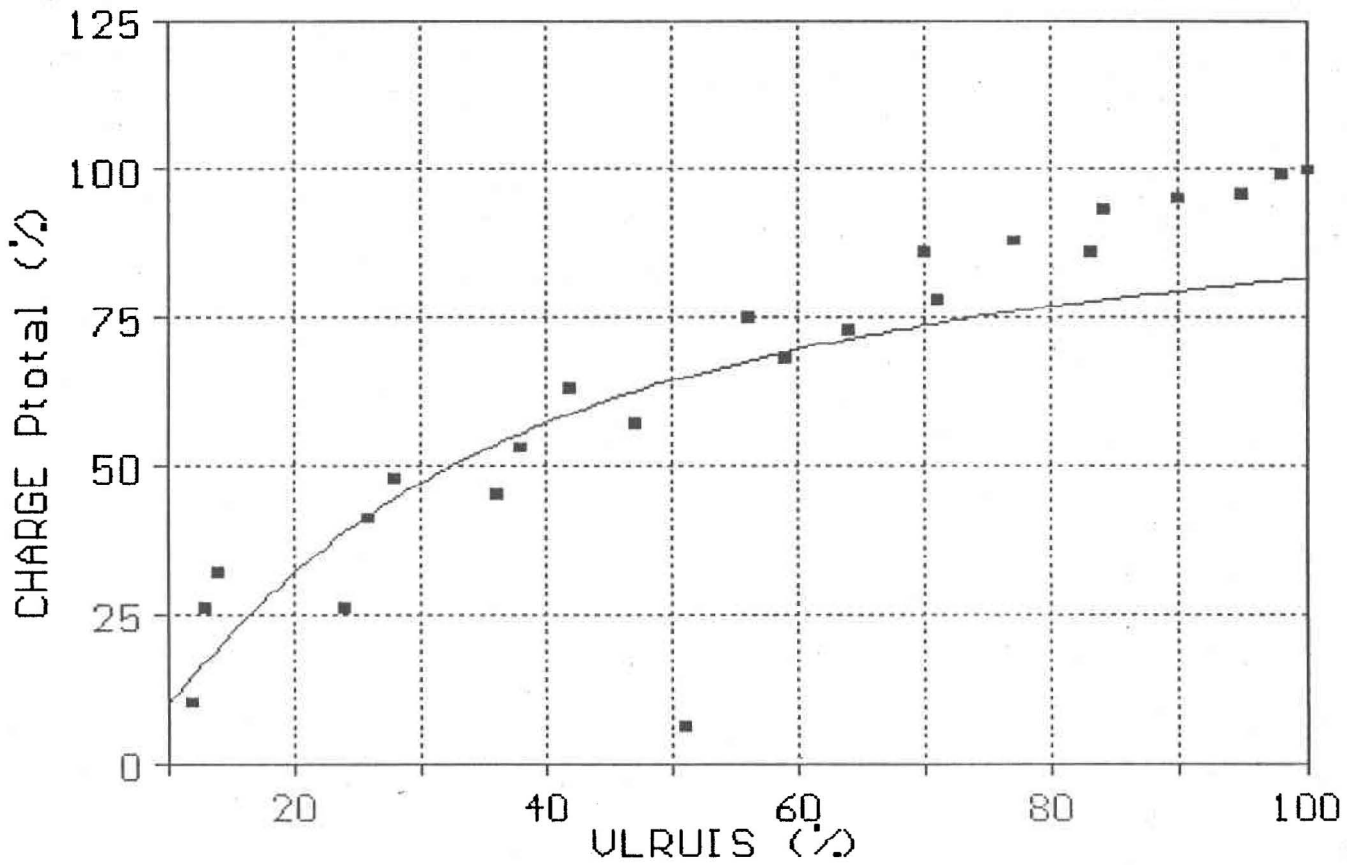


FIGURE 2.40:
Effet cumulatif de l'eau de ruissellement sur le transport du phosphore total sous une pluie de 22mm/h durant 71min, simulée 48h après l'épandage de 70 kg P/ha sous forme de lisier de porc à la surface du sol

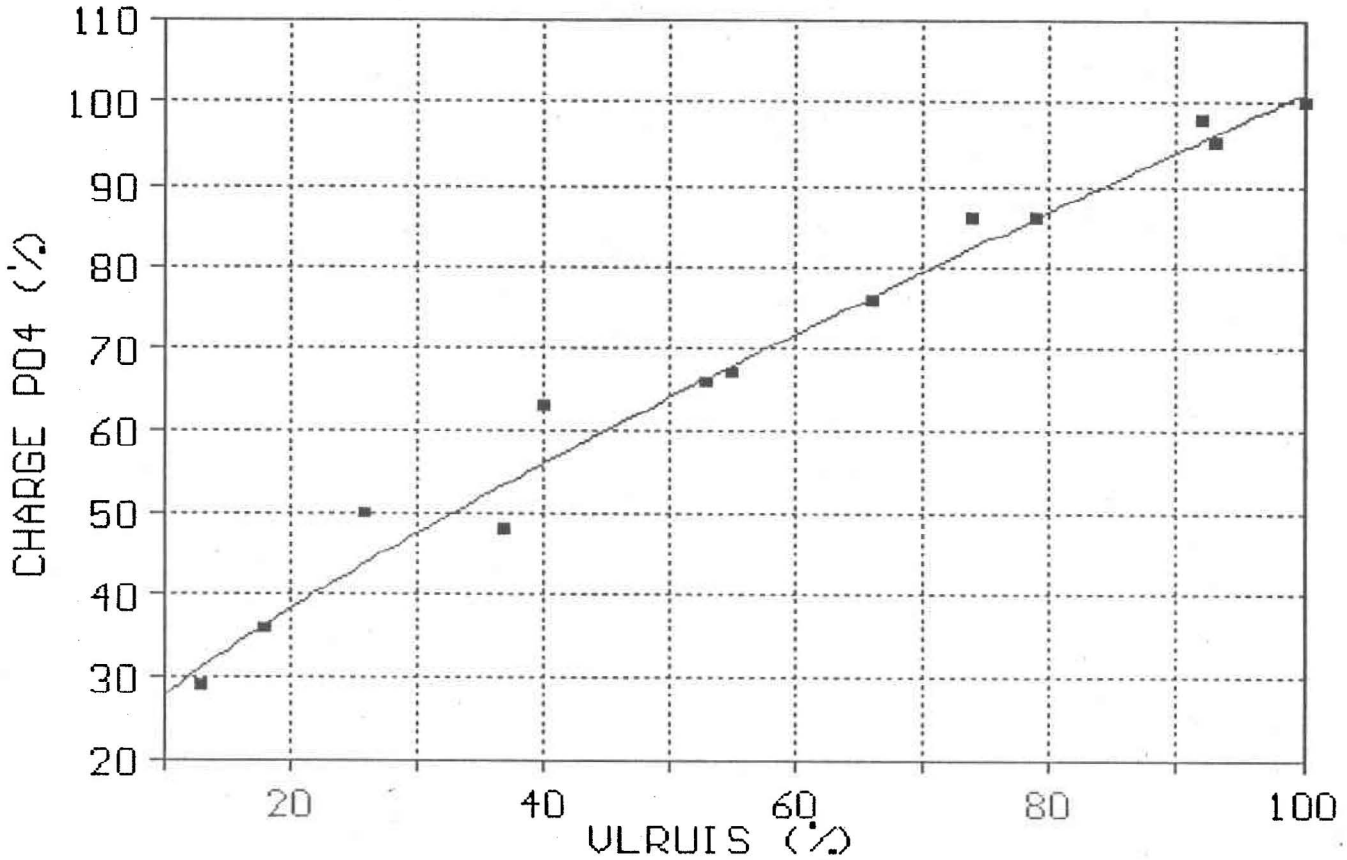


FIGURE 2.41:
Effet cumulatif de l'eau de ruissellement sur le transport des orthophosphates sous une pluie de 22mm/h durant 71min, simulée 48h après l'épandage de 8.6 kg $P\text{-}PO_4^{3-}$/ha sous forme de lisier de porc à la surface du sol

même en respectant la densité naturelle du sol, modifient l'état physique de la surface du sol, à savoir la rugosité, la porosité et la dimension des pores. Par exemple, les taux d'infiltration obtenus sont probablement inférieurs à ceux qui auraient été observés dans les conditions naturelles. En effet, selon l'équation de Hagen-Poiseuille adaptée à l'écoulement laminaire prévalant dans les tubes capillaires du sol en milieu saturé, le volume écoulé par unité de temps est proportionnel à la 4ème puissance du diamètre des tubes. Dès lors, tout facteur qui réduit, soit le nombre, soit la dimension des pores, réduit aussi le taux avec lequel le sol absorbera et transmettra l'eau (Gray et al.,1972). De plus, comme les processus de ruissellement et d'infiltration de l'eau dépendent, entre autres, de l'humidité du sol avant la pluie (Schwab et al.,1981a;1981b; Gray et al.,1972), il est possible d'affirmer que l'utilisation d'un sol dont la teneur en eau est égale ou supérieure à la capacité au champ aurait donné des résultats différents de ceux obtenus dans ce projet. Néanmoins, ils donnent une idée des modifications relatives des processus hydrologiques responsables du transport des éléments nutritifs dans l'eau de ruissellement et de l'infiltration, de leurs conséquences sur la pollution des eaux de ruissellement et de drainage, de la migration et de la transformation des éléments nutritifs dans le sol pour les conditions expérimentales utilisées.

2.3.1 Modifications des processus de ruissellement et d'infiltration de l'eau dues à l'épandage du lisier de porc

2.3.1.1 Décalage du ruissellement (DCRUIS)

L'enfouissement du lisier dans le sol n'a pas d'effet significatif sur le décalage du ruissellement, puisque la méthode d'enfouissement n'apporte aucune modification aux conditions de la surface du sol, comparativement aux témoins. Par contre,

l'épandage à la surface du sol diminue le décalage du ruissellement (Figure 2.5). Ainsi, sous la pluie C1, T1 et T2 diminuent le décalage du ruissellement de 4 et 10 fois par rapport à T0. Sous la pluie C2, la diminution est de 1,5 et 5 fois par rapport à T0. La diminution du décalage par l'épandage du lisier à la surface du sol s'explique par la saturation de la couche superficielle du sol par le lisier, à cause de sa forte teneur en eau, ce qui confirme les suggestions de Pagliai et Sequi(1981). Il apparaît que les diminutions de DCRUIS observées sous C2 sont environ 2 fois plus faibles que celles observées sous C1 pour un taux d'épandage donné. Ceci s'explique par la différence entre les intensités des deux pluies; C2 ayant une intensité deux fois plus élevée que C1.

Bien que dans nos expériences réalisées toutefois avec du lisier de porc, le délai entre l'épandage et l'événement de pluie ne s'est pas avéré significatif pour le décalage du ruissellement, Ross et al.,(1979) ont montré par contre que lorsque le lisier de bovin était épandu à la surface du sol, le décalage du ruissellement variait en fonction du délai entre l'épandage et l'événement de pluie. L'expérience consistait à épandre le lisier de bovin à raison de 86,5 m^3/ha à la surface du sol nu ou de l'injecter dans le sol à 15,3 cm de profondeur et à simuler sur des parcelles naturelles, des pluies de 64 mm/h pendant 4 à 6 h. Leurs résultats ont montré que le décalage augmentait de 8 min pour un délai de 2h à 20 min pour un délai de 24h. Par contre, il diminuait à 10 min lorsque le délai était de 7 jours. Le taux d'épandage qui était beaucoup plus élevé que celui utilisé dans ce projet, aisni que le fait que la teneur en matières sèches du lisier de bovin était généralement plus élevée que celle du lisier de porc utilisé peuvent expliquer cette différence.

2.3.1.2 Volume d'eau de ruissellement

a) Interaction T(M)

L'épandage du lisier à la surface du sol augmente le volume d'eau de ruissellement, mais cette augmentation atteint un plateau autour de T2 (Figure 2.6). Il est donc possible de prévoir que l'augmentation du taux d'épandage au delà de T2 aura peu d'effet sur le volume d'eau de ruissellement. L'augmentation est de 150% entre T0 et T1 et de 14% seulement entre T1 et T2. En tenant compte de la teneur en eau initiale du lisier de porc au moment de l'épandage, il ressort que le volume d'eau de ruissellement occasionné par T0, T1 et T2 équivaut à 32, 74 et 78% du volume total de liquide (lisier et pluie) épandu à la surface du sol. Cette observation confirme aussi les suggestions de Pagliai et Sequi(1981), à l'effet que le ruissellement dépend de la quantité totale d'eau épandue à la surface du sol. On remarque en effet, que plus cette quantité est élevée, plus VLRUIS est élevé.

Il est possible cependant que dans les conditions naturelles, aucun ruissellement ne soit observé sur les parcelles où le lisier est enfoui dans le sol, à cause des raies de labour qui augmentent la rugosité du sol et accentuent l'infiltration de l'eau. Dans une expérience similaire, (Ross et al.,1979), 10% des parcelles où le lisier de bovin était enfoui dans le sol n'ont produit aucun ruissellement, ce qui n'était pas le cas pour les parcelles où le lisier était épandu à la surface du sol. L'épandage de fortes doses de lisier à la surface du sol et la déssication ce lisier ont le même effet que les raies de labour (Mitchell et Gunther,1976). Ces auteurs ont étudié l'effet de l'épandage du lisier de porc ayant 3% de matières solides sur le ruissellement et l'infiltration de l'eau. L'expérience a été effectuée en laboratoire, dans des boîtes ayant 0,91 m de côté, une pente de 3 et 9% et contenant 152 mm d'un sol de texture moyenne. Une pluie artificielle de 76,2 mm/h et d'une durée de 30 minutes a été simulée sur les boîtes où l'on

avait épandu respectivement 0, 95 et 180 m^3 de lisier/ha soit 0, 2,13 et 4,27 kg $N\text{-}NO_3^-$/ha. Après l'épandage, les boîtes étaient placées sous quatre lampes à infrarouge de 250W chacune pendant 24h afin de simuler le séchage de la surface du sol par le soleil, avant de simuler la pluie. Les résultats ont montré que l'épandage du lisier de porc sur les boîtes ayant une pente de 3% réduisait le volume d'eau de ruissellement de 50% et de 10% sur les boîtes ayant une pente de 9%. Cette diminution était attribuée à la formation de croûte sur le sol et à la fissuration de la surface. On comprend donc que le lisier de bovin ou mieux encore le fumier de bovin ne se comportera pas de la même façon que le lisier de porc, à cause de sa forte teneur en solides comparativement au lisier de porc.

b) Interaction T(DxC)

Quelle que soit l'intensité-durée de la pluie et le délai entre l'épandage et l'événement pluvieux, l'épandage du lisier augmente le volume d'eau de ruissellement (Figure 2.7). Sous la pluie C1, les tendances sont linéaires pour les délais D0 et D2, alors que sous C2, les tendances sont linéaires pour D1 et D2. Dans ces cas, il semble que l'augmentation du taux d'épandage risque d'occasionner indéfiniment une augmentation du volume d'eau de ruissellement. Par contre sous C1, l'effet du taux d'épandage est quadratique pour D1, alors que sous C2, l'effet du taux d'épandage est quadratique pour D0, ce qui suggère un plafonnement du volume d'eau de ruissellement, si le taux d'épandage augmente. Ces différences sont difficilement explicables, et doivent être confirmées par des essais supplémentaires, réalisés avec une plus grande gamme de taux d'épandage et de délais.

c) Interaction C(MxD)

Il n'y a pas de différence significative entre les effets des deux pluies sur le volume d'eau de ruissellement lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, alors qu'on aurait pu s'attendre à ce que le volume d'eau provoqué par la pluie C2, dont l'intensité est la plus élevée, soit plus élevée que celui provoqué par la pluie C1 dont l'intensité est la plus faible, comme c'est le cas pour l'enfouissement (Figure 2.8). Ce résultat s'explique par le fait que le lisier épandu en surface sature la couche superficielle du sol, si bien que quelle que soit l'intensité de la pluie, la proportion de l'eau qui contribue au ruissellement est la même.

L'étude de l'effet du délai sur le volume d'eau de ruissellement (Figure 2.42) montre que l'augmentation du délai de 1 à 24 et 48h a eu pour effet de réduire le volume d'eau de ruissellement, peu importe le mode d'épandage et l'intensité-durée de la pluie. Les tendances sont quadratiques dans la plupart des cas. Le volume d'eau de ruissellement diminue entre les délais de 1 et 24h, puis augmente entre 24 et 48h. Pour l'enfouissement, la réduction de VLRUIS entre 1 et 24h est de 67% sous C1; elle s'explique par la sécheresse de la couche superficielle du sol, favorisant l'infiltration de l'eau. Pour l'épandage à la surface du sol, la réduction de VLRUIS entre 1h et 24h sous C1 est de 17% sous C1; elle est due à l'effet combiné de ressuyage de la couche superficielle du sol et de l'augmentation de la rugosité de la surface du sol provoquée par la sécheresse des particules solides du lisier à la surface du sol, favorisant par conséquent l'infiltration de l'eau dans le sol. L'augmentation du volume d'eau de ruissellement après 24h est cependant difficilement explicable.

Les travaux de Pagliai et Sequi(1981) ont montré que le risques de ruissellement sont élevés immédiatement après l'épandage.

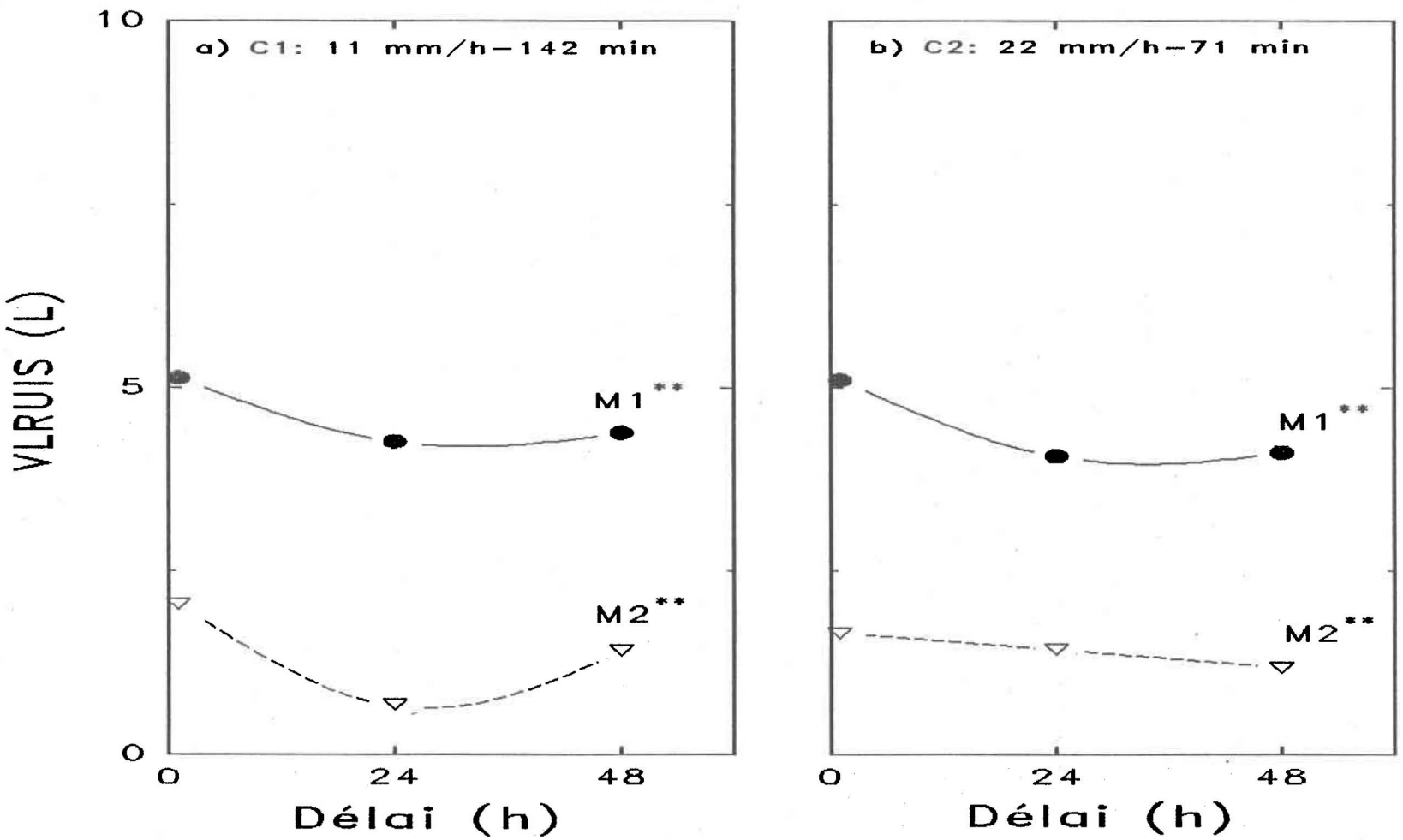


FIGURE 2.42:
Effet du délai sur le volume d'eau de ruissellement (VLRUIS) dû à des pluies printanières. Interaction D(MxC) ** significatif au seuil de 1%

Ils citent trois principaux facteurs qui influencent l'effet de l'épandage du lisier sur l'intensité et l'occurrence du ruissellement, soient: 1) le taux d'épandage: les risques de ruissellement sont déterminés par l'épandage de grandes quantités de lisier pendant un temps relativement court; 2) la densité animale: dans les régions où la densité animale est élevée, les risques que de grandes quantités de lisier soient épandues sur le sol sans égard aux conditions météorologiques sont très élevés; 3) la quantité totale d'eau épandue sur le sol: ce facteur est le plus critique, car la teneur en eau du lisier est très élevée.

d) Volumes cumulés de ruissellement

Les volumes cumulés de ruissellement obtenus à la suite des simulations confirment les travaux de Ross et al.,(1979) à l'effet que le ''taux de ruissellement'' de l'eau sur le sol augmente avec le taux d'épandage (Tableau 2.6). Pour un délai de 1h par exemple, ils augmentent de 3,6 L/min pour le témoin à 5,4 L/min pour T1 et à 6,0 L/min pour T2. Toutes conditions étant égales par ailleurs, la conséquence de l'épandage sur la qualité des cours d'eau sera donc observée d'autant plus vite que les taux d'épandage en surface sont plus élevés.

Les résultats de Ross et al.,(1879) montrent aussi que l'augmentation du délai entre l'épandage et l'événement de pluie diminue le taux auquel l'eau ruisselle sur le sol, soit de l'ordre de 64 L/h pour un délai de 2h et 49 L/h pour un délai de 24h. Entre un délai de 2h et 24h, le ''taux de ruissellement'' est réduit d'un facteur de 12. Cette diminution est probablement due au ressuyage de la couche superficielle du sol, favorisant l'infiltration de l'eau et/ou l'augmentation de la rugosité du sol par le séchage des particules solides à la surface du sol.

2.3.1.3 Taux d'infiltration

L'étude des modifications de l'infiltration dues à l'épandage du lisier de porc permet d'évaluer la quantité d'eau de ruissellement produite par la pluie. En effet, le taux d'infiltration est le taux maximum d'absorption de l'eau que possède un sol dans des circonstances particulières. Dépendant de l'intensité de la pluie, relativement au taux d'infiltration, l'eau peut être complètement absorbée par le sol, ou peut s'accumuler et ruisseler (Gray et al.,1972).

a) Interaction T(MxC)

Le taux d'épandage n'a pas d'effet significatif sur le taux d'infiltration, lorsque le lisier est enfoui dans le sol,ce qui n'est pas le cas lorsque le lisier est épandu à la surface du sol. Dans ce cas, le taux d'infiltration de l'eau dans le sol diminue. Cette diminution s'explique par l'augmentation du volume d'eau de ruissellement mis en évidence dans la figure 2.6. Sous la pluie C1, T1 et T2 réduisent en effet le taux d'infiltration de 5 et 180 fois par rapport à T0. Par rapport à T1, T2 diminue le taux d'infiltration d'un facteur de 40. Sous C2, T1 et T2 diminuent le taux d'infiltration de 4 et 12 fois par rapport à T0, et T2 le diminue d'un facteur de 3 par rapport à T1 (Figure 2.10).

b) Interaction T(DxC)

L'épandage du lisier diminue le taux d'infiltration, quel que soit l'intensité et le délai entre l'épandage et l'événement de pluie. Les diminutions sont linéaires dans la plupart des cas (Figure 2.11). Par exemple, lorsque les pluies sont simulées dans l'heure qui suit l'épandage, l'augmentation du taux d'épandage à 27,3 m^3/ha réduit le taux d'infiltration de 1,4 et 2,1 fois par rapport aux témoins.

c) Interaction D(MxC)

L'effet du délai sur le taux d'infiltration n'est pas significatif dans le cas de l'épandage en surface (Figure 2.12). Ces résultats contredisent ceux obtenus avec le volume d'eau de ruissellement où l'effet du délai est significatif (Figure 2.42). Les causes de cette différence sont difficiles à expliquer. Par contre, lorsque le lisier est enfoui, l'effet du délai sur le taux d'infiltration est significatif. En effet le taux d'infiltration diminue à mesure que le délai augmente de 1h à 48h. Sous la pluie C1, le taux d'infiltration montre un tendance vers un plafonnement, alors que sous la pluie C2, la tendance est linéaire ascendante.

2.3.2 Charge d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement

Si les modifications des processus de ruissellement et d'infiltration de l'eau dues à l'épandage du lisier de porc sont peu documentées, l'effet de l'épandage sur la contamination de l'eau de ruissellement et de drainage l'est beaucoup plus. En effet, la littérature présente des résultats de recherches effectuées surtout aux Etats-Unis et dans les pays de la Communauté européenne. Cependant la plupart des projets où toutes les variables indépendantes considérées dans le cadre de cette étude ont été également étudiées ont eu lieu aux Etats-Unis. Dans la majorité des cas, les auteurs ont simulé des conditions estivales souvent exceptionnelles (par exemple des orages ayant une période de retour de l'ordre de 20 à 30 ans sur des prairies, en utilisant des parcelles plus ou moins grandes). Ces expériences ne reflètent donc pas les conditions québécoises où les épandages de lisier de porc ont lieu surtout à l'automne (après les récoltes) et au printemps (avant les semis), dans des conditions où les pluies sont fréquentes, d'une intensité et durée faible, le sol humide et proche de la saturation, la

végétation éparse et souvent nulle. C'est le cas particulièrement dans les champs destinés à la culture du maïs. C'est au cours de ces deux principales périodes d'épandage que les risques de ruissellement et par conséquent de perte d'éléments nutritifs sont les plus élevés.

2.3.2.1 Charge d'azote

a) Azote total Kjeldahl (NTK)

L'étude de l'effet des différents facteurs sur la charge de NTK dans l'eau de ruissellement montre que l'enfouissement du lisier dans le sol et le choix des jours d'épandage en fonction de la probabilité de l'avènement d'une pluie sont deux bonnes méthodes de gestion du lisier dans la mesure où elles minimisent la pollution de l'eau de ruissellement par l'azote total Kjeldahl. En effet l'étude des interactions T(MxD) et T(MxC) montre que la charge produite à la suite de la simulation des pluies sur les boîtes où le lisier est enfoui n'est pas significativement différente de celle des témoins. Dans tous les cas, l'eau de ruissellement exporte 1 à 10 g NTK/ha (Figures 2.13 et 2.14).

Par contre, lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, la charge augmente avec le taux d'épandage quel que soit le délai entre l'épandage et l'événement de pluie [interaction T(MxD); Figure 2.13] et l'intensité-durée de la pluie [interaction T(MxC); Figure 2.14]. En effet l'étude de l'interaction T(MxD) montre que:

- quand la pluie a lieu dans l'heure qui suit, l'augmentation du taux d'épandage de 0 à 150 kg NTK/ha augmente la charge de 18 fois (0,36 à 6,9 kg NTK/ha) et qu'une augmentation du taux d'épandage de 150 à 300 kg NTK/ha augmente la charge de près de 5 fois (6,9 à 40,6 kg/ha). La tendance est quadratique (Figure

2.13a). Les pertes dues à T1 et T2 représentent respectivement 5 et 14% de la charge de NTK épandue;

- lorsque la pluie a lieu 24h après l'épandage, l'effet est linéaire: la charge augmente de 700 fois (0,01 à 7,0 kg/ha) entre T0 et T1. Par contre, elle augmente de deux fois, passant de 7,0 à 14,0 kg/ha si l'on double le taux d'épandage (Figure 2.13b). Les pertes dues à T1 et T2 représentent respectivement 5% de la charge de NTK épandue;

- si la pluie a lieu 48h après l'épandage, l'effet est linéaire comme dans le cas précédent: la charge augmente de près de 4800 fois (0,001 à 4,8 kg/ha) entre T0 et T1, et double, passant de 4,8 à 9,6 kg/ha si l'on double le taux d'épandage (Figure 2.13c). Les pertes dues à T1 et T2 représentent respectivement 3% de la charge de NTK épandue;

Il s'en suit que l'effet du taux d'épandage sur la charge d'azote total Kjeldahl dans l'eau de ruissellement est beaucoup plus marqué lorsque la pluie a lieu dans l'heure qui suit l'épandage en surface que lorsqu'elle a lieu plus tard.

De la même façon, l'étude de l'interaction T(MxC) (Figure 2.14a) montre que:

- sous la pluie C1, l'effet du taux d'épandage sur la charge de NTK dans l'eau de ruissellement est quadratique: l'augmentation du taux d'épandage de T0 à T1 augmente la charge de 27 fois (0,3 à 8.6 kg/ha ou 6% de la charge épandue). Doubler le taux d'épandage fait presque quadrupler la charge, la faisant passer de 8.6 à 33,8 kg/ha ou 11% de la charge épandue;

- sous la pluie C2, l'effet est linéaire: l'augmentation du taux d'épandage de T0 à T1 augmente la charge de plus de 400 fois (0,01 à 4,3 kg/ha). Doubler le taux d'épandage double la

charge, la faisant passer de 4,3 à 8.7 kg/ha. Les charges dues à T1 et T2 représentent respectivement 3% de la charge épandue.

Les résultats montrent aussi que, dans la plupart des cas, l'augmentation du délai entre l'épandage et l'événement de pluie permet de diminuer la charge d'azote total Kjeldahl dans l'eau de ruissellement:

- à un taux d'épandage équivalant à 150 kg NTK/ha, l'augmentation du délai de 1 à 24h diminue la charge de 29% (diminution de 6,3 à 4,5 kg/ha) sous la pluie C1 et le fait de doubler le délai diminue la charge de 42% par rapport à sa valeur précédente (diminution de 4,5 à 2,6 kg/ha). Par contre sous la pluie C2, on assiste à une augmentation de la charge pour toute augmentation du délai: les augmentations sont de 400% entre D0 et D1 et de 77% entre D1 et D2; elles sont difficiles à expliquer (Figure 2.15b).

- à un taux d'épandage équivalant à 300 kg NTK/ha, l'effet du délai est quadratique sous les deux pluies. Sous C1, la diminution de la charge de NTK est très élevée entre D0 et D1, puisque qu'elle est de 83% (45,0 à 7,8 kg/ha) et relativement faible entre D1 et D2 , puisqu'elle est de 28% (7,8 à 5,6 kg/ha). Sous C2, la charge augmente de 91% entre D0 et D1, passant de 3,3 à 6,8 kg/ha, et diminue à 4,1 soit de 35% par rapport à sa valeur précédente, lorsque le délai augmente à 48h (Figure 2.15c).

Westerman et Overcash(1981) ont obtenu des résultats similaires, alors qu'ils ont étudié l'atténuation du potentiel de pollution de l'eau de ruissellement à la suite de l'épandage du lisier de porc et du lisier de poules. L'expérience a eu lieu sur des parcelles naturelles de 1 m de côté ayant une pente de 11 à 16%, érigées sur une prairie de fétuque. Le taux d'épandage du lisier de porc était de l'ordre de 150 kg NTK/ha. La

simulation de la pluie consistait à verser manuellement 20 L d'eau au sommet de chaque parcelle 1h à 10 jours après l'épandage. Les résultats ont démontré que la concentration de polluants dans l'eau de ruissellement diminuait avec l'augmentation du délai entre l'épandage et l'événement de pluie. Par exemple les concentrations en azote total Kjeldahl et en phosphore total diminuaient de 10 fois lorsque le délai passe de 1h à 3 jours.

Nos résultats confirment aussi ceux obtenus par Ross et al.,(1979) à l'effet que l'injection élimine la pollution de l'eau de ruissellement par rapport à l'épandage à la surface du sol. La charge d'azote total Kjeldahl dans l'eau de ruissellement provenant de parcelles où le lisier avait été injecté et où la pluie avait été simulée dans l'heure qui suit l'injection, n'était pas significativement différente de celle originant des parcelles témoin. Dans les parcelles où le lisier était épandu à la surface du sol, le charges de l'eau de ruissellement après un délai de 1 et 7 jours sont généralement inférieures à celles obtenues suite à un délai de 2h. La charge d'azote total Kjeldahl a décru par exemple d'un facteur de 90 entre un délai de 2h et un délai de 7 jours.

b) Azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$)

L'étude des interactions T(MxD) et T(MxC) montre que la charge produite à la suite de la simulation des pluies sur les boîtes où le lisier est enfoui, n'est pas significativement différente de celle des témoins. Dans tous les cas, l'eau de ruissellement exporte 1 à 170 g $N\text{-}NH_4^+$/ha (Figures 2.16 et 2.17).

Par contre, lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, la charge augmente avec le taux d'épandage quel que soit le délai entre l'épandage et l'événement de pluie [interaction T(MxD); Figure 2.16] et l'intensité-durée de la pluie [interac-

tion T(MxC); Figure 2.17]. En effet l'étude de l'interaction T(MxD) montre que:

- lorsque la pluie a lieu dans l'heure qui suit, l'augmentation du taux d'épandage de 0 à 115 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha augmente la charge de plus de 80 fois (0,08 à 6,8 kg/ha) et qu'une augmentation du taux d'épandage de 115 à 230 kg/ha augmente la charge de près de 5 fois (6,8 à 40,6 kg/ha). La tendance est quadratique (Figure 2.16a). Les pertes dues à T1 et T2 représentent respectivement 6 et 18% de la charge épandue;

- quand la pluie a lieu 24h après l'épandage, l'effet est linéaire: la charge augmente de plus de 100 fois (0,05 à 6,9 kg/ha ou 6% de la charge épandue) entre T0 et T1, et double, passant de 6,9 à 13,8 kg/ha ou 6% de la charge épandue si l'on double le taux d'épandage (Figure 2.16b).

- lorsque la pluie a lieu 48h après l'épandage, l'effet est linéaire comme dans le cas précédent: la charge augmente de plus de 4000 fois (0,001 à 4,4 kg/ha ou 4% de la charge épandue) entre T0 et T1, et double si l'on double, passant de 4,4 à 8.8 kg/ha ou 4% de la charge épandue si l'on double le taux d'épandage (Figure 2.16c).

Il s'en suit comme c'est le cas pour l'azote total Kjeldahl, que l'effet du taux d'épandage sur la charge d'azote ammoniacal dans l'eau de ruissellement est beaucoup plus marqué lorsque la pluie a lieu dans l'heure qui suit l'épandage en surface que lorsqu'elle a lieu plus tard. Ceci s'explique comme l'indiquent Comfort et al.,(1988) par le fait que le sol a un nombre fixe de sites d'adsorption et que la compétition pour ces sites par d'autres ions contenus dans le lisier est élevée immédiatement après l'épandage, avant qu'une proportion importante de l'ammoniaque se volatilise. Le potentiel de perte de l'azote ammoniacal via l'eau de ruissellement est donc plus élevé immédiate-

ment après l'épandage que plus tard parce que la capacité d'adsoption de l'azote ammoniacal par le sol diminue avec le temps après l'épandage.

L'explication précédente renforce aussi l'intérêt d'enfouir le lisier si possible immédiatement après l'épandage pour les raisons suivantes: 1) une quantité accrue de l'azote ammoniacal peut s'adsorber sur les sites réactifs du sol, ce qui minimise la volatilisation; 2) la quantité d'azote ammoniacal susceptible d'entrer en contact avec l'eau de ruissellement est réduite.

De la même façon, l'étude de l'interaction T(MxC) (Figure 2.17a) montre que:

- sous la pluie C1, l'effet du taux d'épandage sur la charge d'azote ammoniacal dans l'eau de ruissellement est quadratique: l'augmentation du taux d'épandage de T0 à T1 augmente la charge de plus de 80 fois (0,1 à 8.4 kg/ha); doubler le taux d'épandage quadruple la charge, la faisant passer de 8.4 à 33,4 kg/ha;

- sous la pluie C2, l'effet est linéaire: l'augmentation du taux d'épandage de T0 à T1 augmente la charge de plus de 4000 fois (0,001 à 4,2 kg/ha). Doubler le taux d'épandage double la charge, la faisant passer de 4,2 à 8.6 kg/ha.

La détermination des jours d'épandage en fonction de la probabilité de l'avènement d'une pluie est aussi une bonne méthode de gestion: en effet, dans la plupart des cas, l'augmentation du délai entre l'épandage et l'événement de pluie permet de diminuer la charge d'azote ammoniacal dans l'eau de ruissellement:

- à un taux d'épandage équivalant à 115 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha, l'augmen-

tation du délai de 1 à 24h diminue la charge de 31% (diminution de 6,4 à 4,4 kg/ha) sous la pluie C1, et le fait de doubler le délai diminue la charge de 45% par rapport à sa valeur précédente (diminution de 4,4 à 2,4 kg/ha). Par contre sous la pluie C2, l'effet du délai n'est pas significatif; la charge moyenne est de l'ordre de 1,8 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha (Figure 2.18b).

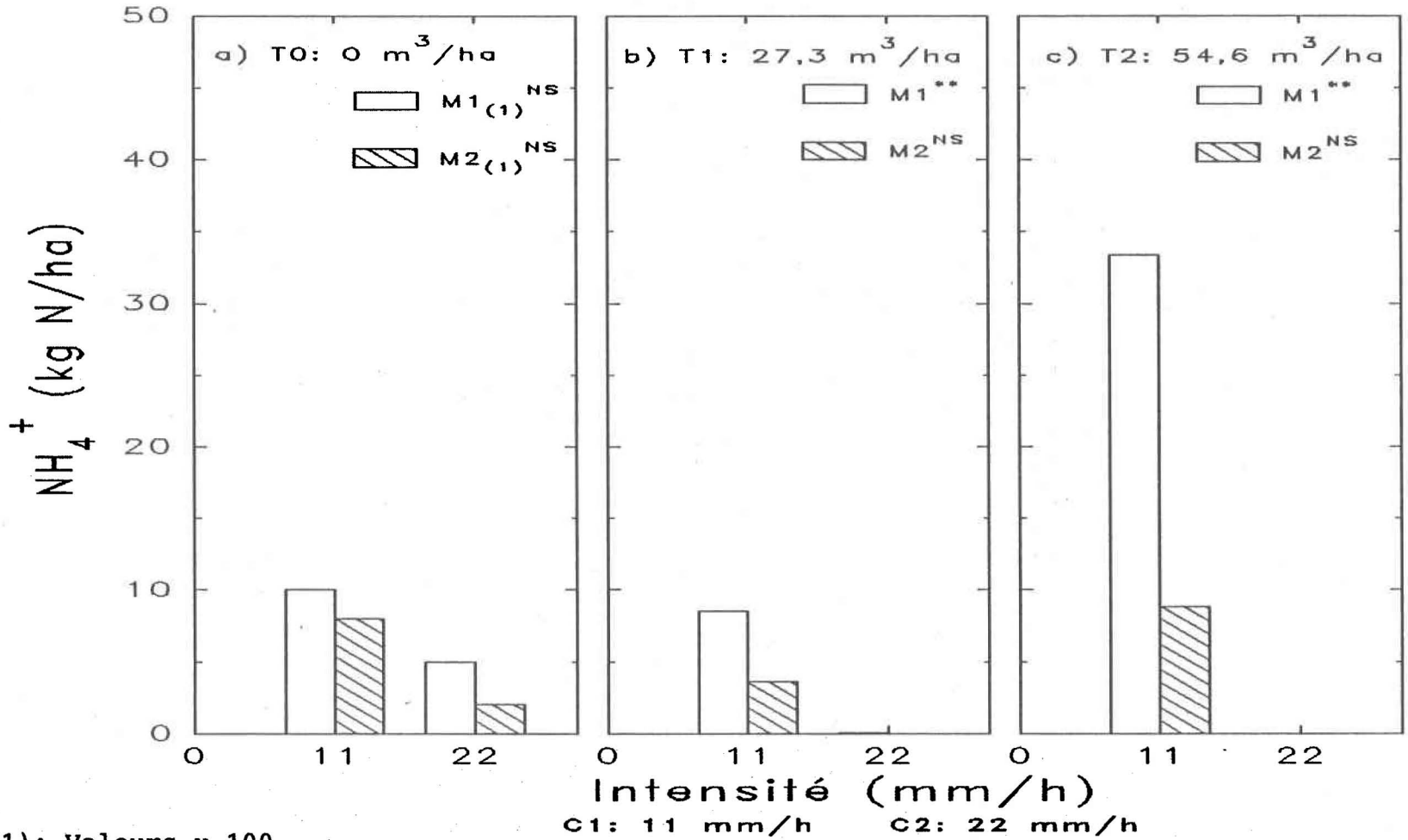
- à un taux d'épandage équivalant à 230 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha, l'effet du délai est quadratique sous les deux pluies. Sous C1, la diminution est très élevée entre D0 et D1, puisque qu'elle est de 83% (44,9 à 7,5 kg/ha) et relativement faible entre D1 et D2, puisqu'elle est de 32% (7,5 à 5,1 kg/ha). Sous C2, la charge augmente de 91% entre D0 et D1, passant de 3,3 à 6,2 kg/ha, et diminue à 3,9 soit de 40% par rapport à sa valeur précédente, lorsque le délai augmente à 48h (Figure 2.18c).

Les résultats ressemblent donc sensiblement à ceux obtenus pour l'azote total Kjeldahl et s'expliquent par le fait que la proportion de l'azote ammoniacal par rapport à l'azote total Kjeldahl dans le lisier de porc était de 76%. De plus, la comparaison des résultats de la concentration d'azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) et d'azote total Kjeldahl (NTK) dans l'eau de ruissellement montre que la proportion de $N\text{-}NH_4^+$ par rapport au NTK est de l'ordre de 100% quel que soit le traitement; ce rapport vaut autant pour les boîtes où le lisier est épandu en surface que pour celles où le lisier est enfoui dans le sol, et même pour les boîtes témoin. Cela s'explique par la faible capacité érosive des pluies simulées.

Les résultats montrent aussi que la charge d'azote ammoniacal exportée par l'eau de ruissellement représente au maximum 18% de la charge épandue, ce lorsque la pluie a lieu dans l'heure qui suit l'épandage, ce qui peut paraître très faible. Westerman et Overcash(1981), en donnent une explication: à la suite de l'épandage du lisier sur le sol, les divers éléments nutri-

tifs sont affectés différemment; cependant en général, la quantité d'éléments nutritifs pouvant être exportée par l'eau de ruissellement est réduite dès l'épandage, à cause de la volatilisation et de l'infiltration initiale de l'ammoniaque et des nitrates dans le sol.

La figure 2.43 montre l'effet de l'intensité de la pluie sur la charge d'azote ammoniacal dans l'eau de ruissellement [interaction C(TxM)]. Il s'agit en réalité d'une autre façon de présenter les résultats de l'interaction T(MxC); (Figure 2.14). En effet, dans la figure 2.43, pour deux pluies ayant la même hauteur, la charge exportée par celle dont l'intensité est de 22mm/h-71min est plus faible que celle exportée par la pluie de 11mm/h-142min. Pour T1, C2 exporte 3,6 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha dans l'eau de ruissellement, soit deux fois moins que le charge exportée par C1 qui est de l'ordre de 8.5 kg/ha. Dans le cas de T2, la différence est de près de 4 fois (C2 exporte 8.8 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha alors que C1 en exporte 33,4). Ces résultats s'expliquent par la différence entre les temps de contact de l'eau de ruissellement avec la surface du sol sous les deux pluies puisque le volume d'eau de ruissellement est le même (Figure 2.8). En effet, en se basant sur les résultats de l'étude des modifications induites par l'épandage à la surface du sol sur le décalage du ruissellement [section 2.2.1.1; Figure 2.5], il apparaît (Tableau 2.16) que pour T1, le temps de contact (TC) est 2,3 fois supérieur sous C1 que sous C2, et que pour T2, il est 2 fois supérieur sous C1 que sous C2. Etant donné que la zone d'interaction de l'eau de ruissellement avec la surface du sol n'est que de l'ordre de quelques millimètres [Sharpley et al.,(1981b) l'évaluent à 3 mm dans le cas du phosphore], une pluie dont l'intensité et la durée sont telles que le temps de contact est long, exportera plus d'éléments nutritifs solubles dans l'eau. Plus TC augmente, plus l'épaisseur de la zone d'interaction risque d'augmenter, ce qui peut être important, même si l'augmentation n'est que de l'ordre du millimètre.



(1): Valeurs x 100

FIGURE 2.43:
Effet des pluies printanières sur la charge d'azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) dans l'eau de ruissellement suite à l'épandage du lisier. Interaction C(TxM). **significatif au seuil de 1%; ^{NS}non significatif

TABLEAU 2.16

Effet de l'épandage du lisier à la surface du sol sur le temps de contact de l'eau de ruissellement avec la surface du sol.

Pluie	Taux d'épandage	Durée de la pluie (min)	Décalage du ruissellement (min)	Temps de de contact (min)
C1	T0	142	88	54
	T1	142	19	123
	T2	142	9	133
C2	T0	71	30	41
	T1	71	18	53
	T2	71	6	65

c) Nitrates ($N\text{-}NO_3^-$)

L'augmentation du taux d'épandage n'a aucun effet significatif sur la charge de nitrates, sauf lorsque la pluie est simulée 48h après l'épandage. En effet dans ce cas, la charge augmente d'une valeur pratiquement nulle à 40 g $N\text{-}NO_3^-$/ha entre T0 et T1 et de 40 à 100 g $N\text{-}NO_3^-$/ha entre T1 et T2 (Figure 2.19). Cette augmentation de la charge est probablement due à la nitrification de l'azote et confirme les résultats de Westerman et Overcash(1981), qui ont également ce phénomène et l'ont attribué aussi à la nitrification.

2.3.2.2 Charge de phosphore

a) Phosphore total (P)

Comme dans le cas de l'azote total Kjeldahl et de l'azote ammoniacal, l'étude de l'effet des différents facteurs sur la charge en phosphore total dans l'eau de ruissellement montre que l'enfouissement du lisier dans le sol, et le choix des jours d'épandage en fonction de la probabilité de l'avènement d'une pluie, sont deux bonnes méthodes de gestion. En effet, la charge due à l'épandage de 35 ou 70 kg P/ha n'est pas significativement différente de celle des témoins où elle était pratiquement nulle comme en font foi les résultats des interactions [T(MxD); Figure 2.20] et [C(MxD); Figure 2.22].

Par contre, lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, la charge augmente avec le taux d'épandage quel que soit le délai entre l'épandage et l'événement de pluie (Figure 2.20). L'allure de la réponse pour un délai donné est identique à celle observée pour l'azote total Kjeldahl (Figure 2.13) et l'azote ammoniacal (Figure 2.16): l'effet du taux d'épandage est quadratique pour un délai de 1h, et linéaire pour des délais de 24 et 48h. Lorsque la pluie a lieu dans l'heure qui suit l'épandage (Figure 2.20a), la charge de phosphore total

augmente de moins de 1 g P/ha à 1,5 kg/ha (soit 4% de la charge épandue) entre T0 et T1, et une augmentation du taux d'épandage de T1 à T2 augmente la charge de plus de 5 fois, la faisant passer de 1,5 à 8.1 kg P/ha (soit 12% de la charge épandue). Lorsque la pluie a lieu 24h après l'épandage (Figure 2.20b), la charge augmente de 13 fois (0,06 à 0,8 kg P/ha ou 2% de la charge épandue) entre T0 et T1 et de 2 fois (0,8 à 1,5 kg P/ha ou 2% de la charge épandue) entre T1 et T2. Dans le cas d'un délai de 48h (Figure 2.20c), la charge augmente de 6 fois entre T0 et T1 (0,2 à 1,3 kg P/ha ou 4% de la charge épandue) et moins de 2 fois entre T1 et T2 (1,3 à 2,3 kg P/ha ou 3% de la charge épandue).

Comme dans le cas de la perte d'azote total Kjeldahl et d'azote ammoniacal, le choix des jours d'épandage en fonction de l'avènement d'une pluie est aussi une bonne méthode de contrôle de la perte de phosphore total. Les résultats de l'étude de l'interaction T(DxC), (Figure 2.21) montrent en effet que les charges sont généralement inférieures après des délais de 24 et 48h qu'à l'intérieur d'un délai de 1h, où la charge augmente avec une tendance quadratique aussi bien sous C1 que sous C2. De plus, sous la pluie C2, l'effet du taux d'épandage n'est pas significatif pour les délais de 24 et 48h.

L'étude de l'effet de la pluie [interaction C(MxD); Figure 2.22] montre que quel que soit le délai entre l'épandage en surface et la simulation de la pluie, la charge de phosphore total produite par la pluie C2 est significativement inférieure à celle produite par la pluie C1, bien que le volume d'eau de ruissellement soit le même [Figure 2.8; interaction C(MxD)]. Les différences entre les effets des deux pluies sur la charge de phosphore total sont de 47% pour D0 (diminution de 4,7 à 2,5 kg/ha), 44% pour D1 (diminution de 0,9 à 0,5 kg/ha) et 71% pour D2 (diminution de 2,1 à 0,6 kg/ha); (Figure 2.22). Elles s'expliquent comme précédemment par la différence entre les temps

de contact sous C1 et C2.

b) Orthophosphates ($P-PO_4^{3-}$)

Comme dans les cas précédents, l'enfouissement du lisier de porc dans le sol, annule pratiquement la charge d'orthophosphates dans l'eau de ruissellement par rapport à l'épandage en surface comme en font foi l'étude des interactions [T(M); Figure 2.23] et [M(DxC); Figure 2.25].

Par contre lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, la charge d'orthophosphates augmente avec le taux d'épandage, passant d'une valeur pratiquement nulle à 0,3 kg/ha ou 7% de la charge épandue entre T0 et T1 et double entre T1 et T2, passant de 0,3 à 0,7 kg/ha ou 8% de la charge épandue (Figure 2.23).

L'effet du taux d'épandage varie selon l'intensité-durée de la pluie et le délai entre l'épandage et l'événement de pluie. En général, sous la pluie C2, l'effet du taux d'épandage n'est pas significatif alors que sous la pluie C1, il est significatif pour D0 et D2 (Figure 2.24). De la même façon, l'effet du mode d'épandage est significatif sous C1 et non significatif sous C2 (Figure 2.25).

Les résultats du phosphore montrent donc que les pertes de phosphore total et d'orthophosphates représentent respectivement au maximum 12 et 8% de la charge épandue. Cette proportion relativement faible s'explique par la réduction de la quantité de phosphore disponible dans la couche superficielle du sol dès après l'épandage du lisier. En effet selon Westerman et Overcash(1981), cette diminution de la quantité susceptible d'être exportée par l'eau de ruissellement est diminuée à cause de l'adsorption du phosphore sur les sites d'échange du sol et de l'infiltration du phosphore soluble dans le sol.

2.3.3 Migration d'eau, d'azote et de phosphore dans le sol

2.3.3.1 Migration d'eau et d'azote

La migration de l'eau dans le profil du sol n'a pas entraîné une fraction significative de l'azote avec elle, l'azote restant pratiquement dans la zone d'épandage, soit à la surface du sol (couche 0-5 cm), soit dans la zone d'enfouissement (couche 15-20 cm).

A la suite de l'épandage et des pluies printanières simulées, la concentration d'azote ammoniacal a augmenté de 2000% pour T1 et 4000% pour T2 (Tableau 2.10). L'eau de ruissellement ne contenant pratiquement que de l'ammoniaque d'une part et la quantité maximale d'azote perdu dans l'eau de ruissellement par rapport à celle épandue étant de 14% d'autre part, c'est dire que 86% de l'azote épandu à la surface du sol est resté dans la zone 0-5 cm.

Pour les nitrates, les résultats montrent que la concentration dans la couche 0-5 cm a diminué de 20% pour T1 et T2 à cause de l'exportation par l'eau de ruissellement, lorsque le lisier est épandu à la surface du sol. Toutefois dans le profil du sol, la concentration a augmenté de 20% (Tableau 2.14). Elle a augmenté de 80% pour T1 et de 30% pour T2 dans la couche 15-25 cm, lorsque le lisier est enfoui dans le sol (Tableau 2.15).

Les données obtenues dans la présente étude confirment donc les suggestions de Walter et al.,(1975) à l'effet que dès que le lisier s'infiltre dans le sol et s'incorpore à celui-ci, l'azote migre surtout sous forme de nitrates. Selon ces auteurs, le lessivage des nitrates est accentué au printemps puisque la température extérieure est basse, les précipitations sont fréquentes, la végétation est éparse ou en dormance. Comme un des principaux modes de transport des nitrates est par mouvement de masse avec l'eau du sol, les précipitations abondantes du printemps forcent les nitrates migrer vers les nappes d'eau. Dans

un expérience faite en laboratoire sur la migration de l'azote contenu dans le lisier de bovin dans le profil du sol en utilisant des colonnes de sol, Walter et al.,(1975) ont observé que l'ammoniaque s'adsorbait rapidement sur les particules de sol de sorte que son déplacement n'avait lieu que dans les premiers centimètres de la couche superficielle du sol. Les nitrates pour leur part ne sont pas adsorbés, de sorte qu'ils se déplacent relativement vite dans le sol avec l'eau. Le sol utilisé pour les expériences contenait 3,6% d'argile, 9,9% de limon, 84,5% de sable et 2% de matière organique. La fraction argileuse était composée de 20% de montmorillonite, 7% de vermiculite, 23% de matériel amorphe et 50% de quartz, mica et autres minéraux. Les auteurs expliquent que lorsque le lisier était épandu sur le sol, l'ammoniaque s'infiltrait dans le sol et demeurait dans cet horizon près de la surface du sol jusqu'à ce que le processus de nitrification domine toutes les autres réactions.

Sans nier la thèse de Walter et al.,(1975), Dean et Foran(1990) ont montré cependant que sous les conditions naturelles, il pouvait y avoir des fissures dans le sol qui favorisent le lessivage de l'azote ammoniacal vers la nappe phréatique, surtout si la nappe était près de la surface du sol et que la teneur en eau de la couche superficielle du sol s'approchait de la saturation.

2.3.3.2 Migration d'eau et de phosphore

Comme c'est le cas pour l'azote, le passage du front d'humidité dans le profil du sol n'a pas été accompagné du transport d'une proportion significative du phosphore, quel que soit le mode d'épandage. Le phosphore est donc demeuré dans la zone d'épandage où sa concentration est restée stable.

2.3.4 Effet cumulatif du ruissellement de l'eau sur le transport de l'azote et du phosphore sur le sol

2.3.4.1 Transport de l'azote

La majeure partie de l'azote total Kjeldahl et de l'azote ammoniacal est exportée au tout début du processus de ruissellement puisque 60% de la charge d'azote total Kjeldahl ou de la charge d'azote ammoniacal se trouvent dans les premiers 25% du volume total d'eau de ruissellement.

La similitude entre le comportement de l'azote total Kjeldahl et celui de l'azote ammoniacal s'explique par le fait que la proportion de l'azote ammoniacal dans l'eau de ruissellement par rapport à l'azote total Kjeldahl est très élevée, soit plus de 99%.

L'exportation des nitrates, bien que beaucoup plus aléatoire que celle de l'azote ammoniacal présente un patron complètement à l'opposé de ce dernier: en effet les nitrates sont exportés vers la fin du processus de ruissellement car parmi les formes azotées que l'on retrouve dans le sol, les nitrates constituent la forme la plus soluble, celle qui n'est pas adsorbée sur les particules colloïdales du sol, la plus sujette au lessivage et au transport par l'eau de ruissellement, dans la mesure où elle se trouve dans la zone d'interaction avec cette dernière. L'entraînement préférentiel des nitrates vers la fin du ruissellement peut s'expliquer par la fait qu'à la suite de l'épandage, les nitrates contenus dans le lisier se sont infiltrés dans le sol pour s'ajouter à ceux qui ont été produits par nitrification. Plus le temps de contact est élevé, plus grande est la zone d'interaction, et par conséquent, de mélange avec la solution du sol, entraînant plus de nitrates avec l'eau de ruissellement. La même explication vaut pour le comportement de l'azote ammoniacal, mais contrairement aux nitrates, l'azote ammoniacal est exporté au début du processus de ruissellement parce que le sol utilisé pour les essais contiennent 77% d'illite et

que l'adsorption de l'azote ammoniacal par l'illite est relativement faible comparée par exemple à celle de la montmorillonite (Brady,1984b).

En ce qui concerne le transport de l'azote total Kjeldahl, les résultats de ce projet confirment les observations faites par Ross et al.,(1979). Les résultats montrent que 60% de la charge d'azote total Kjeldahl était contenue dans les premiers 20% du volume d'eau de ruissellement lorsque le délai était de 2h. Par contre pour un délai de 24h, 40% de la charge était exportée par les premiers 20% du volume d'eau de ruissellement. Ces résultats indiquent qu'après un délai de 24h, le taux d'exportation de l'azote total Kjeldahl était plus lent que dans le cas d'une pluie plus hâtive après l'épandage.

2.3.4.2 Transport du phosphore

Comme l'azote total Kjeldahl et l'azote ammoniacal, le transport du phosphore total a lieu surtout au début du processus de ruissellement, puisque 70% de la charge sont exportées dans les premiers 40% du volume d'eau de ruissellement. Par contre, le transport des orthophosphates semble être partagé également dans le temps; en effet les premiers 40% du volume d'eau de ruissellement exportent 50% de la charge totale. Ces observations s'expliquent également par le fait que la capacité de fixation du phosphore par l'illite est relativement faible.

2.4 CONCLUSION

L'épandage du lisier de porc à la surface du sol modifie considérablement les processus de ruissellement et d'infiltration. Ces modifications sont mises en évidence par:

1) la précocité du ruissellement: l'épandage de 27,3 ou 54,6 m^3 lisier/ha à la surface du sol diminue le décalage du ruissellement de 4 et 10 fois par rapport aux témoins sous une pluie de 11mm/h-142min, et de 1,5 et 5 fois par rapport aux témoins sous une pluie de 22mm/h-71min.

2) l'augmentation du volume d'eau de ruissellement: l'épandage de 27,3 m^3 lisier/ha à la surface du sol augmente le volume d'eau de ruissellement de 150% par rapport aux témoins. Doubler le taux d'épandage du lisier à 54,6 m^3/ha n'a que peu d'effet par rapport au taux précédent, car l'augmentation additionnelle du volume d'eau de ruissellement n'est que de 14%. De plus , à cause de la saturation de la couche superficielle du sol par le lisier, la proportion de la pluie qui contribue au ruissellement est la même, quelle que soit l'intensité de la pluie.

3) la diminution du taux d'infiltration de l'eau dans le sol: l'épandage de 27,3 ou 54,6 m^3 lisier/ha à la surface du sol diminue le taux d'infiltration de 5 et 180 fois par rapport aux témoins sous une pluie de 11mm/h-142min, et de 4 et 12 fois par rapport aux témoins sous une pluie de 22mm/h-71min.

La précocité du ruissellement, l'augmentation du volume d'eau de ruissellement et la diminution du taux d'infiltration sont très marquées surtout dans la première heure qui suit l'épandage. Ils sont attribuables à la forte teneur en eau de lisier de porc, qui sature la couche superficielle du sol. Le colmatage de la surface du sol par les particules solides contenues dans le lisier est négligeable. L'effet dû à la sécheresse de ces matières solides à la surface du sol, augmentant la rugosité de la surface du sol et favorisant l'infiltration de l'eau, d'où la diminution du volume d'eau de ruissellement a été démontré comme une des causes des modifications observées, surtout lorsque le délai entre l'épandage et l'événement de pluie est de 24 ou 48h.

L'enfouissement du lisier est une bonne méthode pour minimiser la pollution de l'eau de ruissellement dans la mesure où il est fait avant le premier événement pluvieux. Dans ce cas, la charge moyenne de l'eau de ruissellement est très faible, s'apparentant à celle de l'eau de ruissellement sur les boîtes où il n'y a eu aucun épandage. Elle varie pour l'azote de 0 à 10 g NTK/ha, 1 à 170 g $N\text{-}NH_4^+$/ha, moins de 1 g $N\text{-}NO_3^-$/ha. Pour le phosphore total et les orthophosphates, la charge moyenne est inférieure à 1 g P/ha. Malheureusement la plupart des agriculteurs qui enfouissent le lisier dans le sol le font plusieurs jours après l'épandage, ce qui accentue les risques de pertes d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement si une pluie survient au cours de ce délai. En effet lorsque le lisier est épandu à la surface du sol ou qu'il n'est pas enfoui tôt après l'épandage, la charge diminue avec le délai entre l'épandage et l'événement de pluie. Par exemple, la charge d'azote total Kjeldahl due à l'épandage du lisier à raison de 300 kg NTK/ha est de 40,6 kg/ha (soit 14% de la charge épandue) si la pluie a lieu dans l'heure qui suit l'épandage, 14,0 kg/ha (soit 5% de la charge épandue) si la pluie a lieu 24h après l'épandage, et 9,6 kg/ha (soit 3% de la charge épandue) si elle a lieu 48h après l'épandage. Le choix des jours d'épandage en fonction de la probabilité de l'avènement d'une pluie est donc une bonne méthode pour minimiser la pollution de l'eau de ruissellement.

La migration du front d'humidité dans le profil du sol n'entraîne pas nécessairement avec elle une proportion significative des éléments nutritifs restant à la surface du sol ou enfouis dans le sol. Dans le cadre de cette expérience, l'azote et le phosphore, quelle que soit leur forme, sont pratiquement demeurés dans la zone d'épandage. Dans les conditions naturelles, le déplacement aurait été cependant plus significatif que le laissent croire les simulations, car la reconstitution du sol et la compaction de celui-ci ne représentent pas nécessairement les conditions de champ; le sol pouvait présenter des

fissures, et des pores en plus grand nombre et dont les dimensions peuvent être plus grandes qu'en milieu reconstitué.

Le transport de l'azote total Kjeldahl, de l'azote ammoniacal et du phosphore total dans l'eau a lieu surtout au début du processus de ruissellement, alors que celui des nitrates bien que plus aléatoire, semble au contraire se manifester plutôt vers la fin du processus. En effet, 60% de la charge de NTK et de $N\text{-}NH_4^+$ sont exportés dans les premiers 25% du volume d'eau de ruissellement; 70% de la charge de phosphore total se trouvent dans les premiers 40% du volume d'eau de ruissellement. En ce qui concerne les nitrates, 80% de la charge sont exportés dans les derniers 20% du volume d'eau de ruissellement. Pour les orthophosphates, 50% de la charge est exportée par les premiers 40% du volume d'eau de ruissellement.

A cause de sa forte teneur en azote ammoniacal, l'épandage du lisier de porc provoque une augmentation très importante (de l'ordre de 20 à 50 fois, soit 2000 à 5000%) de la concentration d'azote ammoniacal dans la zone d'épandage. Cette augmentation est due à l'hydrolyse de l'acide urique contenu dans le lisier.

Les résultats confirment la plupart des observations faites par d'autres auteurs dans le cadre d'études partielles sur le sujet. Ils ont montré d'autre part que le temps de contact entre l'eau de ruissellement et la surface du sol, est un facteur déterminant pour la charge d'éléments nutritifs solubles à l'eau lors du ruissellement. En effet, plus le temps de contact est élevé, plus la zone d'interaction entre l'eau de ruissellement et le sol augmente, favorisant la dilution et le transport de ces éléments nutritifs vers les cours d'eau.

2.5 RECOMMANDATIONS

Pour minimiser la pollution des eaux de ruissellement, Il faut contrôler les taux d'épandage du lisier au printemps en les limitant au minimum requis par les cultures, planifier l'épandage en fonction de la probabilité de l'avènement d'une pluie au cours des jours qui suivent, et enfouir le lisier autant que possible immédiatement après l'épandage. Cependant, étant donné que la plupart des pluies de la période d'épandage du printemps risquent de provoquer plus d'infiltration que de ruissellement, il serait utile d'étudier l'effet à long terme de l'infiltration de l'eau et des éléments nutritifs sur la pollution des eaux de drainage ou sur la pollution de la nappe phréatique.

CHAPITRE 3

EPANDAGE DU LISIER DE PORC TARD A L'AUTOMNE

3.0 OBJECTIF

Actuellement au Québec, on peut estimer à plus de 90%, la proportion du volume total de lisier de porc qui est épandu à l'automne et même très tard à l'automne. C'est le cas particulièrement chez les producteurs de maïs-grain par exemple. Cependant, aucune étude n'a été faite à notre connaissance sur les risques que comporte cette pratique pour la qualité des cours d'eau lors des fontes hivernales et printanières.

Ailleurs au Canada et aux Etats-Unis, les études sont tout aussi rares qu'au Québec, mais celles qui ont été réalisées (Steenhuis,1977; Klausner et al.,1976) portent surtout sur les effets de la fonte de neige lorsque du fumier ou du lisier est épandu sur un sol gelé ou enneigé, parce que cette pratique est tolérée dans le nord des Etats-Unis et en Ontario par exemple. Elles est interdite au Québec en vertu du règlement sur la pollution des eaux par les établissements de production animale (Ministère de l'Environnement du Québec,1988).

Des recherches effectuées au Wisconsin (Etats-Unis) au cours des années 1970 (Chalk,1973), sur l'épandage des engrais minéraux azotés, en particulier l'ammoniaque anhydre tard à l'automne, montrent que l'épandage d'automne n'est pas recommandable sur les plans agronomique et environnemental, à cause de la perte d'azote due aux processus de nitrification et de dénitrification qui ont lieu entre l'automne et le printemps.

L'objectif premier de cette partie du projet est de simuler

l'effet des événements hydrologiques se produisant en hiver et au printemps (fonte de neige et/ou pluie), sur la charge en azote et en phosphore de l'eau de ruissellement et de drainage suite à l'épandage du lisier de porc tard à l'automne. Suite àces simulations, on verra à étudier la migration et la transformation de l'azote et du phosphore dans le profil du sol.

Bien qu'en général vers le milieu de l'hiver, les sols agricoles soient gelés sur une certaine profondeur, il arrive au cours de certaines années que, selon les conditions climatiques prévalant à l'automne précédant (sol relativement sec, température relativement chaude, importance des premières chutes de neige...), les sols ne gèlent pas ou presque pas pendant l'hiver. Deux états de sol peuvent donc se retrouver: 1) sol gelé: le sol gèle après l'épandage du lisier et le demeure au cours de l'hiver-condition qui est étudiée dans cette thèse; 2) sol non-gelé: le sol ne gèle pas après l'épandage du lisier, mais demeure froid au cours de l'hiver. Cette deuxième situation ne sera pas couverte par la présente étude.

3.1 Méthodologie

L'expérience s'est déroulée à Lennoxville, dans le sud-est du Québec au cours de l'hiver 1989-1990, à l'extérieur ou à l'intérieur du même bâtiment chauffé qui a servi lors des simulations de pluies printanières au cours de l'hiver précédent (Chapitre 2).

Les boîtes de sol, et les procédures de remplissage et d'épandage, ainsi que les caractéristiques du lisier de porc ont été décrits dans le chapitre 2. Les caractéristiques moyennes du sol sont sensiblement les mêmes que celles du sol utilisé en 1988-1989, sauf en ce qui concerne sa teneur en eau, qui s'approche de la capacité au champ. Ainsi une masse volumique appa-

rente de 1,2 Mg/m^3, teneur en eau de 25%, des contenus en azote total Kjeldahl (NTK) de 1300 ppm, en azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) de 4,4 ppm, en nitrates ($N\text{-}NO_3^-$) de 20,0 ppm, en phosphore total (P) de 880 ppm, et en orthophosphates ($P\text{-}PO_4^{3-}$) de 30 ppm constituaient les principaux facteurs mesurés en début d'essai. Les caractéristiques de la neige sont présentées au tableau 3.1).

Description des boîtes de neige

Il s'agit de boîtes en bois sans fond ayant 30 cm de largeur (l), 88 cm de longueur(L) et 50 cm de profondeur(p) qui sont fixées au-dessus des boîtes de sol (Figure 3.1). Les deux boîtes sont fabriquées de manière à s'imbriquer l'une dans l'autre. Un joint d'étanchéité en silicone, posé entre les bords supérieur et inférieur des deux boîtes, empêche toute fuite d'eau pendant la fonte de la neige. La profondeur des boîtes de neige est basée sur l'épaisseur maximale de neige au sol à la station météorologique de Lennoxville au début de mars, soit 37 ± 20 cm (Ministère de l'Environnement du Québec,1984).

Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental est de type factoriel , avec deux variables indépendantes (une à trois niveaux et une à deux niveaux) et trois répétitions (Tableau 3.2 et Figure 3.2), ce qui nécessita 18 boîtes. Ce sont:

- le taux d'épandage: T0:0, T1:27,3, T2:54,6 m^3 lisier/ha sur sol nu, soit 0, 150 et 300 kg NTK/ha.
- le mode d'épandage: M1:épandage en surface; M2:enfouissement à 20 cm de profondeur;

Toutes les boîtes ont été préparées très tard à l'automne, soit le 9 décembre 1989, alors que les risques de pluie étaient faibles. Ensuite, elles ont été transportées dans un champ, et

TABLEAU 3.1

Caractéristiques chimiques de la neige

Paramètres	Concentration (ppm) moyenne(écart-type)*
Azote total Kjeldahl (NTK)	0,15(0,09)
Azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$)	0,03(0,01)
Nitrates ($N\text{-}NO_3^-$)	0,04(0,01)
Phosphore total (P)	0,10(0,00)
Orthophosphates ($P\text{-}PO_4^{3-}$)	0,01(0,00)

*Nombre d'échantillons: 12

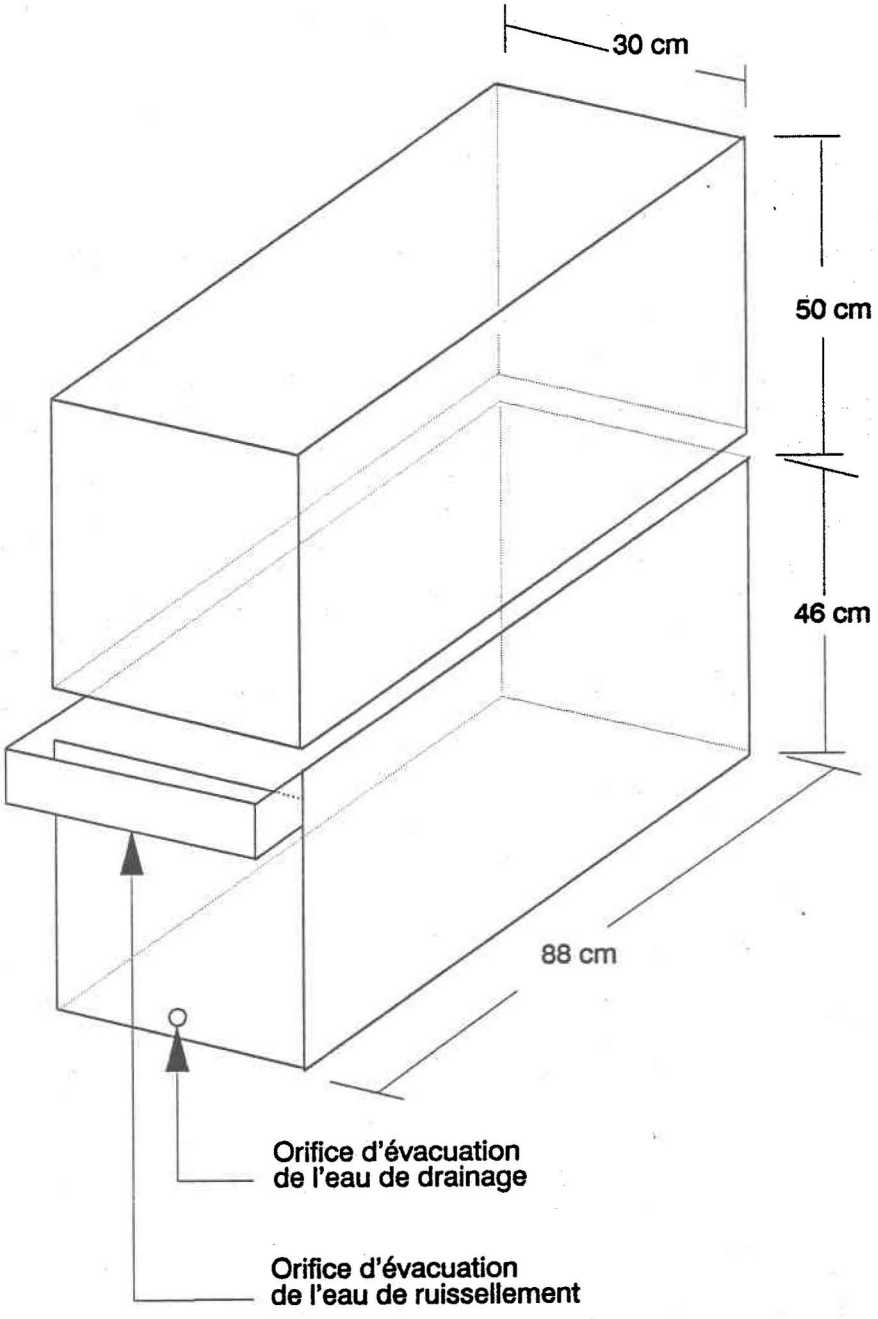


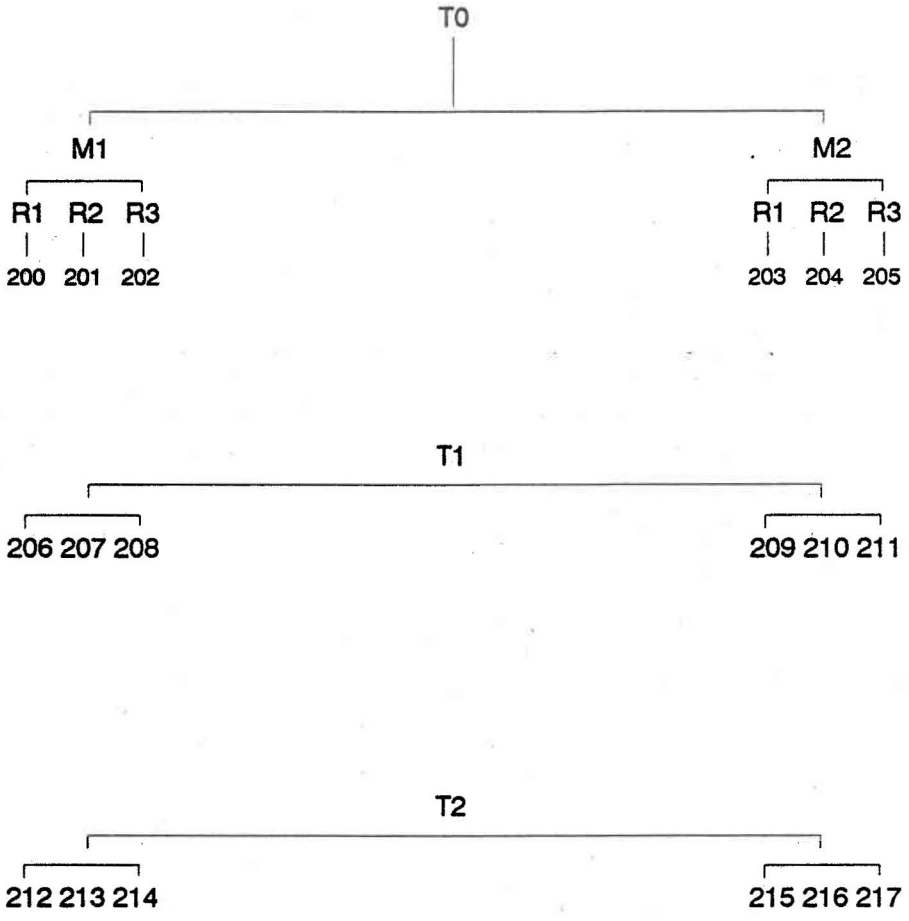
FIGURE 3.1:
Schéma d'une boîte de neige au dessus d'une boîte de sol

TABLEAU 3.2

Plan d'expériences-Epandage du lisier de porc tard à l'automne

Boîte [Nb]	Taux[1] [T]	Mode[2] [M]
6	T0	M1;M2
6	T1	M1;M2
6	T2	M1;M2

1. Taux d'épandage: T0=0; T1=27,3 m^3/ha ou 150 kg NTK/ha, T2=54,6 m^3/ha ou 300 kg NTK/ha;
2. Mode d'épandage: M1=épandage en surface, M2=enfouissement à 20 cm;



LÉGENDE
. Taux d'épandage (kg N/ha) T0(0); T1(150); T2(300)
. Modes d'épandage: M1(surface); M2(enfouissement)
. Répétitions(R): R1; R2; R3
. NB: Les chiffres de 200 à 217 sont les numéros des boites

FIGURE 3.2:
Plan d'expérience-Épandage du lisier de porc tard à l'automne

placées côte à côte sur une plate-forme en ciment ayant une pente de 3%. Les parois extérieures des boîtes furent recouvertes de panneaux d'isolant rigide de marque ''STYROFOAM'' de 5 cm d'épaisseur, pour favoriser le gel du sol dans le sens vertical. Une série de 5 thermocouples ont été installés dans l'air ambiant et à 0, 5, 15 et 35 cm de profondeur dans un groupe de trois boîtes pendant le remplissage avec le sol. Ces boîtes ont été placées au début, au 1er tiers et au 2ème tiers de la rangée. Les thermocouples étaient reliés à un système d'accunulation de données ''Multipoint recorder'' modèle M11E, manufacturé par la compagnie ''Barber Coleman''. L'appareil dont la gamme de lecture varie de -50 à +50 °C, enregistrait continuellement l'évolution de la température de l'air et du sol. Le modèle utilisé permet d'acquérir des données de 24 thermocouples en même temps, et de les imprimer sur papier selon la fréquence désirée.

Les températures minimales et maximales de l'air, ainsi que les hauteurs de précipitations de neige ou de pluie selon le cas, sont fournies par la station météorologique de Lennoxville, située à moins de 500 m de l'emplacement des boîtes.

Mesures et calculs effectués

Les volume d'eau de ruissellement et/ou de drainage ont été mesurés après chaque événement de pluie et/ou de fonte. La hauteur de neige sur les boîtes a été mesurée périodiquement, et les charges d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement et de drainage ont été calculées.

Echantillonnage

Après chaque événement de pluie et/ou de fonte, les eaux de ruissellement et/ou de drainage ont a échantillonnées séparément . La neige fraîche fût également échantillonnée à 4 repri-

ses entre le 9 décembre 1989 et le 5 mars 1990. De plus, à la fin de l'expérience, le sol de chaque boîte fût échantillonné à tous les 5 cm de profondeur pour un total de 8 échantillons par boîte. Tous les échantillons d'eau et de sol ont été rapidement placés au congélateur en vue des analyses chimiques.

Analyses chimiques effectuées

Tous les échantillons d'eau et de sol ont été analysés pour déterminer leur concentration en azote total Kjeldahl (NTK), azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$), nitrites-nitrates ($N\text{-}NO_2^-;NO_3^-$), phosphore total (P) et orthophosphates ($P\text{-}PO_4^{3-}$) selon les méthodes standardisées (Annexe A).

3.2 Résultats

Il convient de mentionner que l'expérience n'a pas eu lieu entièrement à l'extérieur, comme cela était prévu au départ pour les raisons suivantes:

1) l'hiver 1989-1990 a été particulier dans la région du sud-est du Québec, d'autant plus qu'il y a eu plusieurs événements de pluie entre le 9 décembre 1989 et le 5 mars 1990. De plus, au cours de cette période, la température maximale de l'air s'était élevée régulièrement au-dessus du point de congélation pendant une journée sur deux, si bien que la neige qui s'était accumulée dans les boîtes au cours des journées précédentes fondait à la moindre occasion.

2) au début du printemps, il restait peu de neige au sol à la station météorologique, et aucune trace de neige dans les boîtes. De plus, la température de l'air augmentait rapidement d'une journée à l'autre.

A cause de ces conditions, et pour ne pas risquer de compromettre l'expérience, il fût décidé de rentrer les boîtes à l'intérieur du même bâtiment qui avait servi lors des expériences de simulation de pluie (Chapitre 2), le 5 mars 1990, soit 87 jours après que les boîtes aient été placées à l'extérieur, pour y simuler une fonte de neige.

Cette simulation consistait à remplir les boîtes avec 20 cm de neige, puis à installer à 30 cm au dessus de chaque boîte, une ampoule à infra-rouge identique à celles utilisées dans les bâtiments agricoles, pour chauffer les loges de maternité de porcherie entre autres. La neige utilisée avait une densité de 0,45 et un équivalent en eau de 0,45. Sa densité s'apparentait à celle d'une neige fraîche, ferme, partiellement consolidée en glace, dont la densité varie normalement de 0,4 à 0,55 (McKay, 1972).

Pour évaluer la contribution de la neige à la charge d'éléments nutritifs dans l'eau de ruissellement et/ou de drainage au cours de la fonte, trois boîtes avec fond, isolées comme décrit précédemment, et remplies de neige furent insérées au hasard entre les boîtes de sol au moment de la simulation de la fonte.

Au cours de la fonte, les panneaux isolants ont été maintenus autour des boîtes. Les thermocouples ont été également maintenus en place, ce qui a permis de continuer à enregistrer la température du sol à différentes profondeurs, et celle de l'air ambiant dans le bâtiment, jusqu'à la fonte complète de la neige. Les lampes à infra-rouge, et l'éclairage du bâtiment étaient éteints le soir, et allumés le matin, pour simuler l'alternance du jour et de la nuit.

Les données seront traitées en trois étapes, soit la période de gel c'est-à-dire la période où les boîtes étaient à l'extérieur, la période de dégel, soit la période de simulation de la

fonte de neige et le total de la période de gel et de dégel, soit l'ensemble des deux périodes précédentes. La procédure GLM de SAS Pc (SAS Institute,1988) sera utilisée pour analyser l'effet principal des variables indépendantes à savoir le taux(T) et le mode(M) d'épandage et celui de leur interaction (T x M) sur les variables dépendantes, c'est-à-dire les charges d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement et de drainage.

3.2.1 Période de gel

3.2.1.1 Conditions météorologiques

La période du 9 décembre 1989 au 5 mars 1990 a connu quatre événements de pluie de 0,4 et 9,6 mm les 25 et 26 janvier, et de 2,6 et 16,6 mm les 9 et 10 février 1990 pour un total de 29,2 mm de pluie, et 124,9 cm de neige, soit l'équivalent de 124,9 mm d'eau en 26 événements (Figure 3.3). Au total les événements de pluie et de neige ont donc produit l'équivalent de 154,1 mm d'eau sur les boîtes en supposant que la neige a une densité de 0,1. Ces valeurs sont inférieures aux moyennes de la période comme le démontre le tableau 3.3. En admettant que la concentration de l'eau de pluie est la même que celle de la neige, alors, la charge totale d'éléments nutritifs occasionnée par les précipitations est de 0,23 kg NTK/ha, 0,05 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha, 0,06 kg $N\text{-}NO_3^-$/ha, 0,15 kg P/ha, 0,015 kg $P\text{-}PO_4^{3-}$/ha.

Ces valeurs sont en général négligeables par rapport à la charge apportée par l'épandage du lisier à l'automne, sauf pour les nitrates où la contribution des précipitations dépasse celle du lisier par un facteurde 1,5 à 3 (Tableau 3.4).

Il y eût aussi 4 événements de fonte en janvier, soit les 5, 18, 25 et 26 janvier, 3 événements en février, soit les 2, 10 et 23 février, et un événement le 3 mars 1990 (Figure 3.3).

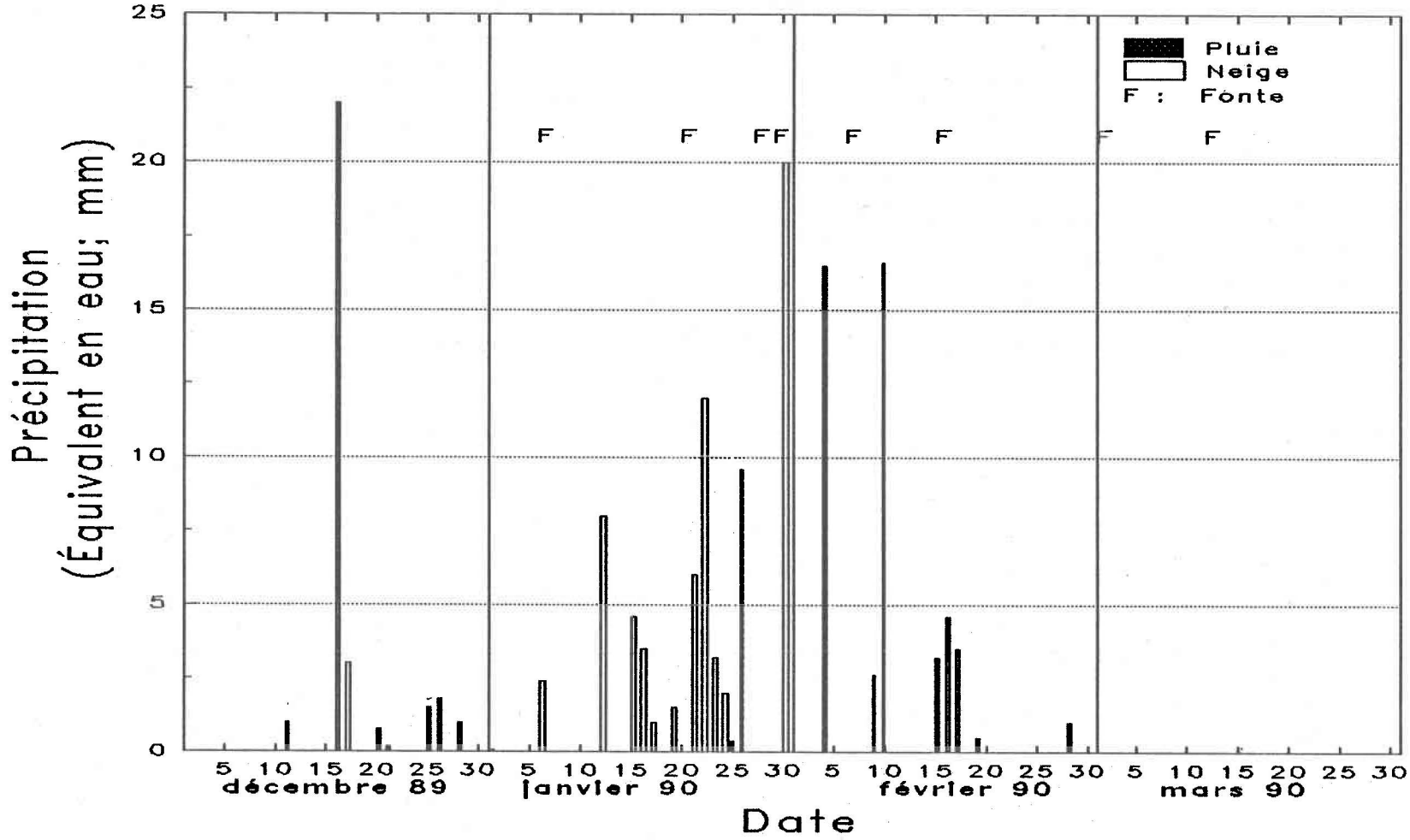


FIGURE 3.3:
Répartition temporelle des précipitations entre le 9 décembre 1989 et le 5 mars 1990 à la station météorologique de Lennoxville

TABLEAU 3.3

Comparaison de plusieurs paramètres environnementaux au cours de la période du 9 décembre 1989 au 5 mars 1990 à la station météorologique de Lennoxville

	Période	Normale*
Nombre total de jours	87	90
Précipitation totale (mm)	154,1	224 ± 47
Neige (cm)	124,9	186 ± 44
Pluie (mm)	29,2	66 ± 29

*Ministère de l'Environnement du Québec(1984)

TABLEAU 3.4

Comparaison des charges d'azote et de phosphore apportées par les précipitations d'hiver et celles apportées par le lisier de porc au cours de l'épandage d'automne.

		Charge (kg/ha)				
		NTK	$N\text{-}NH_4^+$	$N\text{-}NO_3^-$	P	$P\text{-}PO_4^{3-}$
Lisier	T1	150	115	0,0002	35	4,3
	T2	300	230	0,0004	70	8.6
Neige et pluie		0,23	0,05	0,06	0,15	0,015

Ces événements ont occasionné au total un volume moyen d'eau de ruissellement de 30,53 L ou 120 mm et un volume moyen d'eau de drainage de 0,28 L ou 1,0 mm, soit au total 121 mm d'eau.

La température minimale de l'air était constamment sous le point de congélation au cours des 87 jours pendant lesquels les boîtes sont restées à l'extérieur, avec des extrêmes variant de -20 à -37°C. Cependant, la température moyenne maximale de l'air, qui était de l'ordre de -10°C en décembre, s'est élevé au-dessus du point de congélation à partir du mois de janvier, avec des extrêmes variant de 5 à 10°C (Figure 3.4).

La température extérieure a provoqué le gel du sol sur toute sa profondeur pendant toute la période où les boîtes étaient à l'extérieur, comme en font foi les températures moyennes du sol à 0, 5, 15 et 35 cm (Figure 3.5). Il apparaît aussi qu'en raison de la taille relativement petite des boîtes, la température extérieure a eu une grande influence sur la température du sol à en juger par la similitude du patron de variation temporelle des deux types de température.

3.2.1.2 Volume d'eau de ruissellement et de drainage

Le tableau 3.5 montre l'effet des précipitations antécédentes aux événements de fonte, sur le volume d'eau de ruissellement et de drainage au cours de la période de gel. Seulement 3 boîtes sur 18 ont produit des quantités d'eau de drainage. En fait, dans ces cas, le volume d'eau de drainage varie de 0,5 à 2,5 L au cours de trois événements.

Comme le sol de ces boîtes était complètement gelé, il va de soi que l'eau de drainage n'a pas pu traverser le profil du sol et que le drainage est attribuable à des écoulements préféren-

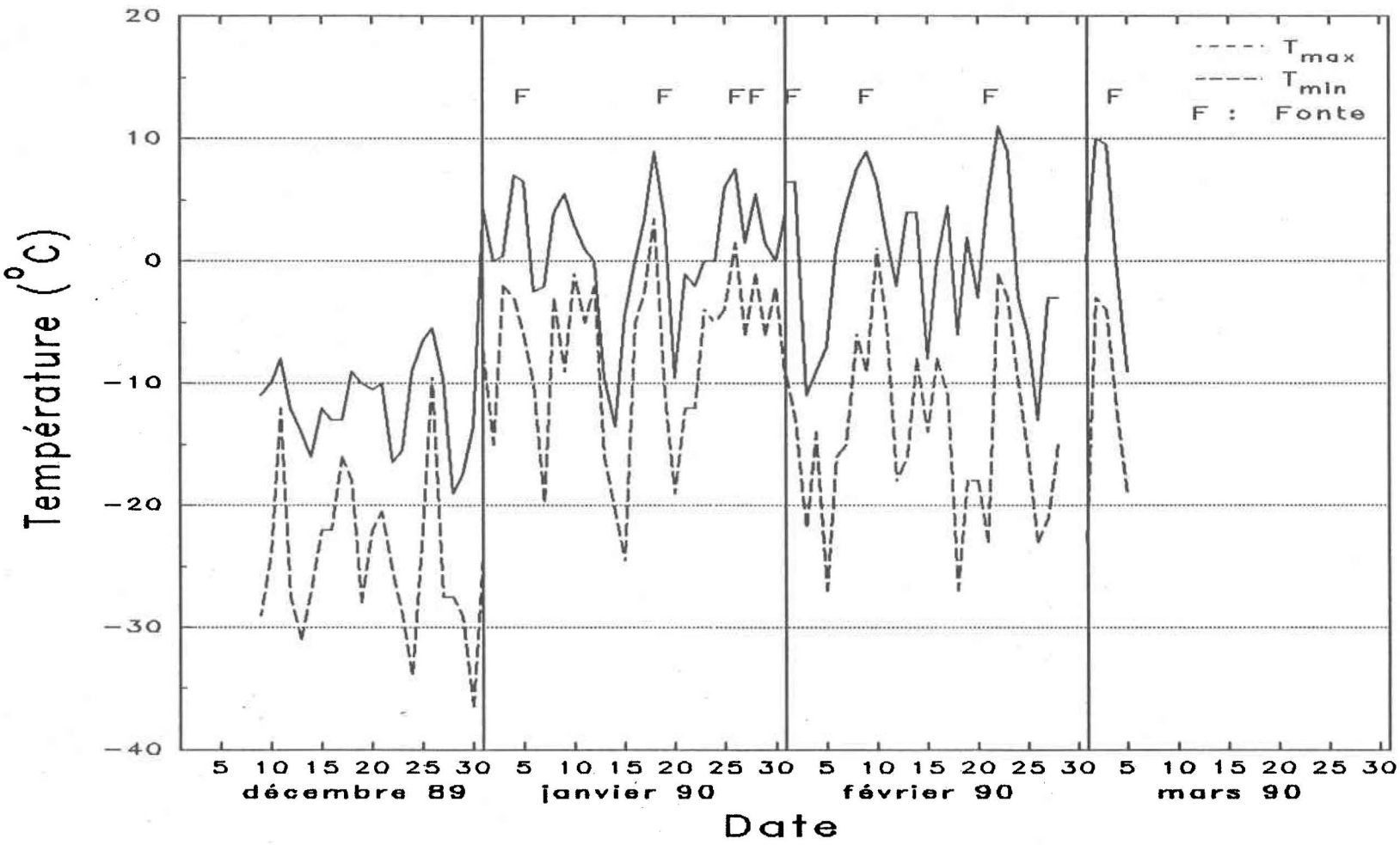


FIGURE 3.4:
Evolution de la température de l'air à la station météorologique de Lennoxville entre le 9 décembre 1989 et de 5 mars 1990

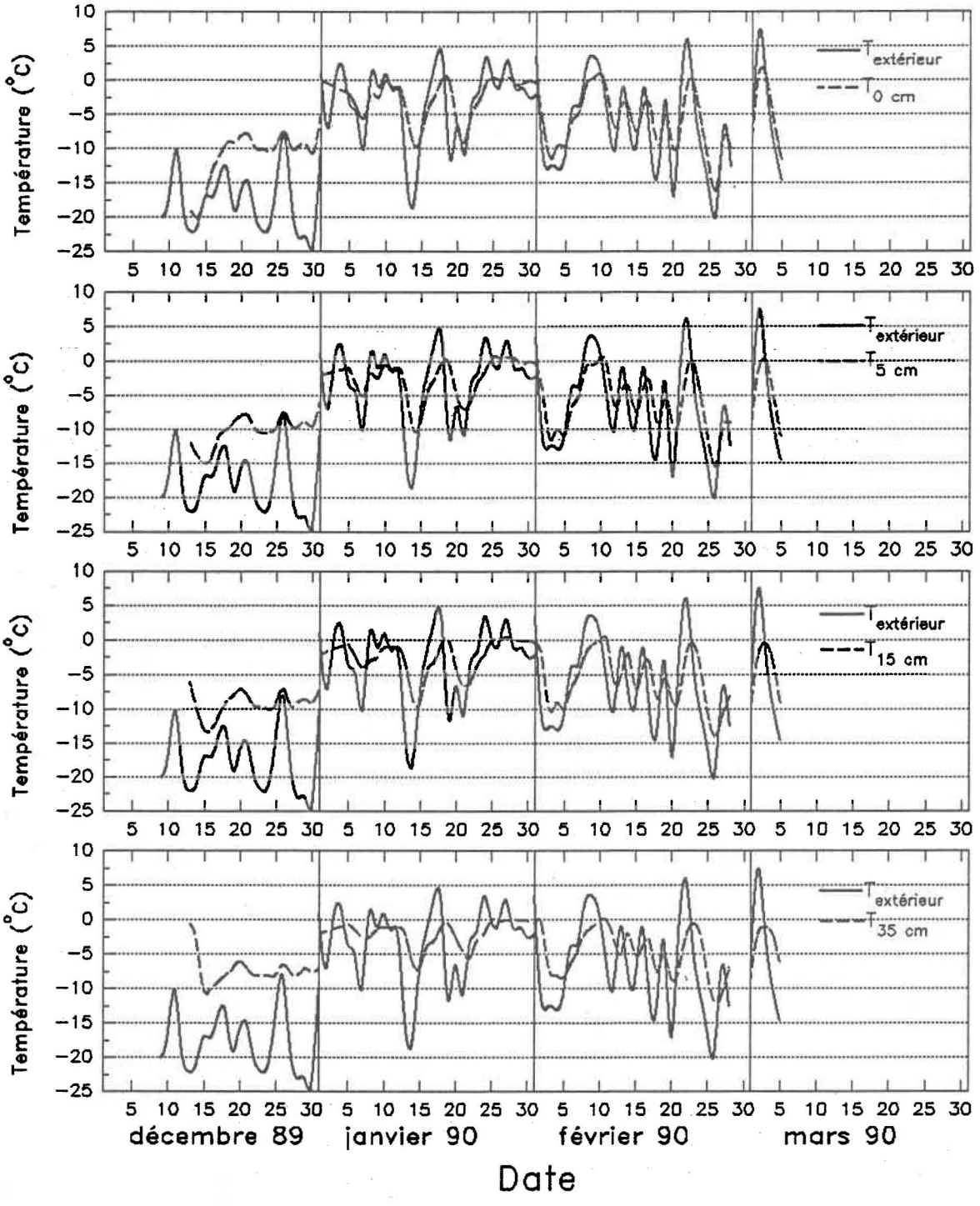


FIGURE 3.5:
Influence de la température moyenne extérieure sur la température moyenne du sol à différentes profondeurs au cours de la période de gel.

TABLEAU 3.5

Quantité de neige et de pluie accumulée avant chaque événement de fonte, et volume correspondant d'eau de ruissellement et de drainage au cours de la période de gel

Evénement de fonte	Pluie mm	Neige* mm	Total mm	Volume moyen (mm) Ruiss.	Drain.	Total
05/01/90	0	31,4	31,4	3,5	0	3,5
18/01/90	0	19,5	19,5	26,6	0	26,6
25/01/90	0,4	24,7	25,1	9,5	0	9,5
26/01/90	9,6	0	9,6	8.4	négl.	8.4
02/02/90	0	20,0	20,0	11,9	négl.	11,9
10/02/90	19,2	16,5	35,7	27,4	négl.	27,4
23/02/90	0	11,8	11,8	30,1	0	30,1
03/03/90	0	1,0	1,0	1,6	0	1,6
Total	29,2	124,9	154,1	119,0	0	119,0

*Equivalent en eau

tiels ayant eu lieu le long de la paroi des boîtes. Lors d'une expérience visant à déterminer les principaux facteurs qui influent sur le transport des éléments nutritifs dans l'eau de ruissellement au cours de la période de fonte suite à l'épandage du lisier de bovin, Steenhuis(1977) a observé que l'eau ne s'infiltrait pas tant que la température du sol était inférieure à 0°C. Les données concernant le drainage ne seront donc pas traitées dans cette section. Quoi qu'il en soit, le volume cumulatif d'eau de ruissellement suit la même tendance que la précipitation totale cumulée (Figure 3.6). De plus, si l'on considère les dates du premier et du dernier événement de fonte, soit les 5 janvier et 3 mars 1990, l'écart entre les deux courbes de la figure 3.6 est pratiquement du même ordre de grandeur, ce qui indique que toute la neige accumulée sur les boîtes a contribué au ruissellement. Par contre, le volume d'eau de ruissellement, bien que beaucoup plus élevé que le volume d'eau de drainage, est en général inférieur à la précipitation totale observée à la station météorologique, entre deux événements de fonte (Tableau 3.5). Cette différence peut s'expliquer par plusieurs facteurs: 1) la variation locale de la précipitation; 2) la surface des boîtes (0,26 m^3) qui est relativement petite et le fait d'y superposer les boîtes de neige dont la hauteur est de 50 cm peut induire des changements dans l'emmagasinement de la neige; 3) la densité de la neige était probablement inférieure à 0,1. En se basant sur les données précédentes, il est possible d'affirmer qu'au cours de la période de gel, le processus hydrologique dominant était le ruissellement puisque plus de 99% de l'eau recueillie était sous cette forme.

L'analyse de variance montre par ailleurs qu'aucun des facteurs, ni leur interaction n'influent sur le volume d'eau de ruissellement (Tableau 3.6), ce qui signifie que des facteurs autres que le taux et le mode d'épandage expliquent les variations du volume total d'eau de ruissellement dont la moyenne

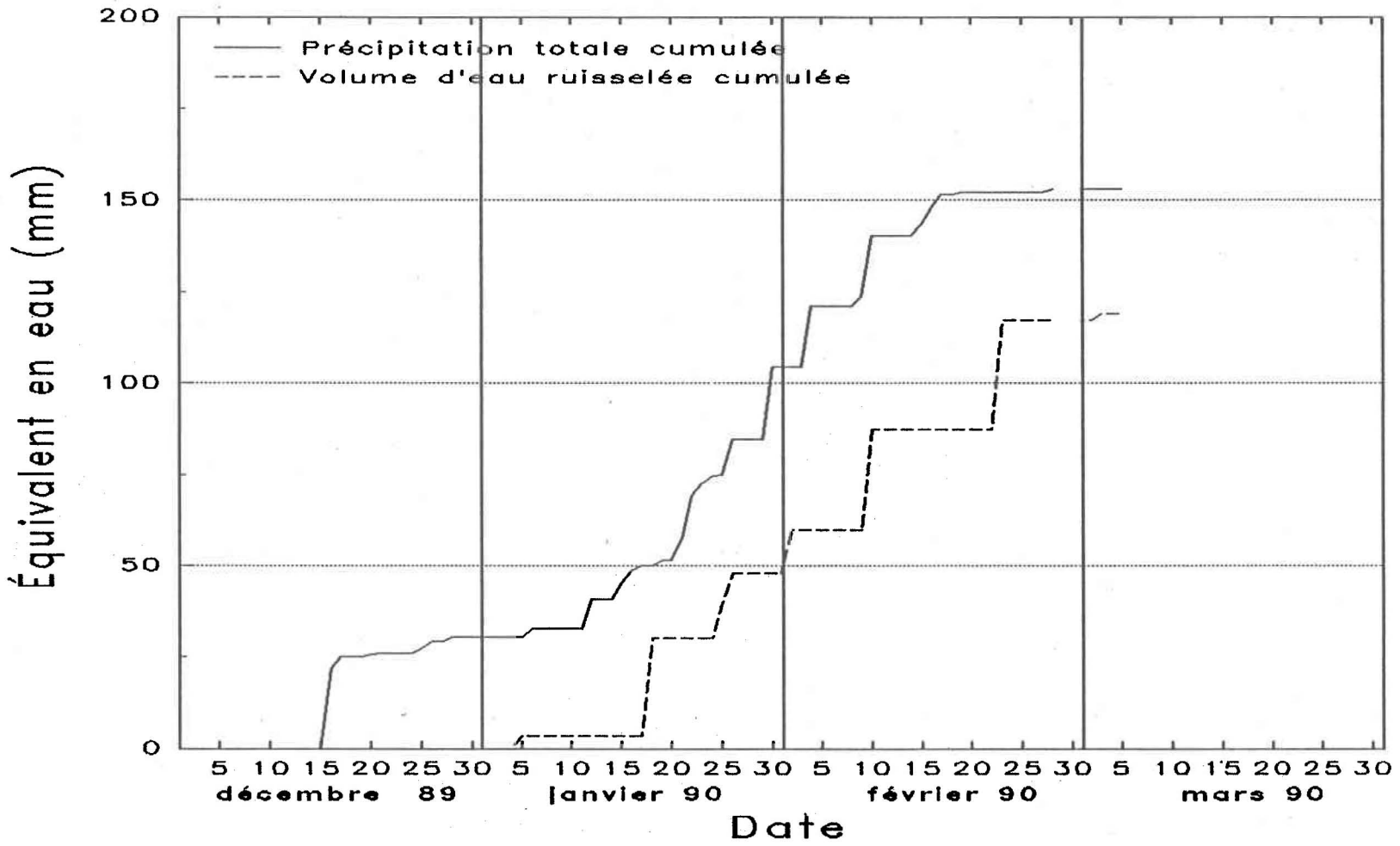


FIGURE 3.6:
Relation entre la précipitation et le volume d'eau de ruissellement au cours de la période de gel

TABLEAU 3.6

Analyse de variance des effets des sources de variation: Taux(T) et Mode(M) d'épandage sur les variables dépendantes: Volume d'eau de ruissellement(VLRUIS) et charge d'azote total Kjeldahl(NTK), d'azote ammoniacal($N\text{-}NH_4^+$) et de nitrates ($N\text{-}NO_3^-$) dans l'eau de ruissellement due aux fontes hivernales sur sol gelé.

- Epandage d'automne: période de gel.

Sources de variation	dl	VLRUIS	NTK	$N\text{-}NH_4^+$	$N\text{-}NO_3^-$
Taux(T)	2	NS	**	**	**
Mode(M)	1	NS	**	**	NS
T x M	2	NS	**	**	NS
Erreur	12				

**significatif au seuil de 1%; NS non significatif

est de 30,52 ± 3,43 L.

3.2.1.3 Charge d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement

a) Charge d'azote

Les effets principaux des sources de variation et leur interaction sont tous significatifs pour la charge d'azote total Kjeldahl et d'azote ammoniacal. Par contre, seul l'effet du taux d'épandage est significatif pour la charge de nitrates (Tableau 3.6).

La charge d'azote total Kjeldahl augmente avec le taux d'épandage, lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, passant de 3,2 à 8.0 et 12,7 kg/ha pour T0, T1 et T2. Elle est donc 2,5 fois plus élevée sous T1 que sous T0, et 1,6 fois plus élevée sous T2 que sous T1. Par contre lorsque le lisier est enfoui dans le sol, l'effet du taux d'épandage n'est pas significatif: la charge moyenne est de 3,4 kg NTK/ha (Figure 3.7). La contribution des précipitations étant négligeable, la charge relativement élevée observée sur les boîtes où il n'y a eu aucun épandage, résulte probablement de l'érosion à la surface du sol par les gouttes de pluie, en raison des fontes répétées, la neige ne demeurait pas assez longtemps sur le sol, pour le protéger contre l'érosion.

L'effet du taux d'épandage sur la charge d'azote ammoniacal est le même que celui sur la charge d'azote total Kjeldahl, puisque la charge de $N\text{-}NH_4^+$ augmente aussi avec le taux d'épandage, lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, passant de 1,7 kg/ha pour T0 à 5,3 pour T1 et 9,0 kg/ha pour T2. Le facteur d'augmentation est donc de 3,1 entre T0 et T1, et de 1,7 entre T1 et T2. Dans le cas de l'enfouissement, l'effet du taux d'épandage n'est pas significatif: la charge moyenne est de 1,7 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha (Figure 3.8).

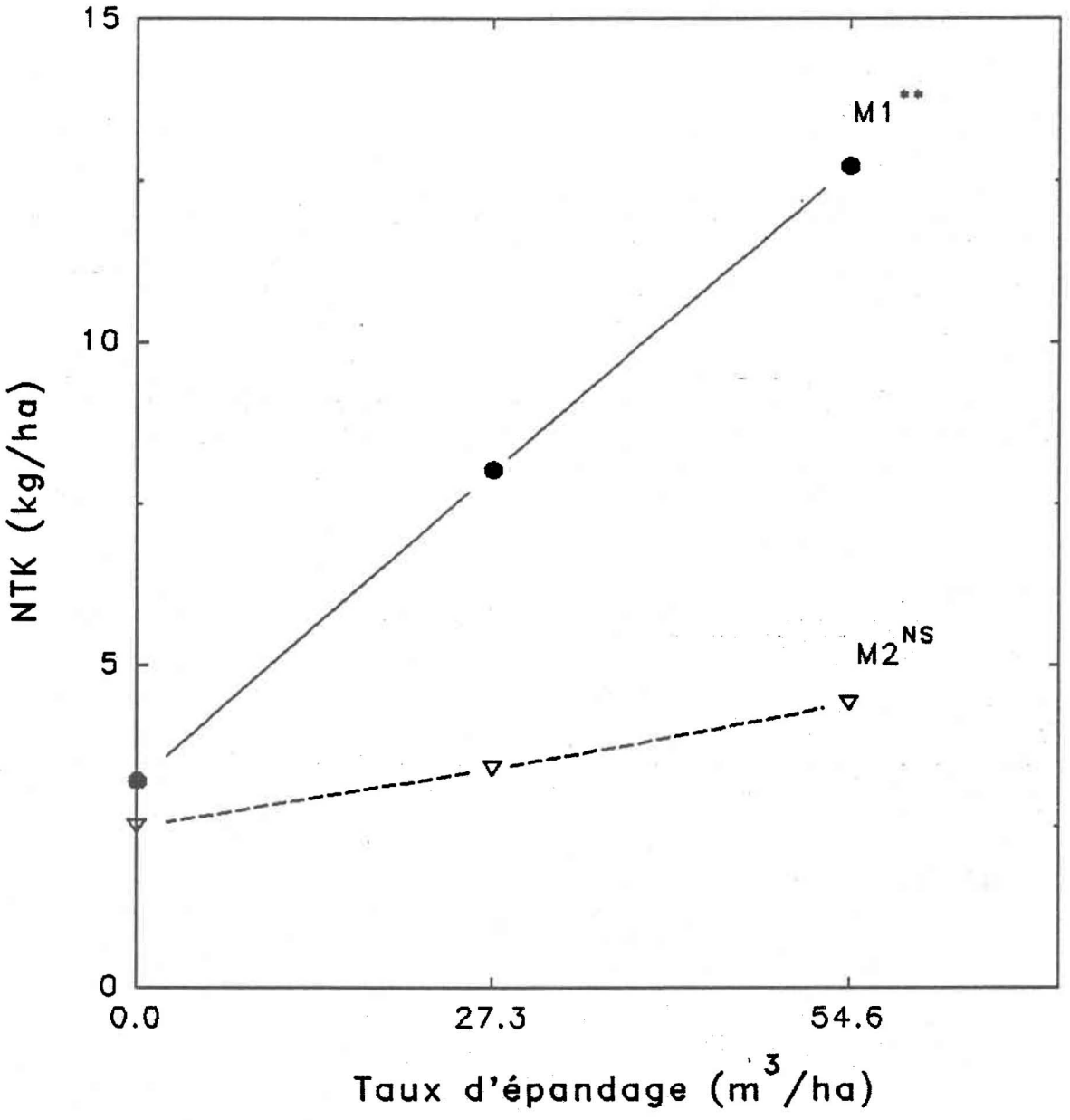


FIGURE 3.7:
Effet du taux d'épandage à l'automne sur la charge d'azote total Kjeldahl (NTK)) dans l'eau de ruissellement due aux fontes hivernales sur sol gelé. Interaction T(M) ** significatif au seuil de 1%; ^{NS} non significatif

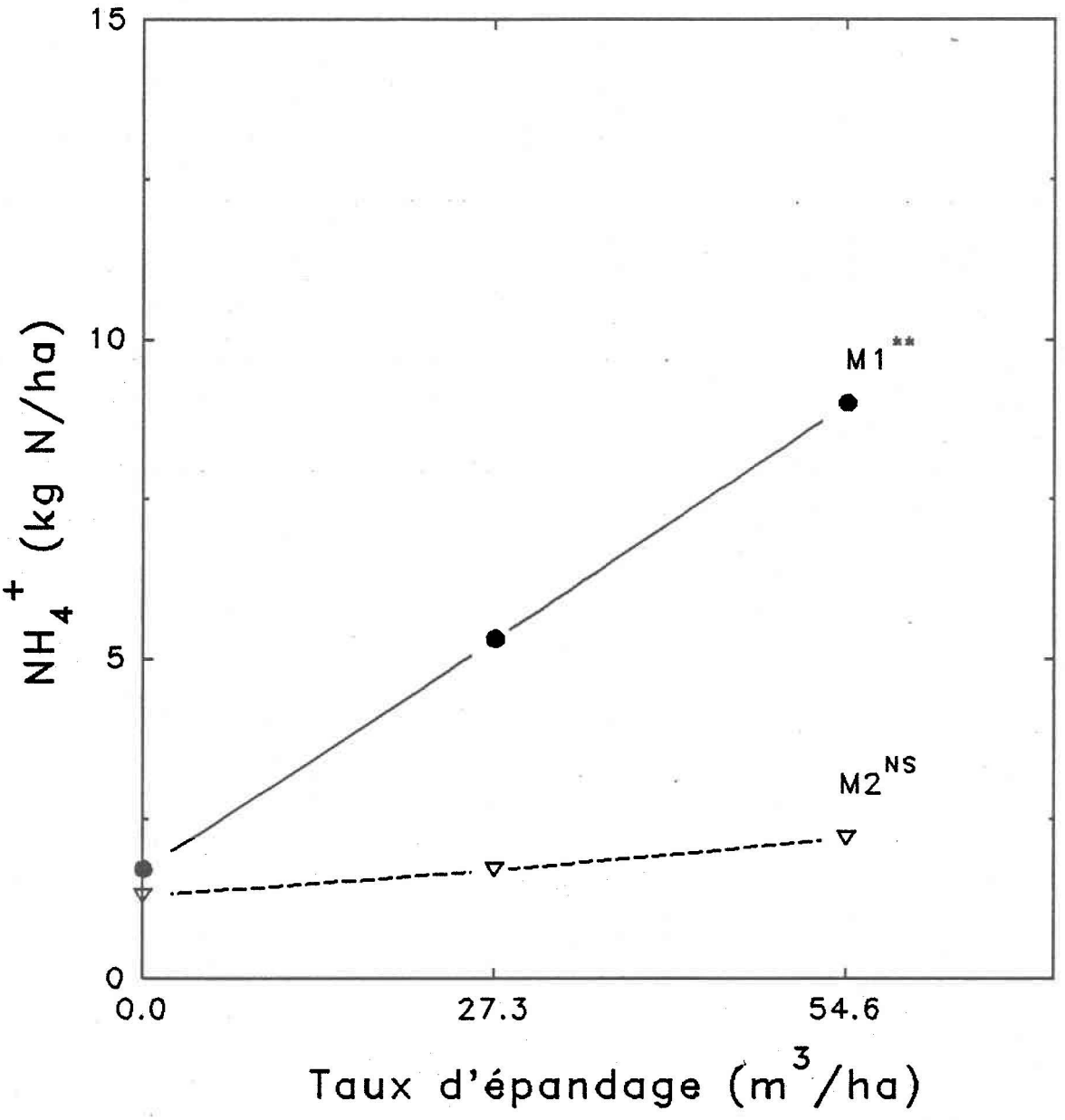


FIGURE 3.8:
Effet du taux d'épandage à l'automne sur la charge d'azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) dans l'eau de ruissellement due aux fontes hivernales sur sol gelé.
Interaction T(M) **significatif au seuil de 1%;
^{NS}non significatif

Le cas des nitrates ne sera pas traité d'autant plus que la charge due aux précipitations est supérieure à celle du lisier.

b) Charge de phosphore

Les effets principaux des sources de variation et leur interaction sont tous significatifs pour la charge de phosphore total et d'orthophosphates dans l'eau de ruissellement. Dans les deux cas, l'effet du taux d'épandage est significatif si le lisier est épandu à la surface du sol. Il est non significatif dans le cas contraire (Tableau 3.7).

La charge de phosphore total augmente de 0,2 à 1,3 et 2,3 kg P/ha si le lisier est épandu à la surface du sol à des taux de 0, 27,3 et 54,6 m^3/ha. Le facteur d'augmentation est de 6,0 entre T0 et T1 et de 1,8 entre T1 et T2. Par contre, si le lisier est enfoui, la charge ne varie pas avec le taux d'épandage; elle est de 0,2 kg P/ha, ce qui se rapproche de la contribution des précipitations à la pollution de l'eau de ruissellement par le phosphore total qui est de 0,15 kg P/ha (Figure 3.9).

Quant à la charge d'orthophosphates, elle augmente avec le taux d'épandage comme la charge de phosphore total, passant de 0,1 à 0,9 et 1,7 kg $P\text{-}PO_4^{3-}$/ha pour T0, T1 et T2, si le lisier est épandu à la surface du sol. Les facteurs d'augmentation sont de 9,0 entre T0 et T1 et de 1,9 entre T1 et T2. Dans le cas de l'enfouissement, la charge ne varie pratiquement pas, pour une moyenne de 0,02 kg $P\text{-}PO_4^{3-}$/ha (Figure 3.10).

TABLEAU 3.7

Analyse de variance des effets des sources de variation: Taux(T) et Mode(M) d'épandage sur les variables dépendantes: Charge de phosphore total(P) et d'orthophosphates($P-PO_4^{3-}$) dans l'eau de ruissellement due aux fontes hivernales sur sol gelé.

- Epandage d'automne: période de gel.

Sources de variation	dl	P	$P-PO_4^{3-}$
Taux(T)	2	**	**
Mode(M)	1	**	**
T x M	2	**	**
Erreur	12		

** significatif au seuil de 1%

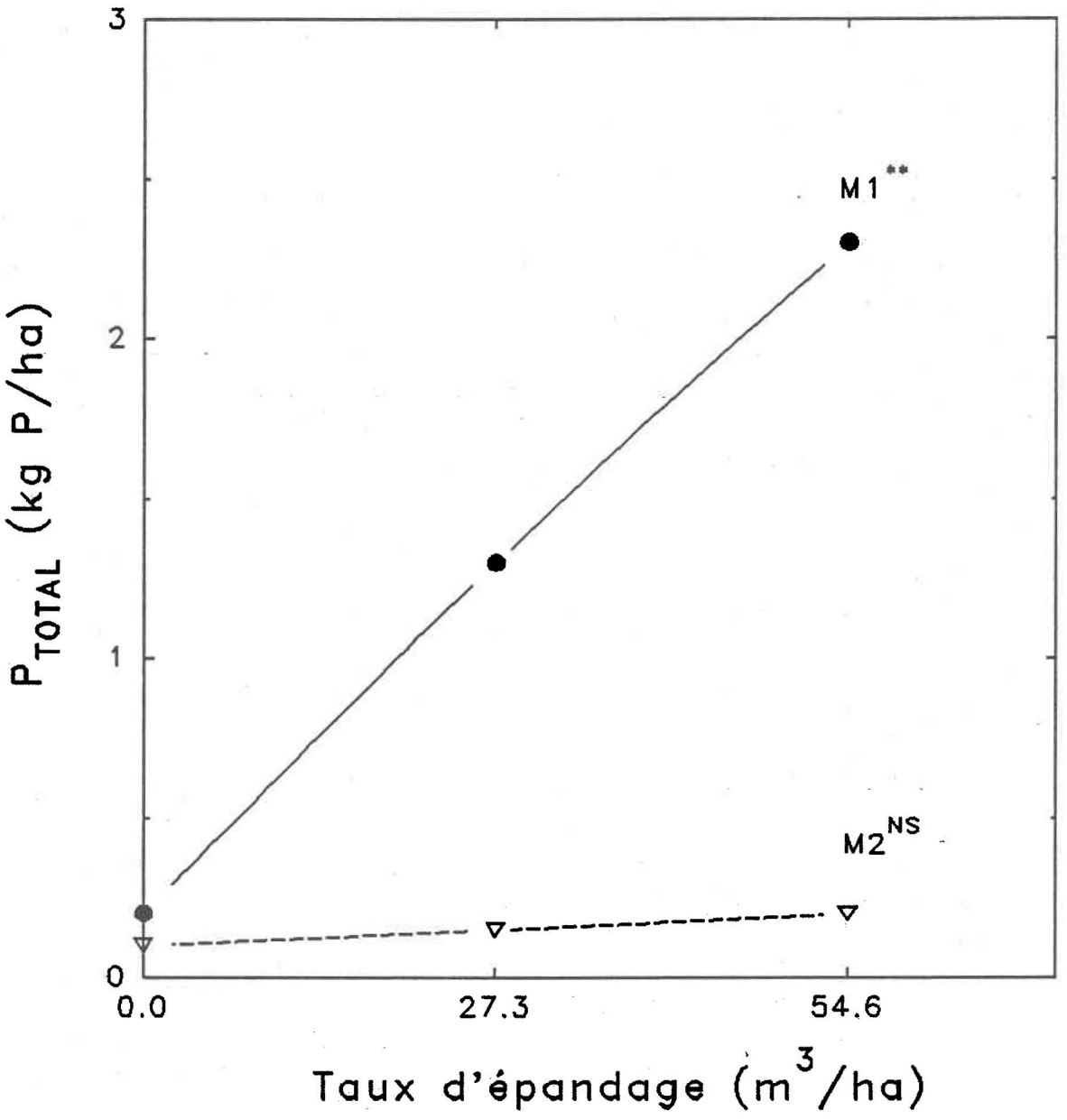


FIGURE 3.9:
Effet du taux d'épandage à l'automne sur la charge de phosphore total (P) dans l'eau de ruissellement due aux fontes hivernales sur sol gelé.
Interaction T(M). ** significatif au seuil de 1%;
NS non significatif

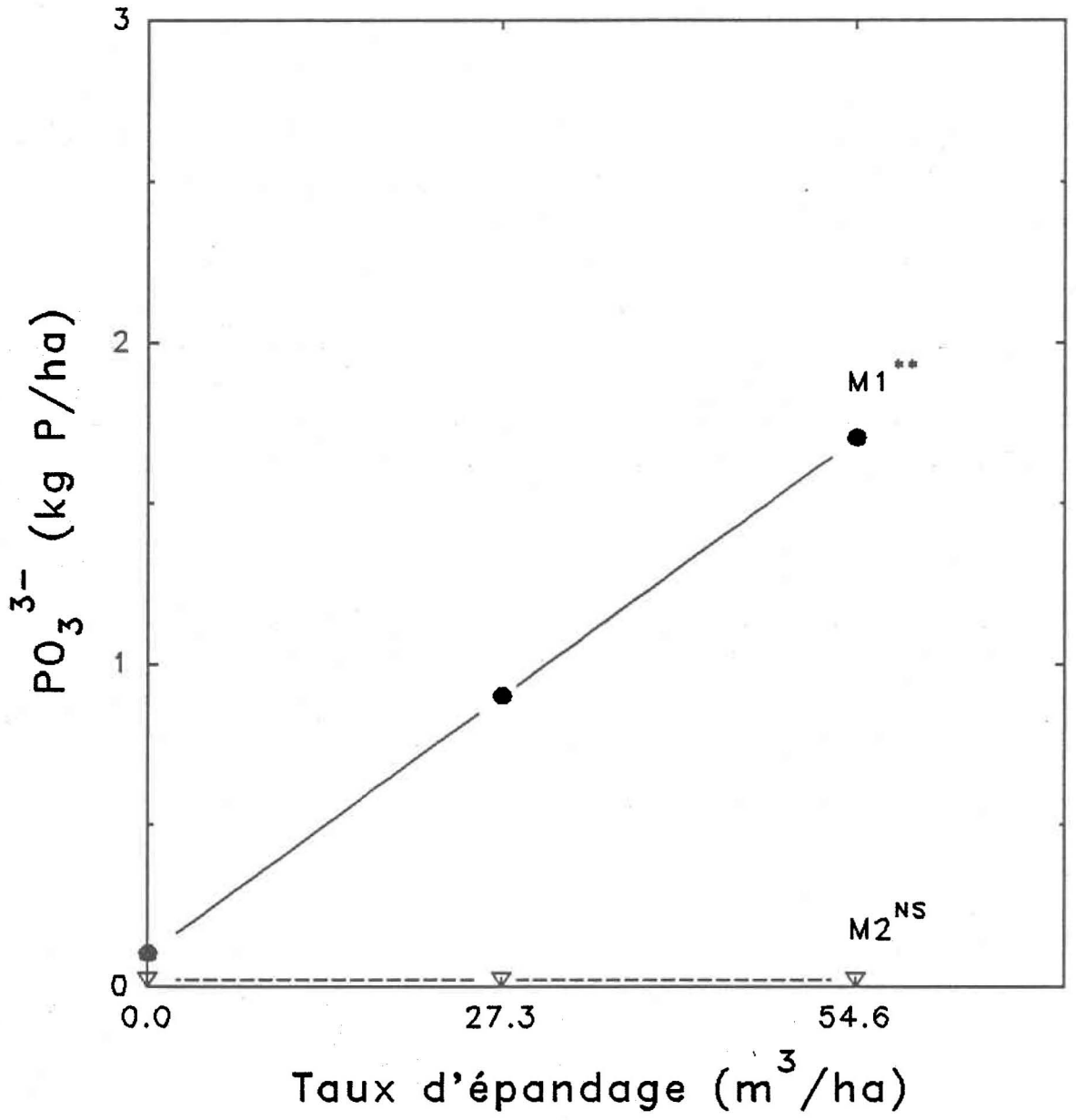


FIGURE 3.10:
Effet du taux d'épandage à l'automne sur la charge d'orthophosphates ($P\text{-}PO_4^{3-}$) dans l'eau de ruissellement due aux fontes hivernales sur sol gelé.
Interaction T(M) **significatif au seuil de 1%;
^{NS}non significatif

3.2.2 Période de dégel

3.2.2.1 Processus de dégel du sol et de fonte de la neige

A cause de la taille relativement petite des boîtes, la température moyenne du profil de sol qui était de l'ordre de -10°C (Figure 3.5), le matin du 5 mars 1990, alors qu'on s'apprêtait à rentrer les boîtes à l'intérieur du bâtiment pour y simuler une fonte de neige, s'était élevée à -3°C à la fin de la première journée de fonte (Figure 3.11). Le dégel du sol fût donc relativement rapide. Par la suite, la température moyenne du sol est demeurée autour de 0°C jusqu'au 4ème jour de fonte pour s'accroître rapidement à 14°C à la fin de la 7ème journée. Pendant ce temps, la température ambiante dans le bâtiment a augmenté de 8.5 à 15,5°C au 7ème jour, probablement sous l'influence de la température extérieure.

La hauteur de neige au-dessus du sol, et celle dans les boîtes de neige seule ont diminué progressivement, si bien que toute trace de neige avait disparu au 6è jour (Figure 3.11). Il a fallu donc 7 jours pour que la neige fonde complètement et que le drainage cesse. Le profil de fonte (diminution de la hauteur de neige en fonction du temps) dans les deux cas est le même, avec un décalage d'environ 1 cm, qui montre que la fonte de la neige a été légèrement plus rapide dans les boîtes de sol que dans les boîtes sans sol, ce qui s'explique par le gradient géothermique, le sol transférant son énergie à la neige à mesure que sa température augmente.

La fonte de la neige, aussi bien dans les boîtes avec sol que dans les boîtes sans sol s'est produit en trois phases distinctes, mises en évidence par les changements successifs de la pente du profil de fonte (Figure 3.11). La première phase s'étend du début de la fonte à la fin du 3ème jour (pente de l'ordre de 5 cm/j), la deuxième s'étend de la fin du 3ème à la fin du 5ème jour (pente de l'ordre de 12 cm/j), et la troisième s'étend de la fin du 5ème à la fin du 6ème jour de fonte (pente

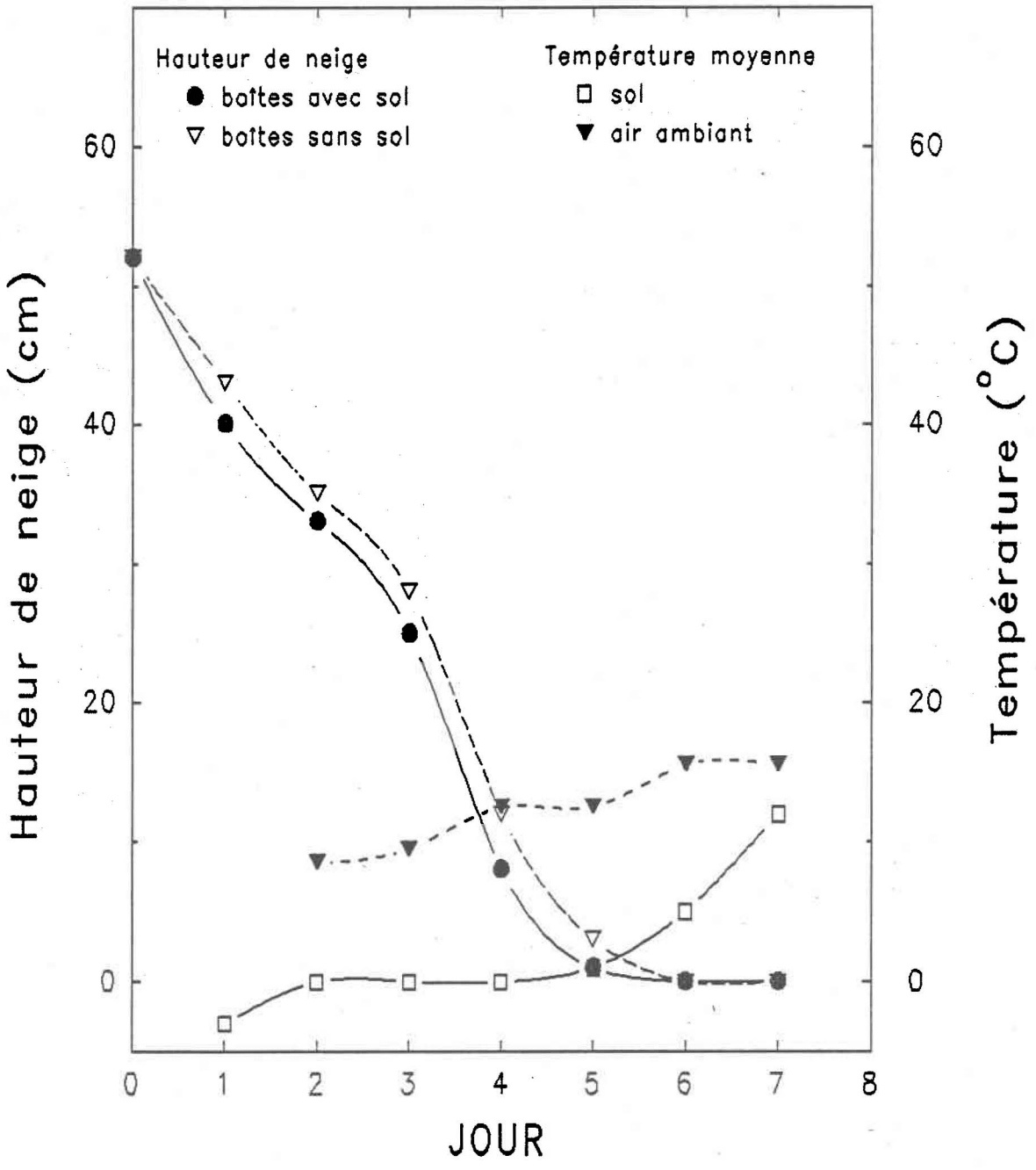


FIGURE 3.11:
Evolution de la température du sol et de la hauteur de neige au cours de la période de dégel

de l'ordre de 3 cm/j). Ces changements de pente qui peuvent se définir comme des taux de fonte, sont provoqués par la métamorphose de la neige. Le taux de fonte était donc environ deux fois plus rapide au cours de la 2ème phase qu'au cours de la première parce que, à mesure que la neige absorbe de l'énergie, la quantité d'eau autour des grains de neige augmente, ce qui accélère le taux de fonte (Davar,1972).

Le volume cumulatif d'eau de ruissellement a augmenté beaucoup plus vite que le volume cumulatif d'eau de drainage au début de la fonte, soit du début à la fin de la deuxième journée (Figure 3.12), alors que la température moyenne du sol était passée de -3°C à 0°C, soit juste à la limite du point de congélation de l'eau (Figure 3.11). Les deux courbes se rejoignent entre la 2ème et la 3ème journée, alors que le ruissellement avait cessé au profit du drainage, qui devenait le processus dominant. Le drainage de l'eau s'est poursuivi jusqu'au 7ème jour après le début de la simulation, alors que toute trace de neige avait disparu au 6ème jour, suite au ressuyage du sol. Il est donc possible d'affirmer qu'au cours de la période de dégel, le processus hydrologique dominant était le drainage, puisque 81% de l'eau recueillie provenait de cette source, alors que 19% provenait du ruissellement.

L'analyse de variance du volume d'eau de ruissellement, d'eau de drainage ainsi que du volume total recueilli au cours de la fonte de neige indique qu'aucun des facteurs, ni leur interaction n'est significatif. Les valeurs moyennes sont 13,91 ± 4,95 L pour le ruissellement, 57,6 ± 5,76 L pour le drainage et 72,28 ± 3,12 L pour le total.

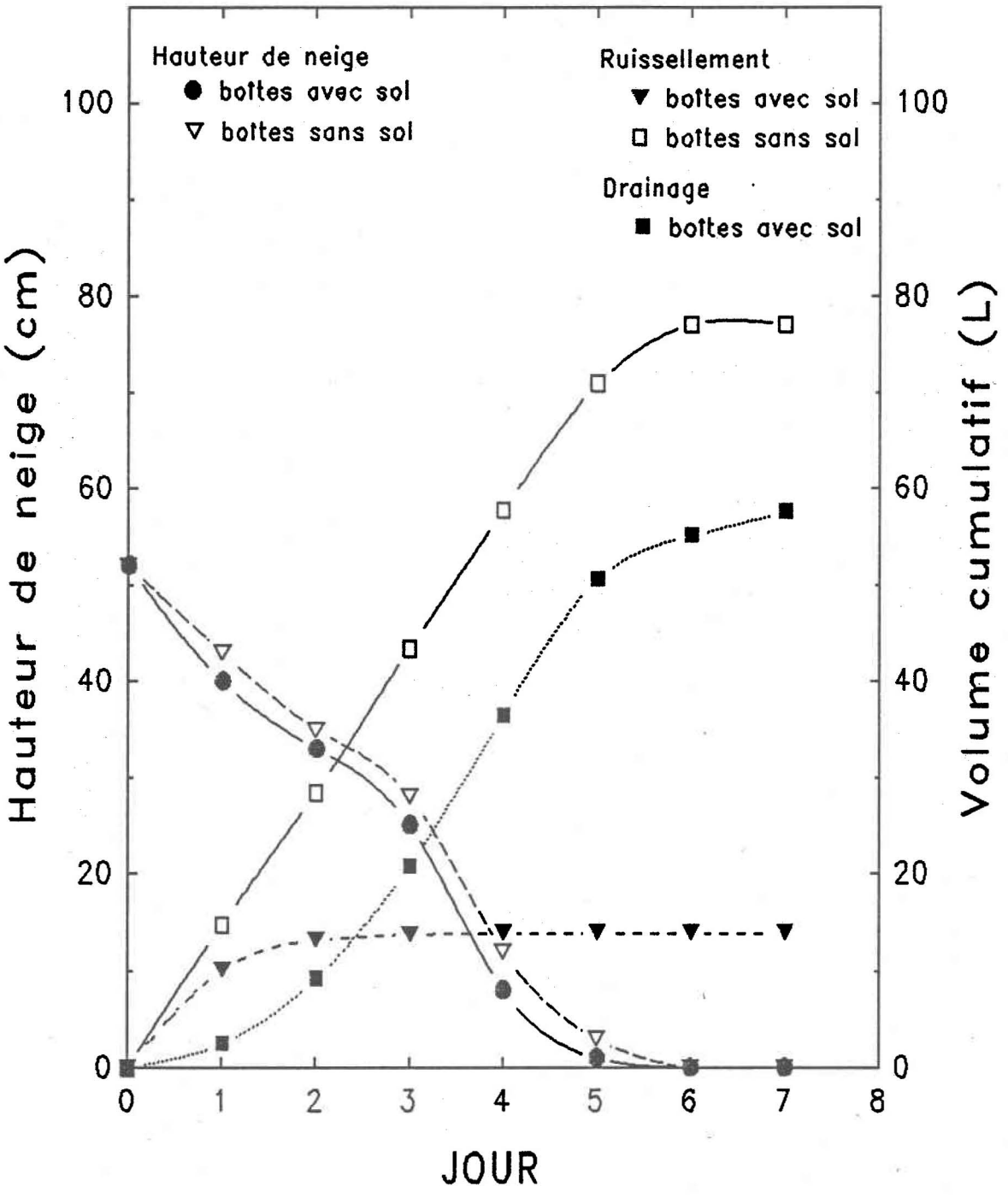


FIGURE 3.12:
Evolution des processus de ruissellement et de drainage au cours de la période de dégel

3.2.2.2 Charge d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement et de drainage

a) Charge d'azote

. Eau de ruissellement

Aucun des facteurs, ni leur interaction n'influe sur la charge d'azote total Kjeldahl et d'azote ammoniacal. Les valeurs moyennes sont 0,78 ± 0,44 kg NTK/ha et 0,61 ± 0,22 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha. Par contre, seul le taux d'épandage est significatif pour la charge de nitrates (Tableau 3.8). En effet (Figure 3.13), la charge baisse de 0,8 kg $N\text{-}NO_3^-$/ha pour T0 à 0,4 kg $N\text{-}NO_3^-$/ha pour T1 et augmente à 0,6 kg $N\text{-}NO_3^-$/ha pour T2.

.. Eau de drainage

Aucun des facteurs, ou interactions entre ces facteurs n'influence la charge de nitrates, dont la valeur moyenne est de 61,73 ± 9,81 kg $N\text{-}NO_3^-$/ha. Par contre, seul le taux d'épandage est significatif pour la charge d'azote total Kjeldahl, alors que tous les facteurs et leur interaction sont significatifs pour la charge d'azote ammoniacal (Tableau 3.8).

Dans le cas de l'azote total Kjeldahl, la charge augmente linéairement avec le taux d'épandage, passant de 5,4 à 6,3 et 7,3 kg NTK/ha, pour T0, T1 et T2 (Figure 3.14).

Dans le cas de l'azote ammoniacal, l'effet du taux d'épandage dépend du mode d'épandage. Il est significatif si le lisier est enfoui; la charge augmente de 1,0 à 1,4 et 2,0 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha pour les trois taux d'épandage. Il est non significatif si le lisier est épandu à la surface du sol: la charge moyenne est de 0,8 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha; (Figure 3.15).

TABLEAU 3.8

Analyse de variance des effets des sources de variation: Taux(T) et Mode(M) d'épandage sur les variables dépendantes: Charge d'azote total Kjeldahl(NTK), d'azote ammoniacal($N\text{-}NH_4^+$) et de nitrates($N\text{-}NO_3^-$) dans l'eau de ruissellement et de drainage due aux fontes printanières.
- Epandage d'automne: période de dégel.

Sources de variation	dl	Ruissellement $N\text{-}NO_3^-$	Ruissellement NTK	Drainage $N\text{-}NH_4^+$
Taux(T)	2	**	**	**
Mode(M)	1	NS	NS	**
T x M	2	NS	NS	**
Erreur	12			

** significatif au seuil de 1%; NS non significatif

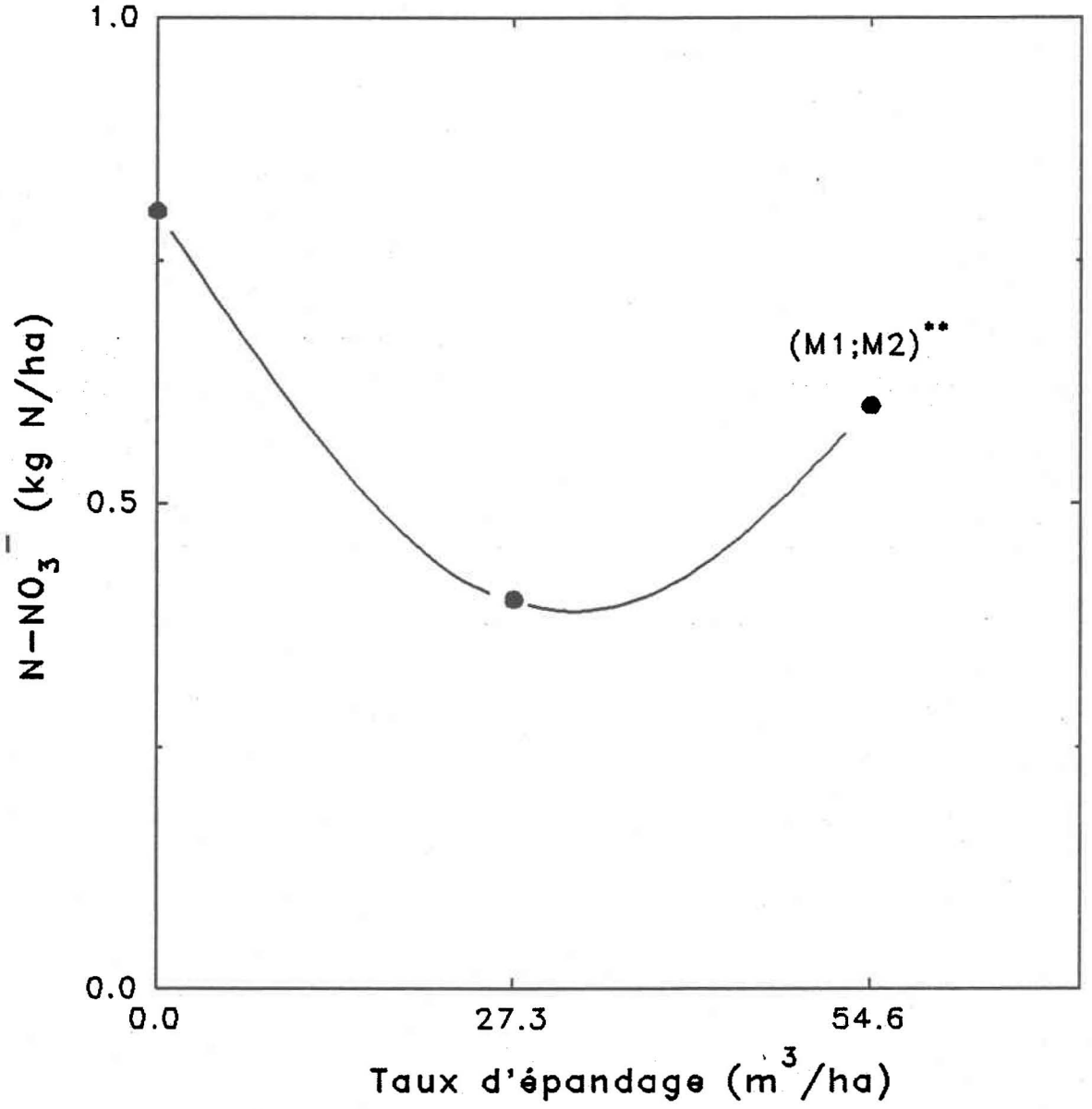


FIGURE 3.13:
Effet principal du taux d'épandage à l'automne sur la charge de nitrates ($N-NO_3^-$) dans l'eau de ruissellement due aux fontes printanières.
** significatif au seuil de 1%.

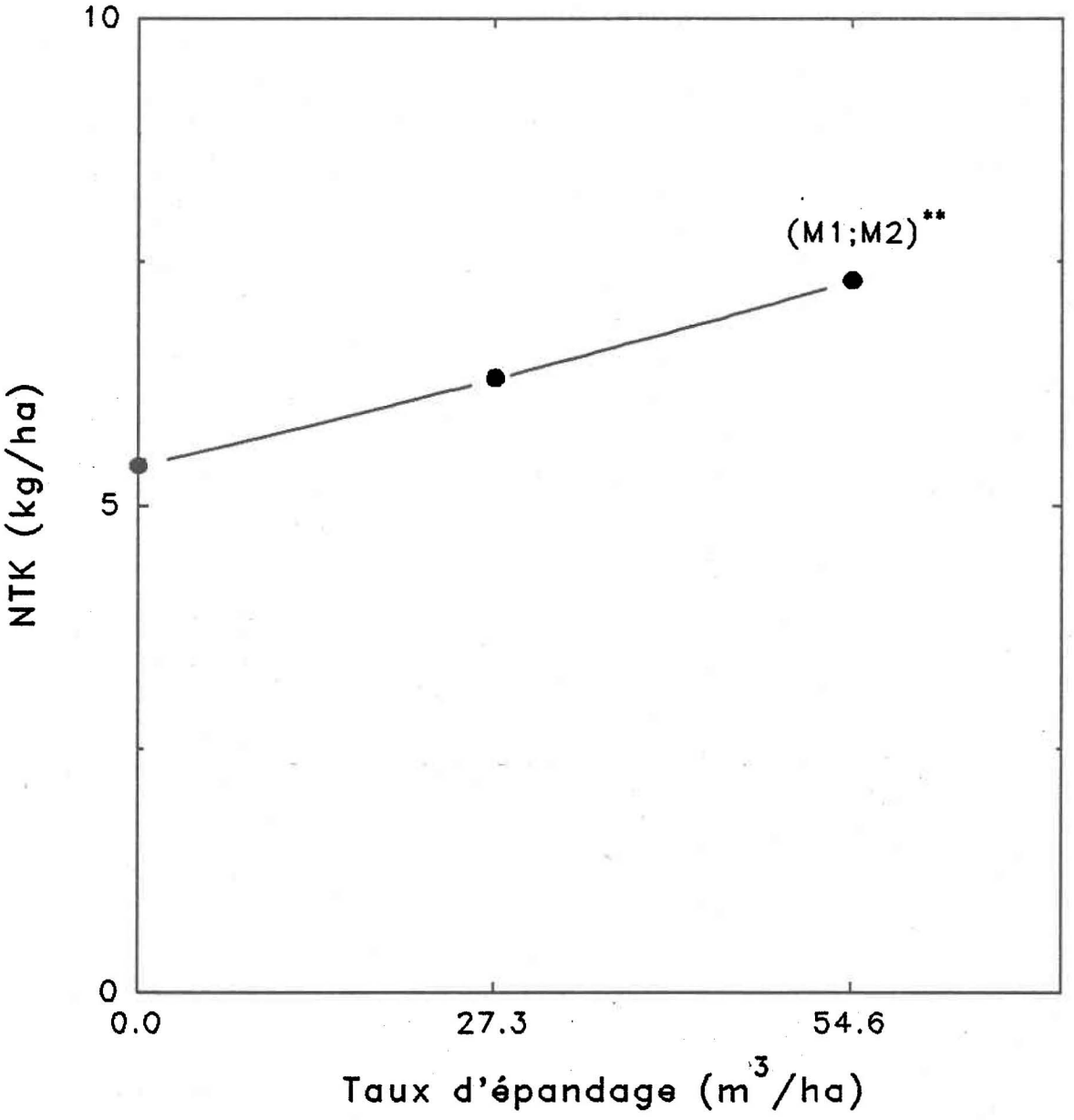


FIGURE 3.14:
Effet principal du taux d'épandage à l'automne sur la charge d'azote total Kjeldahl (NTK) dans l'eau de drainage due aux fontes printanières.
** significatif au seuil de 1%;

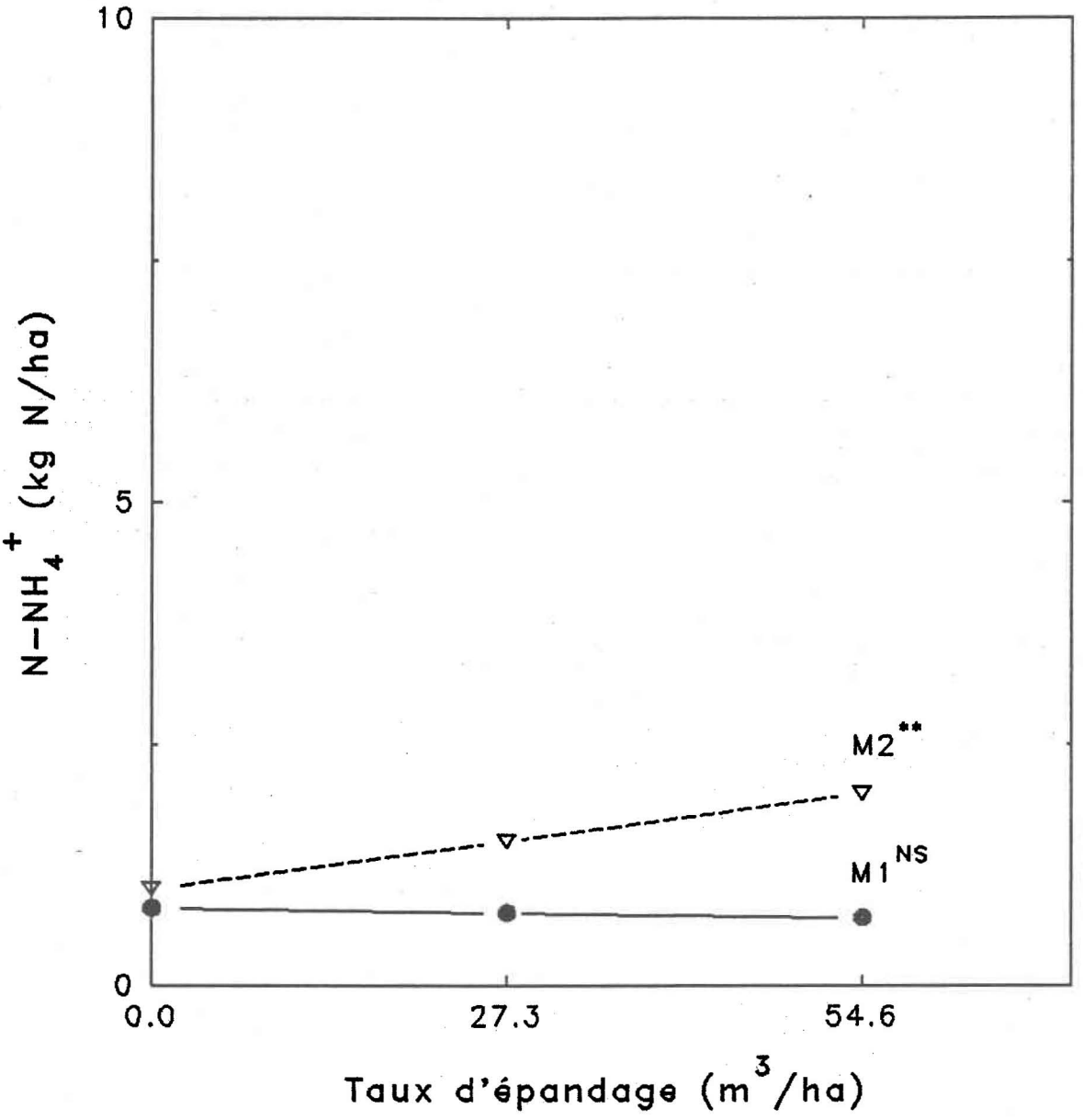


FIGURE 3.15:
Effet du taux d'épandage à l'automne sur la charge d'azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) dans l'eau de drainage due aux fontes printanières. Interaction T(M). **significatif au seuil de 1%; ^{NS}non significatif

b) Charge de phosphore

Ni le taux, ni le mode d'épandage, ni leur interaction n'affectent la charge de phosphore total ou d'orthophosphates dans l'eau de ruissellement. Les valeurs moyennes sont 0,018 ± 0,016 kg P/ha et 0,001 kg $P\text{-}PO_4^{3-}$/ha.

Il en est de même pour l'eau de drainage: la charge moyenne d'orthophosphates est de 0,008 ± 0,006 kg $P\text{-}PO_4^{3-}$/ha. Par contre, seul le taux d'épandage est significatif pour la charge de phosphore total (Tableau 3.9). L'effet est quadratique: la charge augmente avec le taux d'épandage de 0,06 à 0,63 kg P/ha entre T0 et T1, puis diminue à 0,54 entre T1 et T2 (Figure 3.16).

3.2.3 Total de la période de gel et de dégel

3.2.3.1 Volume total d'eau de ruissellement et de drainage

Aucun des facteurs, ni leurs interactions n'influencent le volume total d'eau de ruissellement et de drainage dont la valeur moyenne est de 102,28 ± 4,70 L.

3.2.3.2 Charge totale d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement et de drainage

Aucun des facteurs, ou interactions entre ces facteurs n'influence la charge totale des nitrates dans l'eau de ruissellement et de drainage pour lesquels la valeur moyenne est de 63,61 ± 9,68 kg $N\text{-}NO_3^-$/ha. Par contre, les facteurs et leurs interactions ont tous un effet significatif sur la charge totale d'azote total Kjeldahl(NTK), d'azote ammoniacal($N\text{-}NH_4^+$), de phosphore total(P) et d'orthophosphates ($P\text{-}PO_4^{3-}$); (Tableau 3.10.).

TABLEAU 3.9

Analyse de variance des effets des sources de variation: Taux(T) et Mode(M) d'épandage sur la charge de phosphore total (P) dans l'eau de drainage due aux fontes printanières.
- Epandage d'automne: période de dégel.

Sources de de variation	dl	Phosphore total (P)
Taux(T)	2	**
Mode(M)	1	NS
T x M	2	NS
Erreur	12	

**significatif au seuil de 1%; NS non significatif

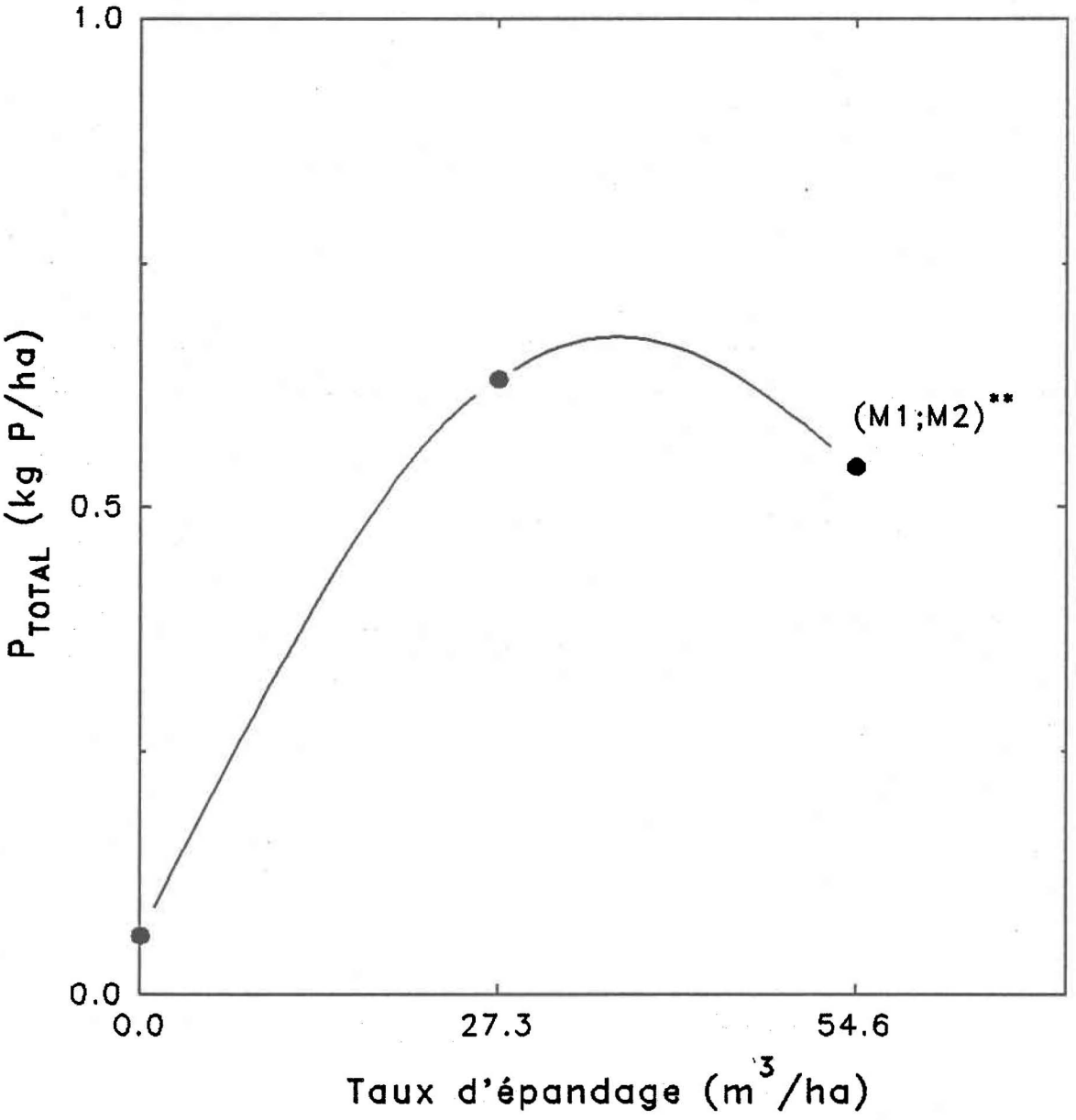


FIGURE 3.16:
Effet principal du taux d'épandage à l'automne sur la charge de phosphore total (P) dans l'eau de drainage due aux fontes printanières. ** significatif au seuil de 1%

TABLEAU 3.10

Analyse de variance des effets des sources de variation: Taux(T) et Mode(M) d'épandage sur les variables dépendantes: Charge totale d'azote total Kjeldahl(NTK), d'azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$), de phosphore total(P) et d'orthophosphates($P\text{-}PO_4^{3-}$) dans l'eau de ruissellement et de drainage due aux fontes hivernales et printanières.

- Epandage d'automne: total de la période de gel et de dégel

Sources de variation	dl	NTK	$N\text{-}NH_4^+$	P	$P\text{-}PO_4^{3-}$
Taux(T)	2	**	**	**	**
Mode(M)	1	**	**	**	**
T x M	2	**	**	**	**
Erreur	12				

** significatif au seuil de 1%

La charge totale d'azote total Kjeldahl augmente avec le taux d'épandage, quel que soit le mode d'épandage, passant de 9,38 à 14,70 kg NTK/ha entre T0 et T1 et de 14,70 à 20,02 kg NTK/ha entre T1 et T2, si le lisier est épandu à la surface du sol à l'automne. Par contre, s'il est enfoui dans le sol, elle augmente de 8.42 à 11,15 entre T0 et T1 et de 11,15 à 13,88 kg NTK/ha entre T1 et T2 (Figure 3.17).

L'azote ammoniacal se comporte de la même façon que l'azote total Kjeldahl. La charge augmente avec le taux d'épandage, de 3,33 pour T0 à 6,88 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha pour T1 et 10,4 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha pour T2 lorsque le lisier est épandu à la surface du sol à l'automne. Par contre, elle augmente de 2,76 à 3,80 et 4,82 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha pour les trois taux d'épandage, lorsque le lisier est enfoui dans le sol à l'automne (Figure 3.18).

Dans le cas du phosphore total ou des orthophosphates, l'effet du taux d'épandage est significatif pour M1 et non significatif pour M2. En effet la charge de phosphore total augmente de 0,34 kg P/ha pour T0 à 1,64 kg P/ha pour T1 et à 2,94 kg P/ha pour T2, lorsque le lisier est épandu à la surface du sol à l'automne. Dans le cas où il est enfoui, la charge moyenne est de 0,62 kg P/ha (Figure 3.19). La charge d'orthophosphates pour sa part augmente de 0,1 à 0,9 et 1,7 kg $P\text{-}PO_4^{3-}$/ha lorsque le lisier est épandu à la surface du sol à l'automne. Par contre, elle n'est que de 0,02 kg $P\text{-}PO_4^{3-}$/ha lorsque le lisier est enfoui (Figure 3.20).

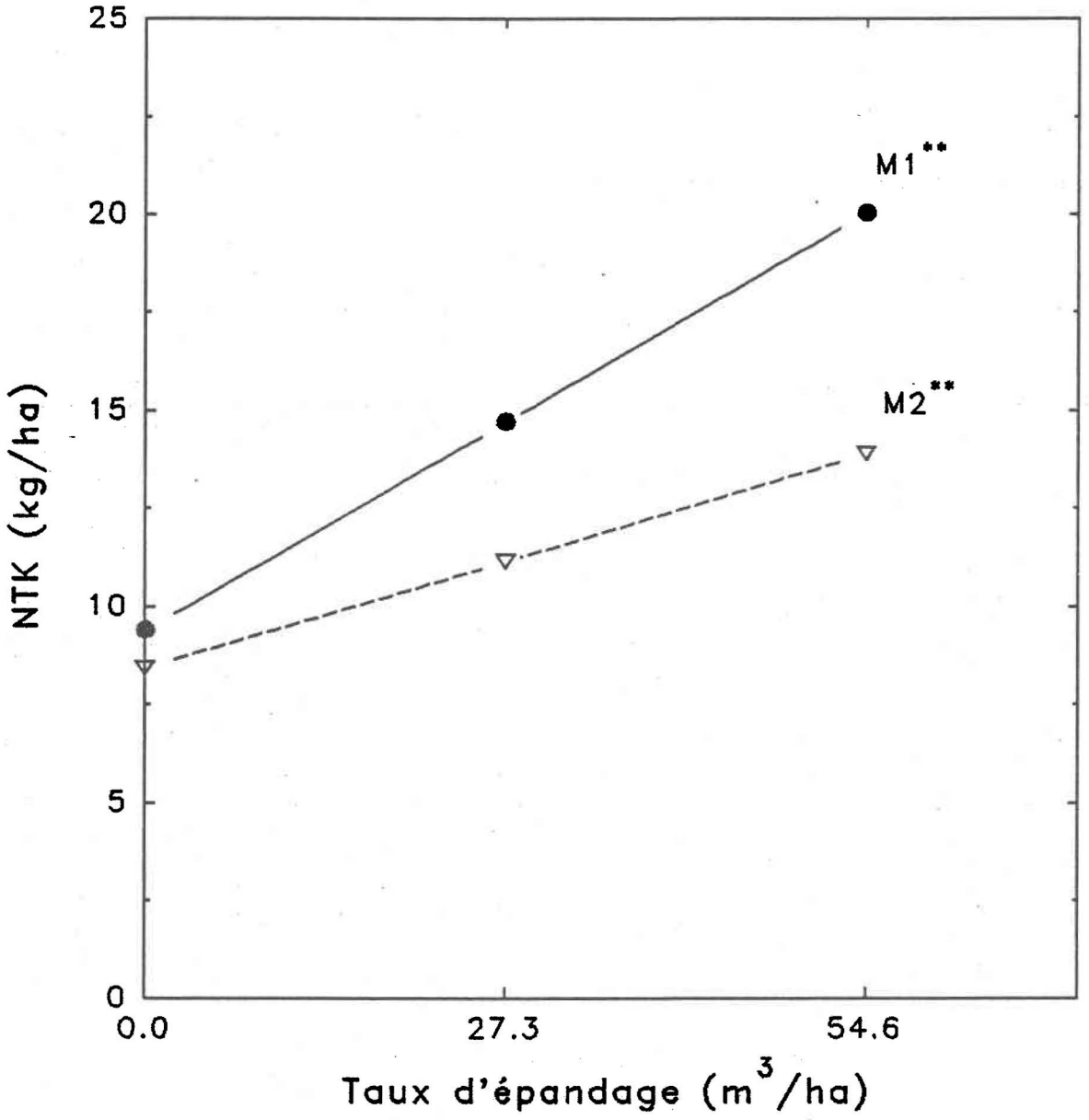


FIGURE 3.17:
Effet du taux d'épandage à l'automne sur la charge totale d'azote total Kjeldahl(NTK) dans l'eau de ruissellement et de drainage due aux fontes hivernales et printanières. Interaction T(M). ** significatif au seuil de 1%;

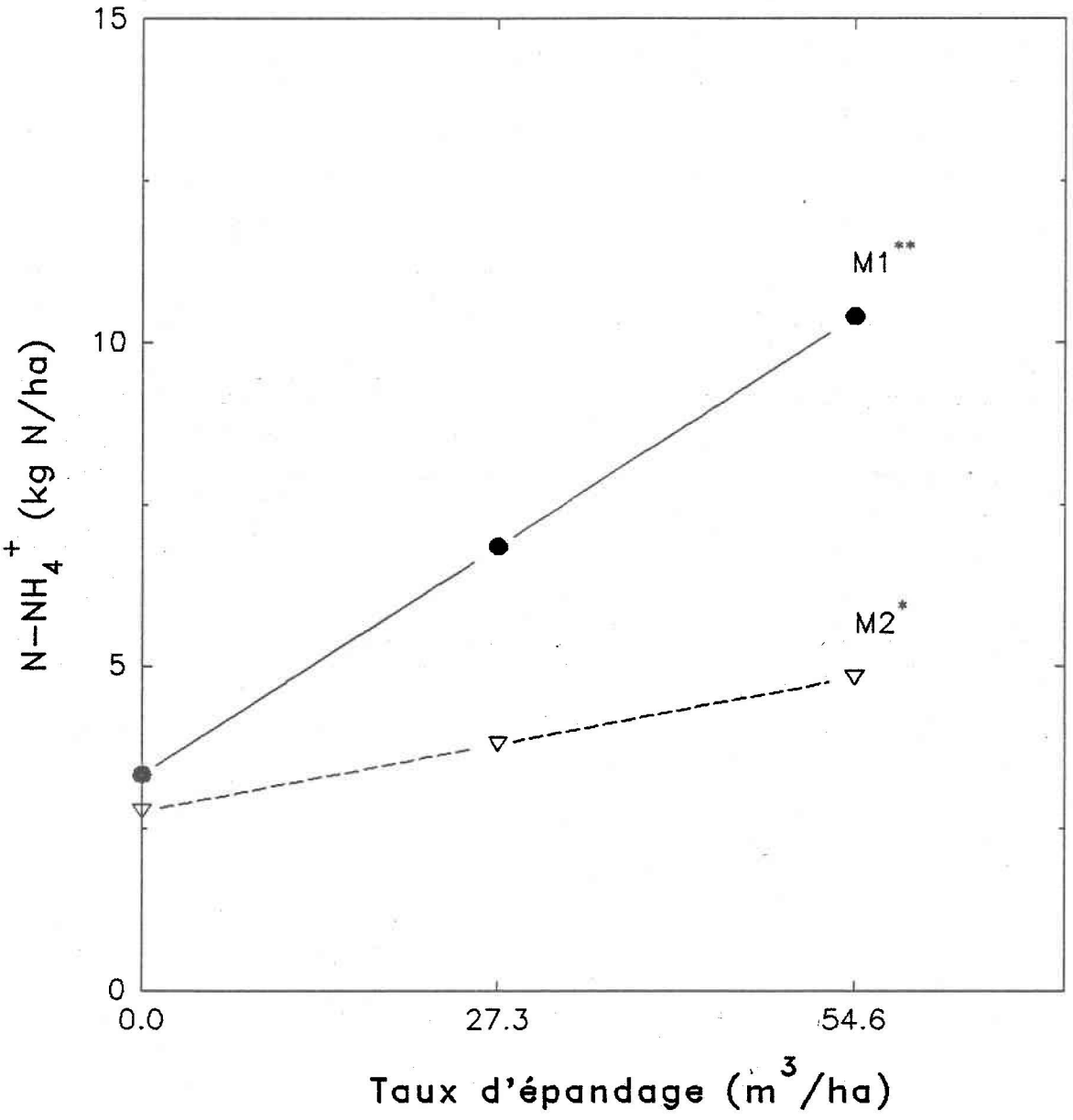


FIGURE 3.18:
Effet du taux d'épandage à l'automne sur la charge totale d'azote ammoniacal($N\text{-}NH_4^+$) dans l'eau de ruissellement et de drainage due aux fontes hivernales et printanières. Interaction T(M).
** significatif au seuil de 1%; * significatif au seuil de 5%

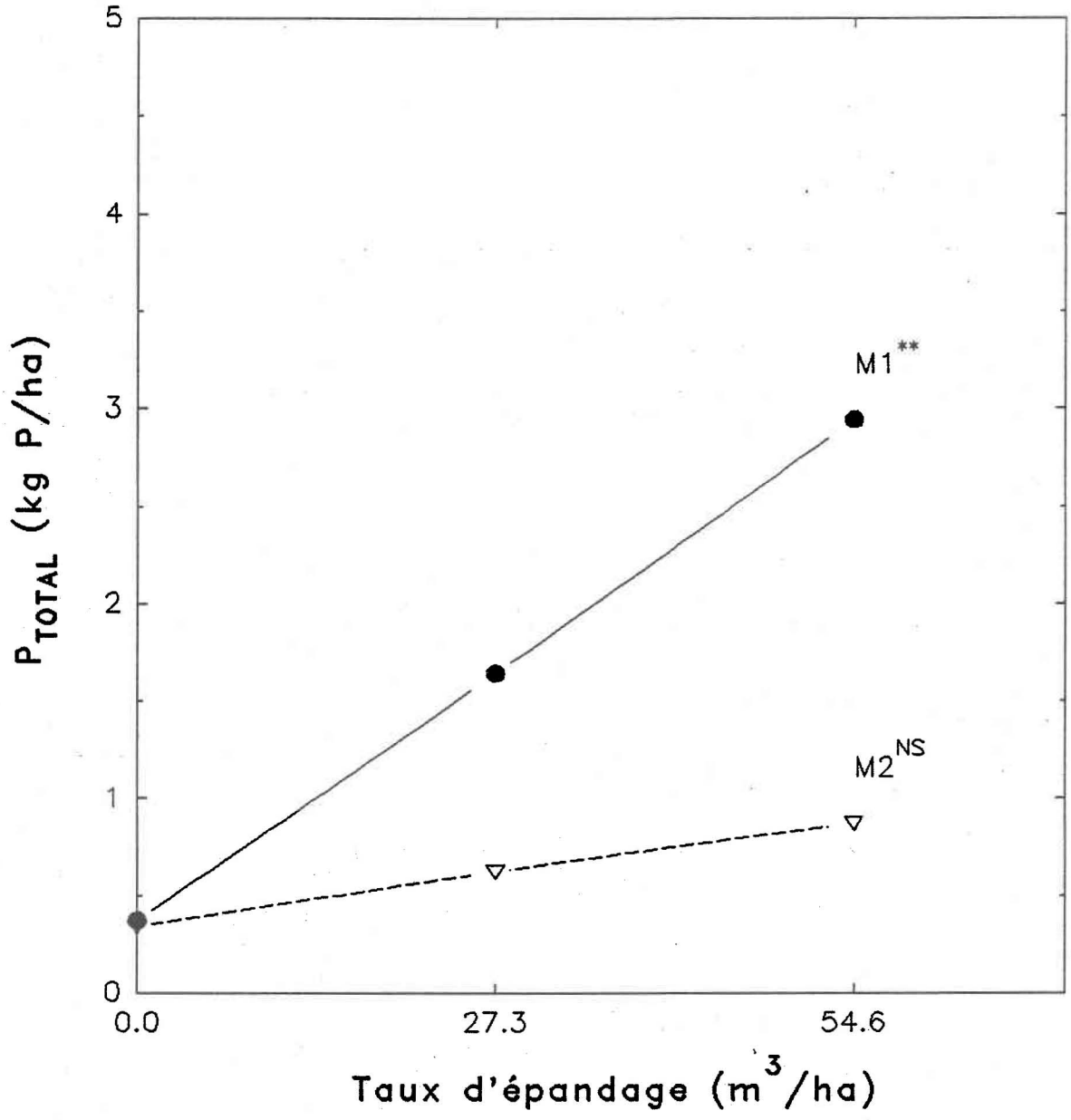


FIGURE 3.19:
Effet du taux d'épandage à l'automne sur la charge totale de phosphore total (P) dans l'eau de ruissellement et de drainage due aux fontes hivernales et printanières. Interaction T(M).
** significatif au seuil de 1%; NS non significatif

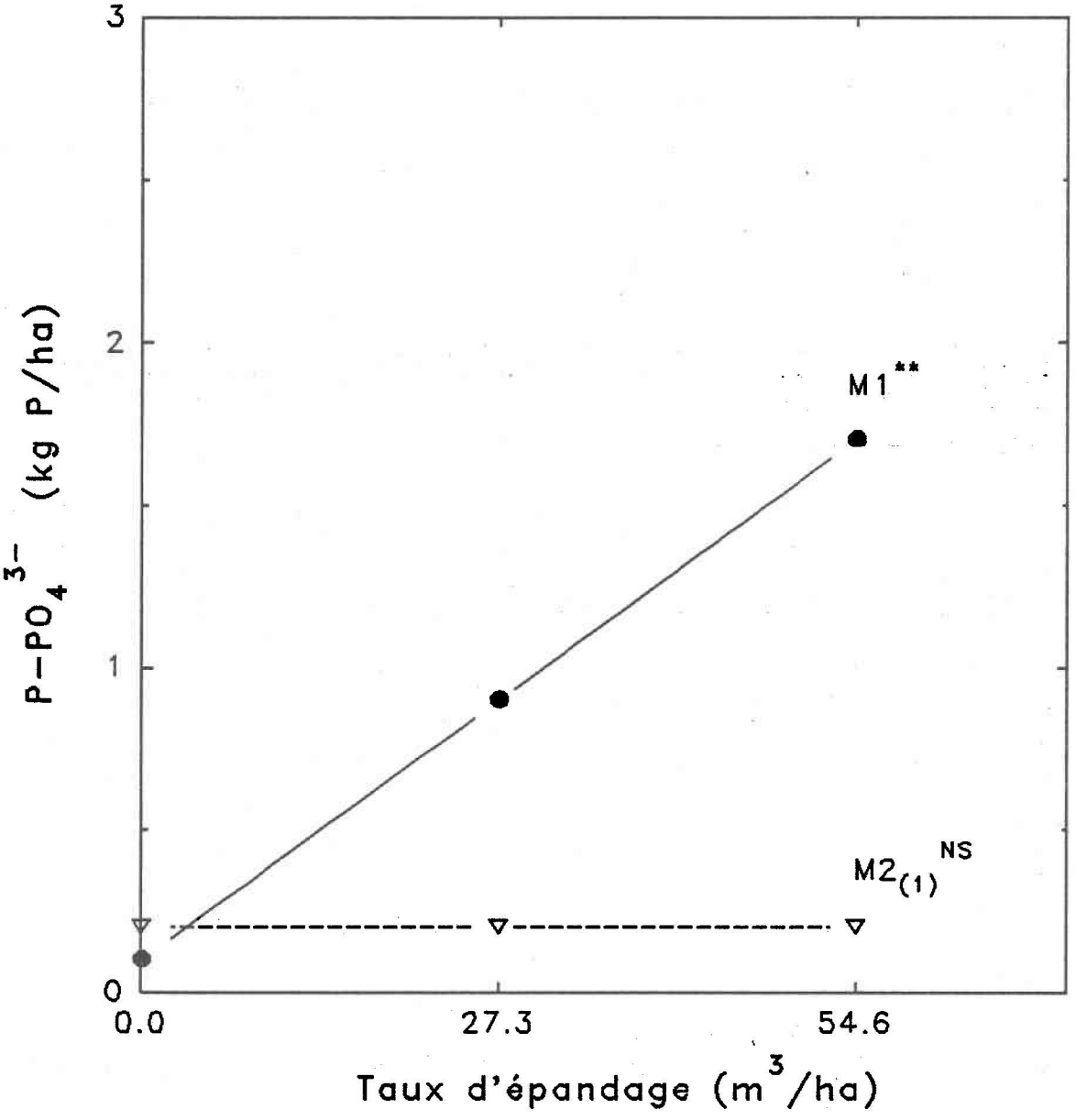


FIGURE 3.20:
Effet du taux d'épandage à l'automne sur la charge totale d'orthophosphates($P\text{-}PO_4^{3-}$) dans l'eau de ruissellement et de drainage due aux fontes hivernales et printanières. Interaction T(M).
** significatif au seuil de 1%; NS non significatif

3.2.3.3 Migration de l'azote et du phosphore dans le sol

a) Migration de l'azote

. Azote total Kjeldahl (NTK)

Il n'y a eu aucune migration d'azote total Kjeldahl dans le profil du sol à la suite des événements hydrologiques de l'hiver et du printemps. Les ajustements de courbes (Figures 3.21 et 3.22), montrent en effet que la distribution des concentrations en fonction de la profondeur peut être approximée par une loi normale centrée à 2,5 cm pour M1 (R^2=0,28) et à 22,5 cm pour M2 (R^2=0,44); (Tableau 3.11).

.. Azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$)

L'augmentation réelle de la concentration d'azote ammoniacal dans la zone d'épandage dû à l'épandage du lisier à l'automne est beaucoup plus élevée que le laissent croire les valeurs moyennes du profil du sol. En effet, si l'on se fie au profil du sol, la concentration aurait augmenté de plus de 400 et 900% pour T1 et T2, alors que dans la zone d'épandage, les augmentations sont de 3000 et 6000% pour T1 et T2 dans le cas d'épandage en surface et de 1300 et 2400% pour T1 et T2 dans le cas de l'enfouissement (Tableau 3.12). Ces résultats suggèrent une forte concentration de $N\text{-}NH_4^+$ dans la zone d'épandage au détriment du profil du sol, malgré le drainage de l'eau du sol, comme le confirment les ajustements de courbes (Figures 3.23 et 3.24). Comme dans le cas de l'azote total Kjeldahl, la distribution des valeurs peut être approximée par une loi normale centrée à 2,5 cm pour M1 (R^2=0,94) et à 22,5 cm pour M2 (R^2= 0,76); (Tableau 3.11).

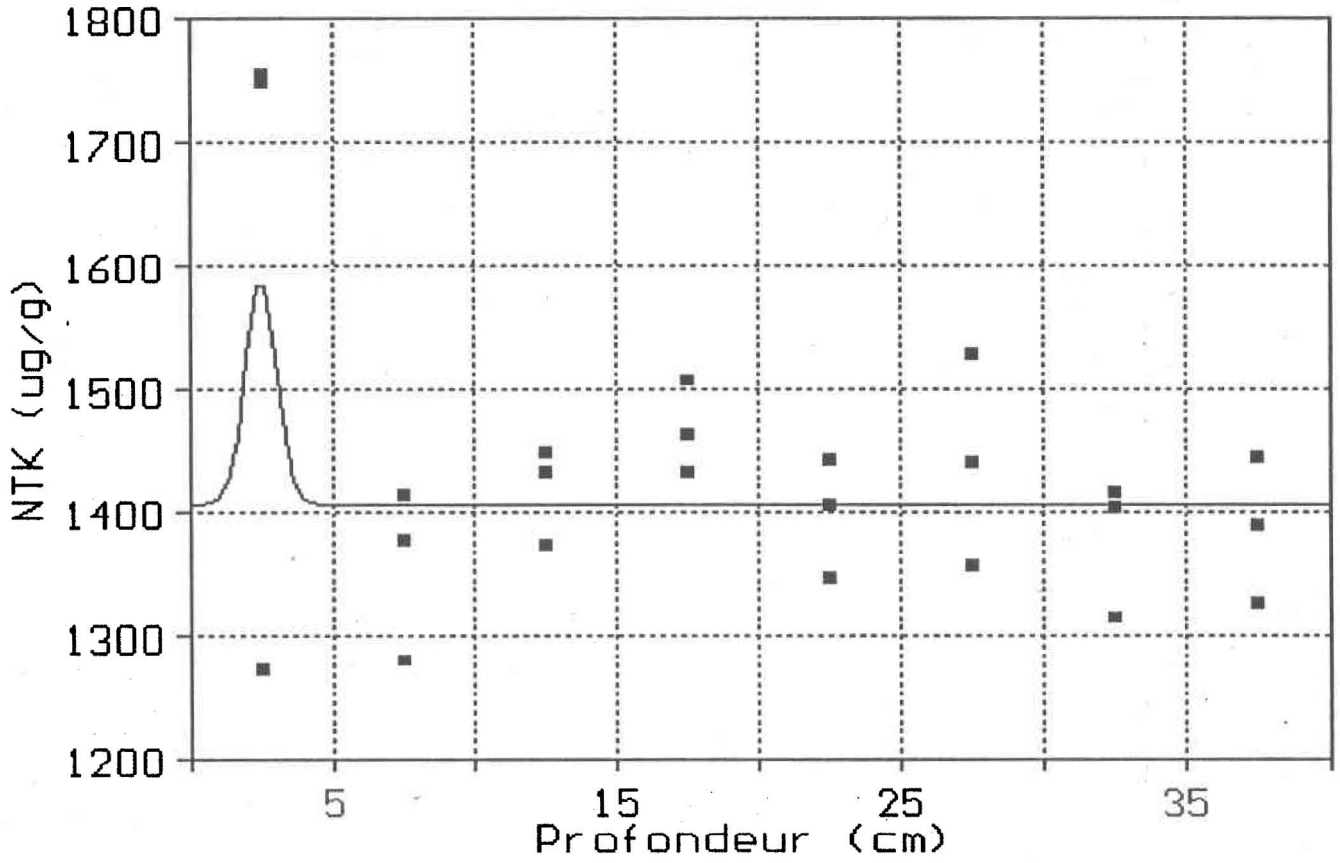


FIGURE 3.21:
Effet du drainage de l'eau au printemps sur la migration de l'azote total Kjeldahl (NTK) dans le sol lorsque le lisier est épandu à la surface du sol à l'automne (Cas: T=1; M=1)

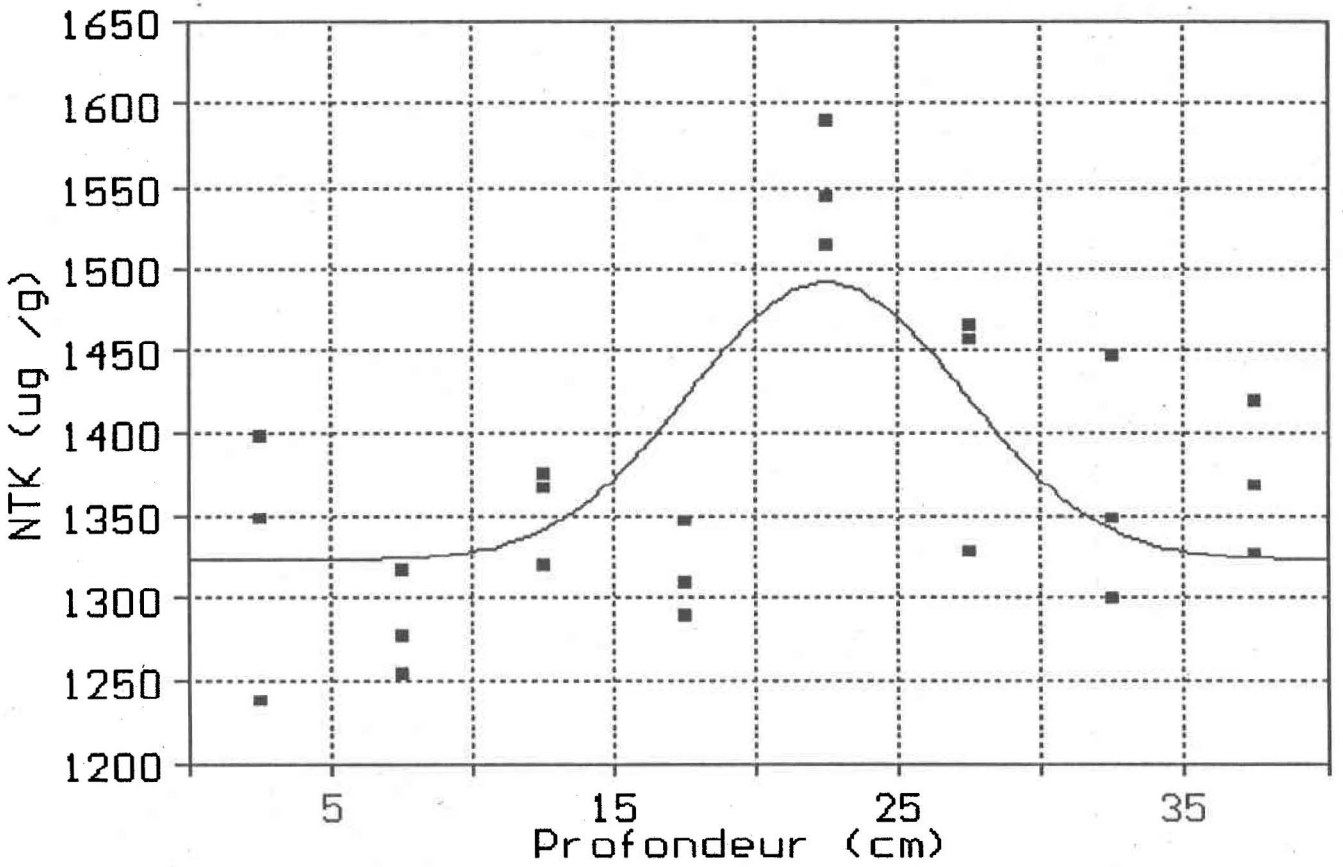


FIGURE 3.22:
Effet du drainage de l'eau au printemps sur la migration de l'azote total Kjeldahl (NTK) dans le sol lorsque le lisier est enfoui dans le sol à l'automne (Cas: T=1; M=2)

TABLEAU 3.11

Paramètres des équations décrivant la concentration d'azote et de phosphore dans le sol en fonction de la profondeur, à la suite des événements hydrologiques de l'hiver et du printemps

	FIGURE	A	B	Xc	W	R^2
NTK	3.21(1)	1405,5	185,7	2,5	0,53	0,28
	3.22(1)	1322,0	168,7	22,5	4,77	0,44
$N\text{-}NH_4^+$	3.23(1)	12,5	257,8	2,5	0,53	0,94
	3.24(1)	-2,2	154,7	22,5	4,77	0,76
$N\text{-}NO_3^-$	3.25(1)	16,3	14,7	20,0	9,98	0,40
	3.26(2)	13,0	16,8	20,0	0,45	0,29
P	3.27(3)	--	--	--	--	--
$P\text{-}PO_4^{3-}$	3.28(1)	37,9	48,4	2,5	0,53	0,96
	3.29(1)	33,8	20,5	22,5	4,77	0,50

(1) $Y=A + BF1(X)$ où $F1= EXP(-((X-Xc)^2)/(2*W^2))$ Y=concentration(µg/g); X=profondeur(cm), Xc=centre(cm) et W=écart-type(µg/g)

(2) $Y=A + BF2(X)$ où $F2= EXP(-(LN(X/Xc)^2)/2*W^2)$ Y=concentration(µg/g); X=profondeur(cm), Xc=centre(cm) et W=écart-type(µg/g)

(3) Y=1050 µg/g

TABLEAU 3.12

Effet de l'épandage du lisier de porc tard à l'automne sur la concentration moyenne d'azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) dans le sol au printemps

Mode d'épandage[2]	Variation moyenne(%)[1] T1 vs T0[3]	T2 vs T0[3]	T1 vs T0[4]	T2 vs T0[4]
M1	444	917	3286	6044
M2	460	902	1373	2411

1. Variation de la concentration moyenne du sol par rapport au sol naturel - Chaque valeur est une moyenne de trois observations;
2. Mode d'épandage - M1:épandage en surface; M2: enfouissement à 20 cm;
3. Profil du sol;
4. Zone d'épandage: couche 0-5 cm pour M1 et couche 15-25 cm pour M2

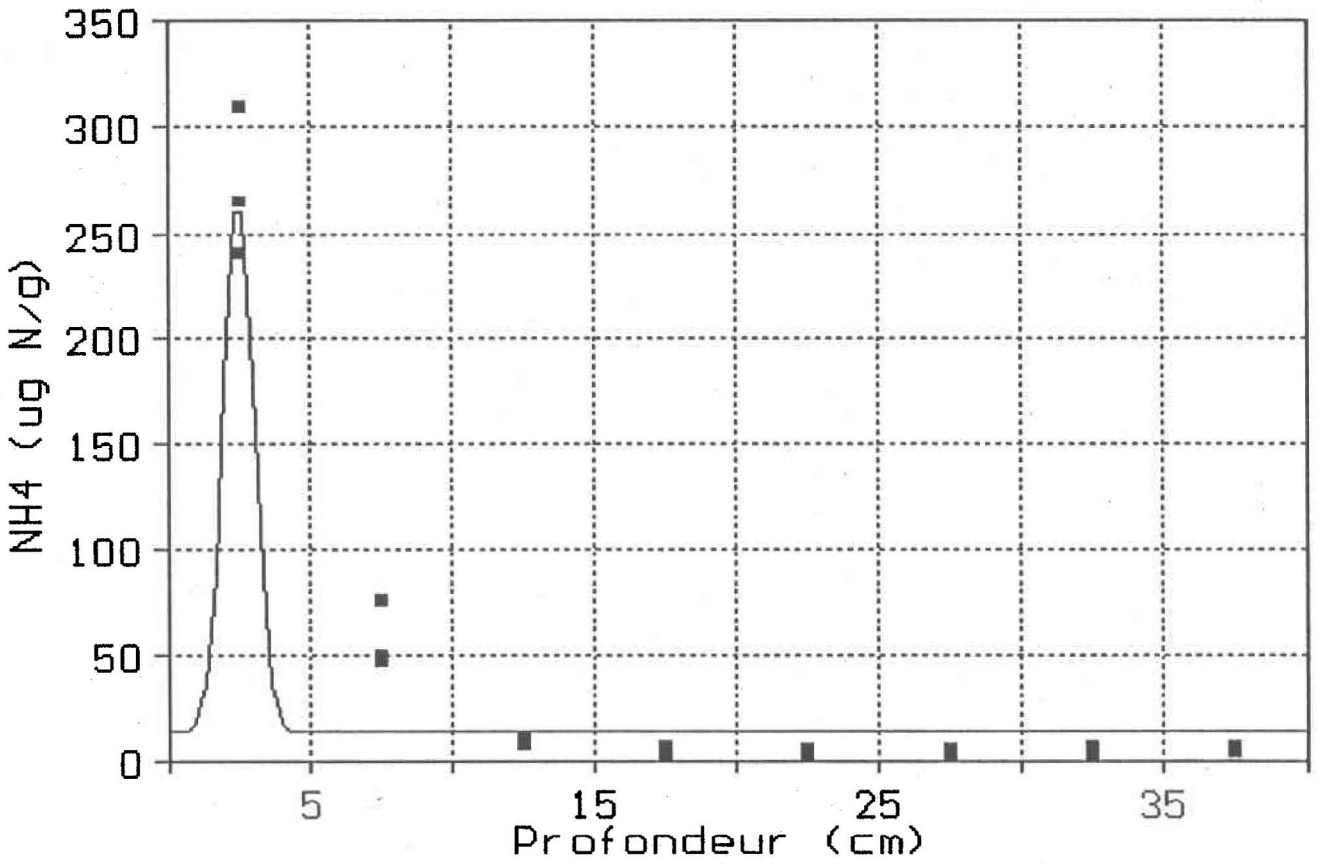


FIGURE 3.23:
Effet du drainage de l'eau au printemps sur la migration de l'azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) dans le sol lorsque le lisier est épandu à la surface du sol à l'automne (Cas: T=2; M=1)

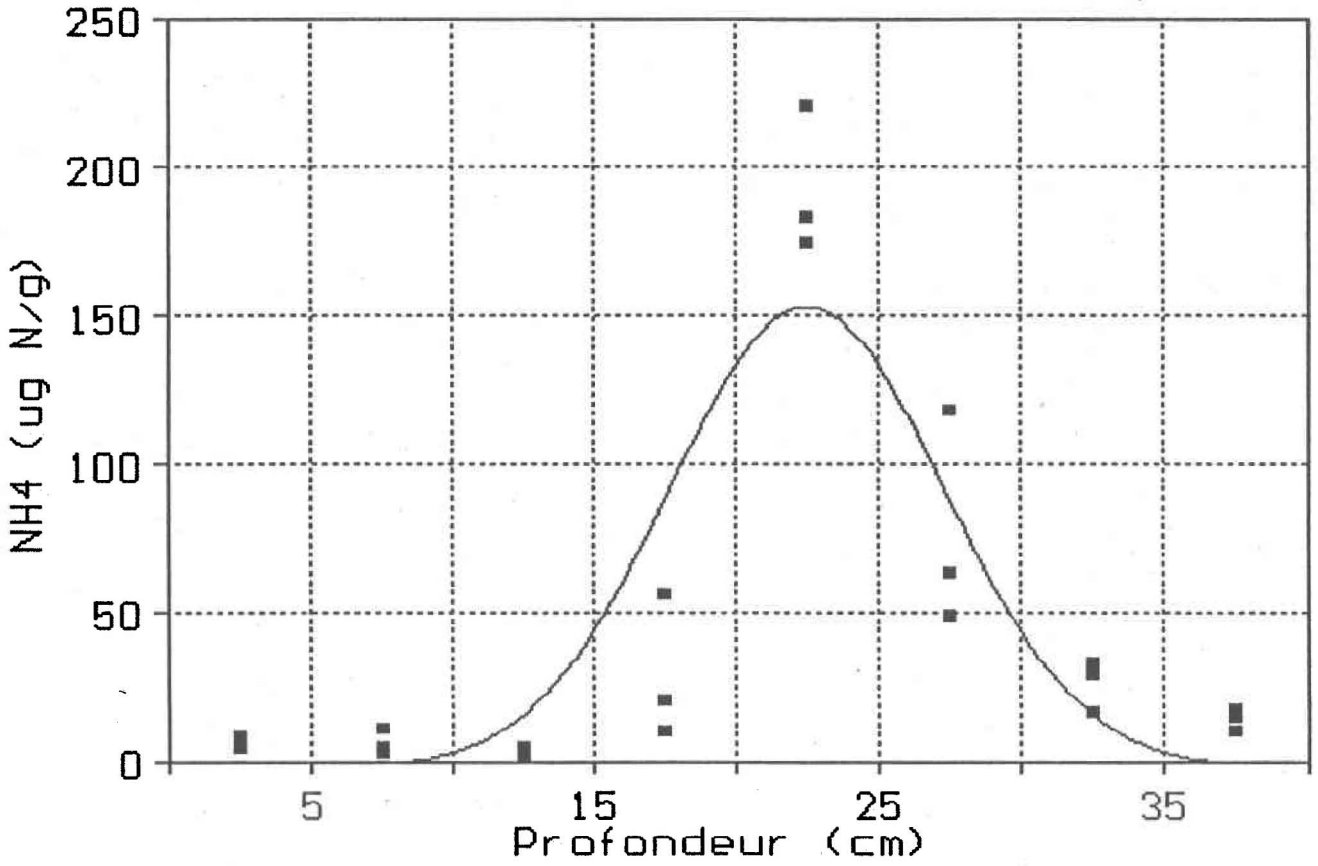


FIGURE 3.24:
Effet du drainage de l'eau au printemps sur la migration de l'azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) dans le sol lorsque le lisier est enfoui dans le sol à l'automne (Cas: T=2; M=2)

... Nitrates

Les ajustements de courbes montrent que même dans les boîtes où le taux d'épandage est nul (Figure 3.25), il y a eu un déplacement de nitrates aussi important que lorsque le lisier est épandu à la surface du sol par exemple (Figure 3.26). Dans le premier cas, la distribution des valeurs peut être approximée par une loi normale centrée à 20 cm (R^2=0,40); (Tableau 3.11). Dans le deuxième cas, la distribution des valeurs peut être approximée par une loi Log normale centrée à 20 cm (R^2=0,29); (Tableau 3.11).

b) Migration du phosphore

. Phosphore total

Contrairement à l'azote total Kjeldahl ou l'azote ammoniacal, il n'y a pas eu une concentration du phosphore total dans la zone d'épandage, comme le démontre l'ajustement de courbe (Figure 3.27).

.. Orthophosphates

Dans le cas des orthophosphates, les résultats indiquent une accumulation dans la zone d'épandage au détriment du profil du sol. En effet comme dans la plupart des autres cas, l'ajustement des courbes (Figures 3.28 et 3.29) montre que la distribution des valeurs peut être approximée par une loi normale centrée à 2,5 cm pour M1 (R^2=0,96) et à 22,5 pour M2 (R^2=0,50); (Tableau 3.11).

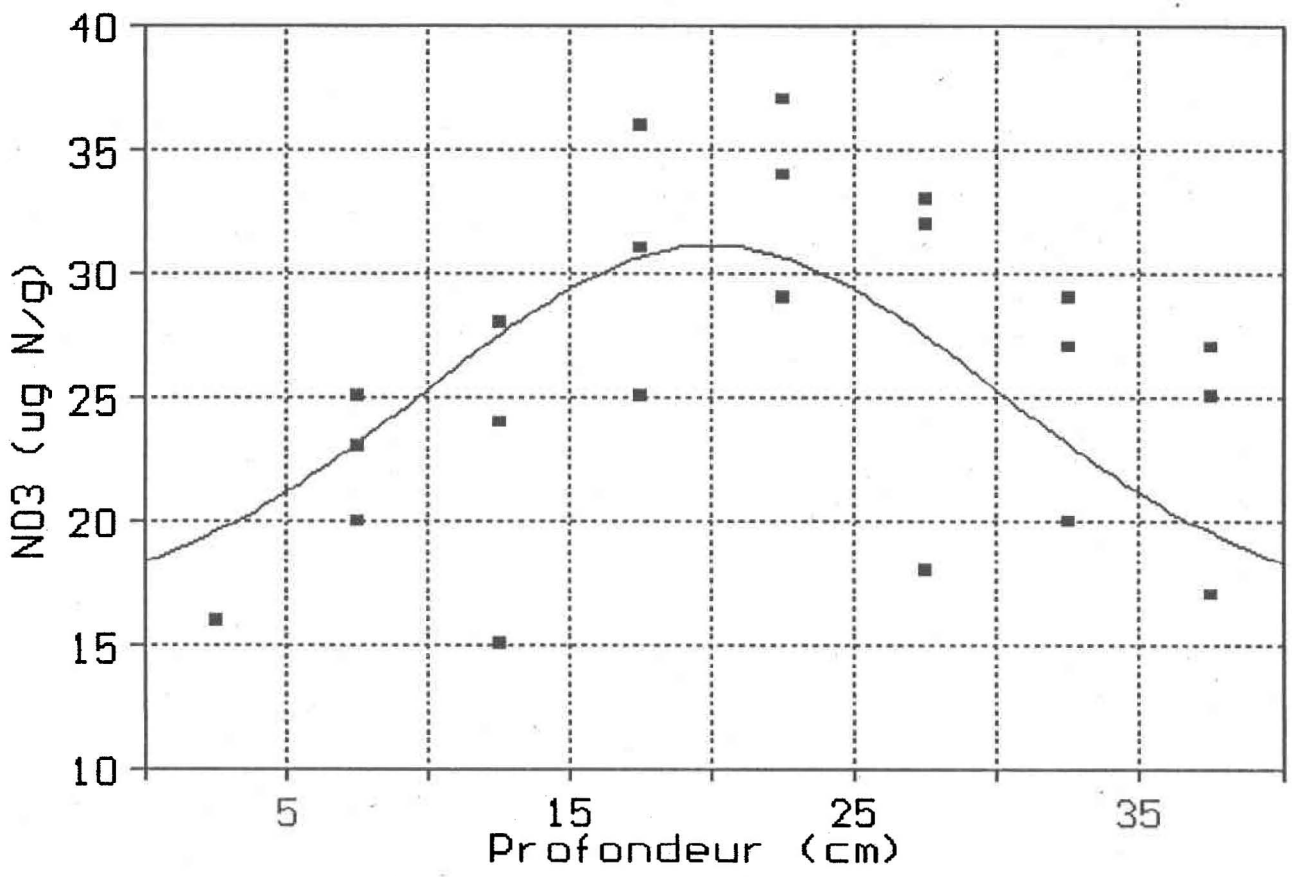


FIGURE 3.25:
Effet du drainage de l'eau au printemps sur la migration des nitrates ($N\text{-}NO_3^-$) dans le sol lorsque le taux d'épandage du lisier à l'automne est nul (Cas: T=0)

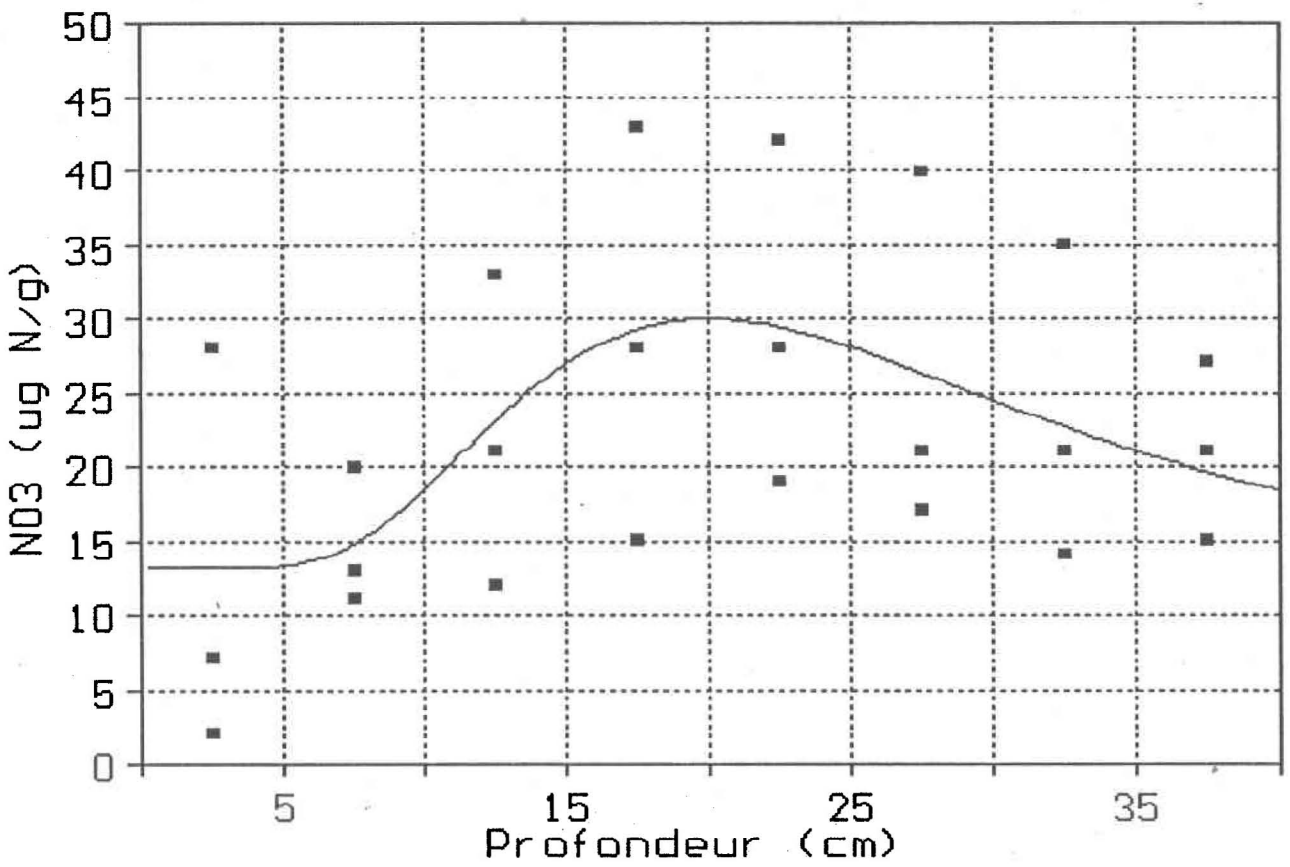


FIGURE 3.26:
Effet du drainage de l'eau au printemps sur la migration des nitrates ($N\text{-}NO_3^-$) dans le sol lorsque le lisier est épandu à la surface du sol à l'automne (Cas: T=1; M=1)

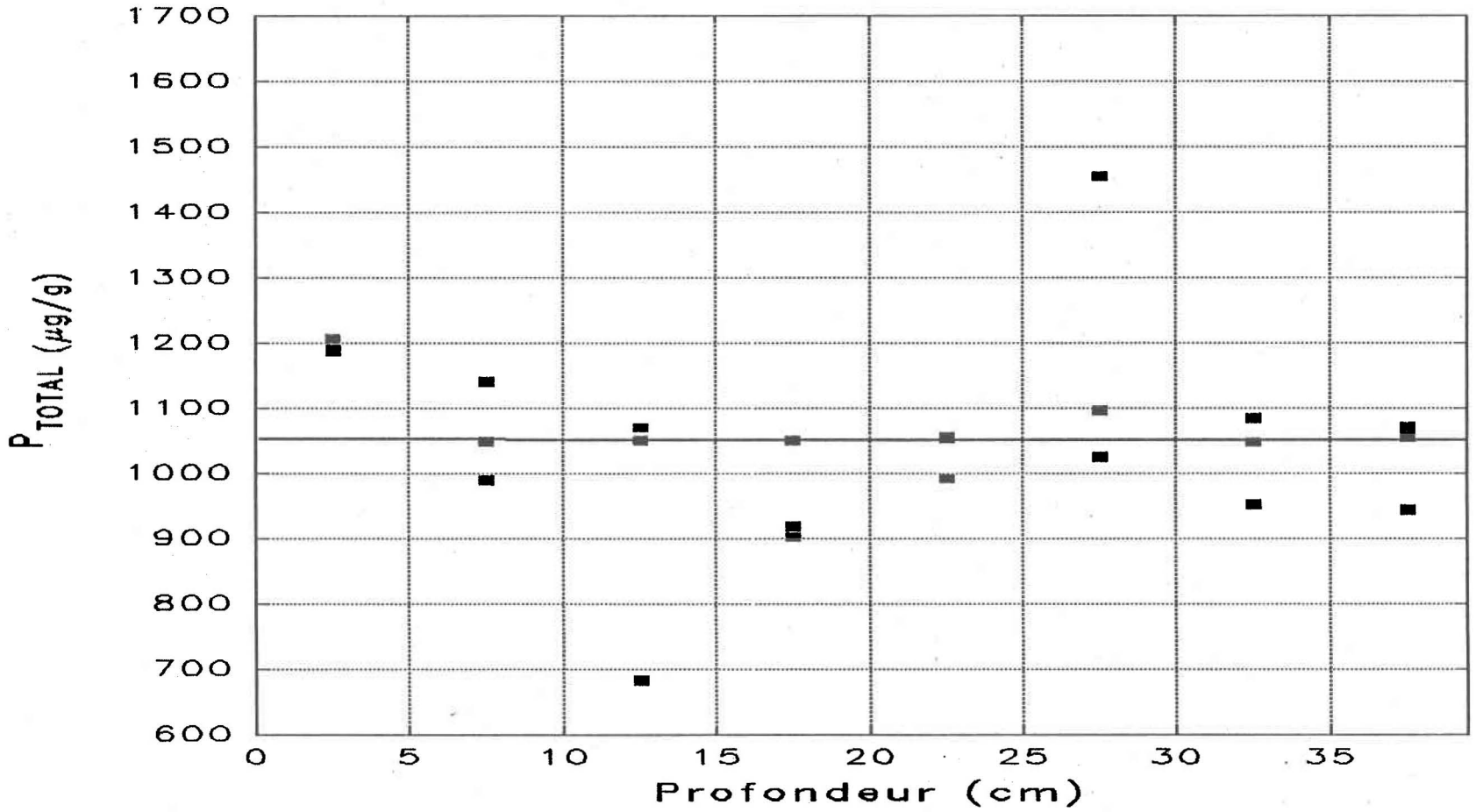


FIGURE 3.27:
Effet du drainage de l'eau au printemps, sur la migration du phosphore total (P) dans le sol lorsque le lisier est épandu à la surface du sol à l'automne (Cas: T=2; M=1)

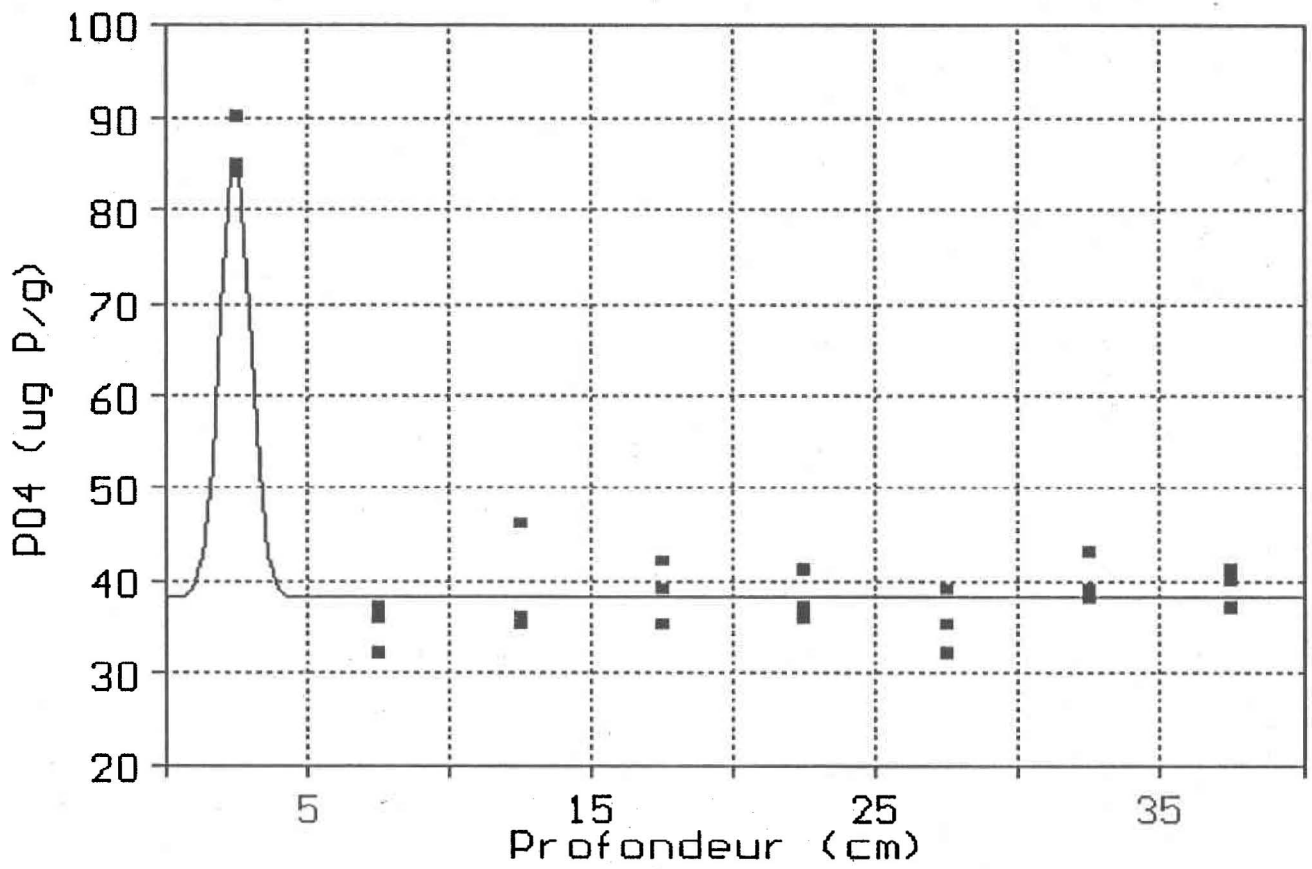


FIGURE 3.28:
Effet du drainage de l'eau au printemps sur la migration des orthophosphates ($P\text{-}PO_4^{3-}$) dans le sol lorsque le lisier est épandu à la surface du sol à l'automne (Cas: T=2; M=1)

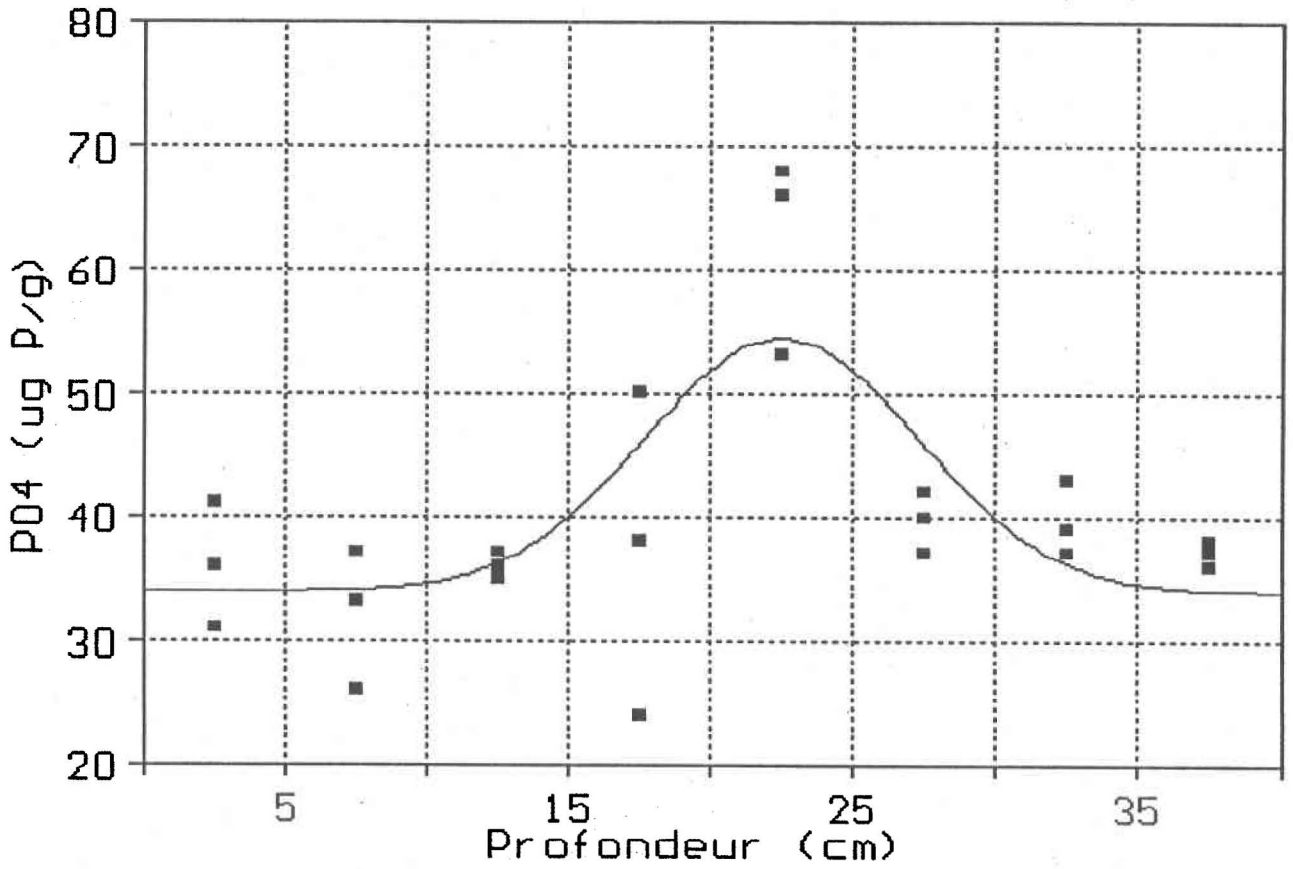


FIGURE 3.29:
Effet du drainage de l'eau au printemps sur la migration des orthophosphates ($P\text{-}PO_4^{3-}$) dans le sol lorsque le lisier est enfoui dans le sol à l'automne (Cas: T=2; M=2)

3.3 Discussions

Comme il a été mentionné au début du chapitre, il y a très peu d'études sur les problèmes environnementaux liés à l'épandage du lisier de porc à l'automne. La plupart des travaux consultés portent sur l'épandage du lisier ou du fumier sur des sols gelés, ce qui n'est pas le but de cette thèse (Young et Mutchler,1976; Klausner et al.,1976; Steenhuis,1977), ou alors traitent de l'épandage sur sols non gelés à l'automne ou sur sols gelés et couverts de neige en hiver. Cependant le traitement des données disponibles ne permet pas d'évaluer la proportion des pertes annuelles d'éléments nutritifs qui peut être attribuée aux événements hydrologiques de l'hiver et du début du printemps (Converse et al.,1976; Thompson et al.,1978).

3.3.1 Période de gel

Etant donné que le sol était complètement gelé au cours de cette période, l'eau issue des événements de pluie et de fonte de la neige ne s'est pas infiltrée dans le sol, si bien que le processus hydrologique dominant était le ruissellement à la surface du sol qui représentait plus de 99% du volume d'eau récolté. De plus, ni le taux , ni le mode d'épandage, ni l'interaction de ces deux facteurs n'influent sur le volume total d'eau de ruissellement, ce qui était prévisible. En effet, le lisier épandu à la surface du sol, même à raison de 54,6 m^3/ha s'était infiltré dans le sol avant que les boîtes aient été transportées à l'extérieur. Le résultat aurait été différent si le lisier avait été épandu sur un sol gelé. En effet, selon Tokarz et al.,(1979), les principaux facteurs qui influent sur la perte d'éléments nutritifs dans l'eau de ruissellement pendant la fonte de la neige sont l'humidité du sol au début de l'hiver, la hauteur de neige au sol au début de la période de fonte, les conditions météorologiques printanières et la quantité de lisier épandue sur sol gelé et couvert de neige. Lors

d'une expérience faite dans le sud du Manitoba et qui consistait à épandre du lisier de porc à raison de 0, 250 et 500 kg N/ha (soit 0, 69 et 150 m^3/ha) à l'automne sur sol non-gelé ou en hiver sur sol gelé et enneigé (dans le cas des épandages d'automne, le lisier ayant été incorporé dans le sol aussitôt que possible), les auteurs ont observé que la quantité d'eau de ruissellement due à la fonte de la neige était significativement plus élevée sur les parcelles où le lisier était épandu sur sols gelés que sur celles où il n'y avait pas eu d'épandage, parce que l'eau contenue dans le lisier de porc gelait à la surface du sol et contribuait au ruissellement lors de la fonte de la neige. En effet, les parcelles où le taux d'épandage sur sols gelés et enneigés était de 69 ou 150 m^3/ha ont produit 1,87 et 2,08 fois plus d'eau de ruissellement que les parcelles où il n'y avait pas eu d'épandage.

Dans la présente étude, le taux, le mode d'épandage et l'interaction T x M sont significatifs pour la charge d'azote total Kjeldahl et d'azote ammoniacal dans l'eau de ruissellement pendant que le sol était gelé. Par contre, seul l'effet du taux d'épandage était significatif pour la charge de nitrates dans l'eau de ruissellement au cours de le même période (Tableau 3.6). Les effets sont linéaires, quel que soit le paramètre considéré. Dans le cas de l'azote total Kjeldahl et de l'azote ammoniacal, l'effet du taux d'épandage est significatif lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, mais non significatif lorsque le lisier est enfoui dans le sol, ce qui est normal puisque le ruissellement n'affecte par définition que la couche superficielle du sol. Lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, la charge augmente avec le taux d'épandage: pour l'azote total Kjeldahl, le fait de passer de T1 à T2 augmente la charge de 8.0 à 12,7 kg NTK/ha, soit une augmentation de 58%. Si l'on tient compte de la contribution du sol naturel (3,2 kg/ha), les charges attribuables aussi bien à T1 qu'à T2 représentent 3,2% des charges de NTK épandues à l'automne sous forme

de lisier. Pour l'azote ammoniacal, le fait de passer de T1 à T2 augmente la charge de 5,3 à 9,0 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha, soit une augmentation de 70%. Si l'on tient compte de la contribution du sol naturel (1,7 kg/ha), les charges dues aussi bien à T1 qu'à T2 représentent 3,2% des charges de $N\text{-}NH_4^+$ épandues à l'automne sous forme de lisier. Dans le cas des nitrates le fait de passer de T1 à T2 augmente la charge de 1,0 à 1,28 kg/ha. Il s'agit d'une légère augmentation de 28%. Cependant, ces valeurs sont inférieures à la charge observée lorsque T=0, ce qui est difficile à expliquer. La contribution des précipitations à la charge de nitrates est 20 fois plus élevée que celle du lisier, si bien qu'on peut affirmer que les nitrates exportés en période de gel proviennent en réalité de la neige accumulée sur les boîtes, d'autant plus que l'effet du mode d'épandage n'est pas significatif.

Les effets principaux des deux variables indépendantes et leur interaction sont tous significatifs pour la charge de phosphore total et d'orthophosphates dans l'eau de ruissellement au cours de la période de gel, comme c'était le cas pour la charge d'azote total Kjeldahl et d'azote ammoniacal. L'effet est significatif pour M1 et non significatif pour M2. Dans le cas de M1, la charge augmente avec le taux d'épandage. Par exemple, le fait de doubler le taux d'épandage de T1 à T2, augmente la charge de phosphore total de 1,3 à 2,3 kg P/ha, soit une augmentation de 76%. Si l'on tient compte de la charge attribuable au sol naturel (0,2 kg P/ha), les charges occasionnées aussi bien par T1 que par T2 représentent 3,1% des charges de phosphore total épandues à l'automne. En ce qui concerne les orthophosphates, le fait de doubler le taux d'épandage augmente la charge de 0,9 à 1,7 kg $P\text{-}PO_4^{3-}$/ha, soit une augmentation de 88%. Si l'on tient compte de la contribution du sol naturel (0,1 kg $P\text{-}PO_4^{3-}$/ha), les charges occasionnées aussi bien par T1 que par T2 représentent 18.6% des charges épandues à l'automne sous forme de lisier.

Les résultats de la période de gel montrent que lorsque le sol est gelé, le ruissellement de l'eau exporte l'équivalent de 3,2% de la charge d'azote total Kjeldahl et d'azote ammoniacal, 3,1% du phosphore total et 18.6% des orthophosphates épandus sous forme de lisier à l'automne. Les proportions sont les mêmes pour T1 et T2. Il y a en général si peu de nitrates dans le lisier au moment de l'épandage que lorsque le sol gèle tout de suite après l'épandage comme c'est le cas dans cette étude, la totalité des nitrates exportées en période de gel provient de la neige accumulée au cours de cette période. L'exportation préférentielle des orthophosphates par rapport au phosphore total indique que l'érosion de la surface du sol a été très importante comme mécanisme à la base des charges exportées au cours de la période où le sol était gelé. Elle s'explique par le fait que la surface du sol était nue la plupart du temps, à cause des fontes successives qui ont réduit la protection de la surface du sol.

3.3.2 Période de dégel

Au cours de la période de dégel du sol et de fonte de la neige, les deux processus physiques de ruissellement et de drainage ont eu cours. Le ruissellement était le processus dominant jusqu'à ce que la température moyenne du sol atteigne 0 °C. A partir de ce moment, le drainage de l'eau a augmenté de façon très importante, alors que le ruissellement avait cessé (Figure 3.12). Au cours de la période de dégel, le volume total d'eau de ruissellement représentait 19% du volume total d'eau récolté, alors que le volume total d'eau de drainage en représentait 81%.

L'effet des variables indépendantes sur les variables dépendantes au cours de la période de dégel, dépend du processus (ruissellement ou drainage) et du paramètre chimique considé-

rés. Les résultats obtenus sont résumés au tableau 3.13. En général, les charges exportées par l'eau de ruissellement étaient beaucoup plus faibles que celles exportées par l'eau de drainage, probablement parce que le drainage était le processus prédominant pendant la période de dégel. D'autre part, il apparaît clairement que les nitrates sont lessivés avec l'eau de drainage, cette forme d'azote étant très soluble dans l'eau.

La figure 3.30 montre, en effet, qu'au milieu du 4ème jour, soit la moitié du temps qu'a duré la période de dégel, que l'on peut aussi assimiler à la période de fonte printanière, 50% de la neige avait fondu, exportant cependant moins de 30% de la charge totale de nitrates. Ce n'est qu'à partir du milieu du 4ème jour que l'exportation des nitrates s'est accélérée, de sorte que 80% de la charge avait été exportée à la fin de la 5ème journée. Ces données prouvent que le temps a été un facteur déterminant pour l'exportation des nitrates, et suggèrent que l'azote s'est nitrifié très rapidement après le dégel du sol, dès que la température du sol s'est élevée au-dessus de 0°C. La charge de nitrates exportée par l'eau de drainage est environ 100 fois plus élevée que celle qui est exportée par l'eau de ruissellement (Tableau 3.13).

3.3.3 Total de la période de gel et de dégel

Aucun des facteurs, ni leur interaction n'a un effet significatif sur le volume total d'eau de ruissellement et de drainage.

Il en est de même pour la charge de nitrates dont la valeur moyenne est de 63,61 ± 9,68 kg $N\text{-}NO_3^-$/ha. Cette valeur est 160 000 fois plus élevée que la charge maximale de nitrates épandue à l'automne sous forme de lisier, soit 0,4 g $N\text{-}NO_3^-$/ha. Si l'on tient compte de la contribution des précipitations et

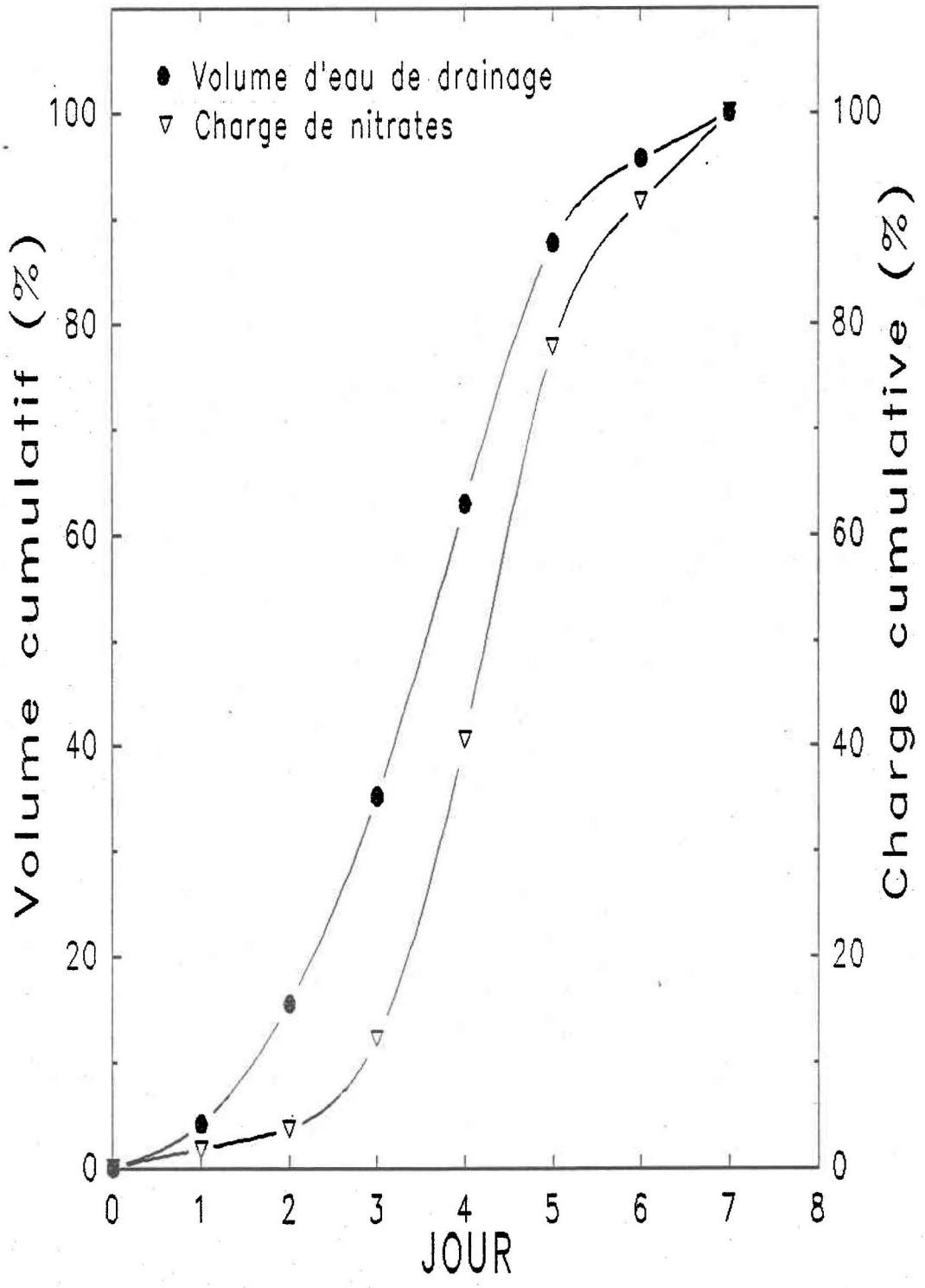


FIGURE 3.30:
Effet du drainage de l'eau au printemps (période de dégel) sur le lessivage des nitrates

TABLEAU 3.13

Résumé des effets du taux d'épandage à l'automne sur la charge d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement ou de drainage au cours de la période de dégel

	T0		T1		T2	
	M1	M2	M1	M2	M1	M2
A. Ruissellement (charges en kg/ha)						
NTK	0,78	0,78	0,78	0,78	0,78	0,78
NH_4^+	0,61	0,61	0,61	0,61	0,61	0,61
NO_3^-	0,8	0,8	0,4	0,4	0,6	0,6
P	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
PO_4^{3-}	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
B. Drainage (charges en kg/ha)						
NTK	5,5	5,4	6,3	6,3	7,3	7,3
NH_4^+	0,8	1,0	0,8	1,4	0,8	2,0
NO_3^-	61,73	61,73	61,73	61,73	61,73	61,73
P	0,06	0,06	0,63	0,63	0,54	0,54
PO_4^{3-}	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008

des 50 cm supplémentaires de neige ajoutée lors de la simulation de fonte, soit l'équivalent de 0,15 kg $N\text{-}NO_3^-$/ha, on constate que la charge moyenne de nitrates exportée à la fin de la période de dégel est 157 000 fois supérieure à la charge maximale de nitrates apportée par le lisier de porc à l'automne. Il en résulte que l'azote contenu dans le sol naturel s'est nitrifié au cours de la période de dégel.

L'effet du lisier est certainement très faible dans ce processus de nitrification puisque l'effet du taux d'épandage sur la charge de nitrates n'est pas significatif.

Tous les facteurs et leur interaction sont significatifs pour la charge d'azote total Kjeldahl, d'azote ammoniacal, de phosphore total et d'orthophosphates. Les effets sont linéaires dans tous les cas. Les charges augmentent avec le taux d'épandage quel que soit le mode d'épandage. Dans tous les cas, les charges dues à l'enfouissement sont inférieures à celles dues à l'épandage à la surface du sol parce que les événements hydrologiques qui ont eu cours pendant que le sol était gelé n'ont affecté que les boîtes où le lisier avait été épandu à la surface du sol. Les résultats principaux obtenus sont les suivants:

Lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, le fait de doubler le taux d'épandage augmente la charge d'azote total Kjeldahl de 14,7 à 20,02 kg/ha (Figure 3.17), soit une augmentation de 36%. En soustrayant de ces valeurs la contribution du sol naturel (9,38 kg/ha), le pourcentage de la charge de NTK épandue sous forme de lisier à l'automne qui est perdue au cours de la période de gel et de dégel peut être estimée à environ 3,5%. Lorsque le lisier est enfoui dans le sol à l'automne, le fait de doubler le taux d'épandage augmente la charge de NTK de 11,15 à 13,88 kg/ha (Figure 3.17). Il s'agit d'une augmentation de 24%. En soustrayant de ces valeurs la contribu-

tion du sol naturel (8.42 kg/ha), le pourcentage de la charge de NTK, épandu sous forme de lisier à l'automne, qui est perdu peut être estimé à environ 1,8%.

En ce qui concerne l'azote ammoniacal, le fait de doubler le taux d'épandage en surface augmente la charge totale de 6,88 à 10,4 kg/ha, soit une augmentation de 51% (Figure 3.18). Les pertes nettes représentent 3% de la quantité d'azote ammoniacal épandue à l'automne sous forme de lisier. Lorsque le lisier est enfoui, la perte totale est de 3,80 et 4,82 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha pour T1 et T2. Si l'on tient compte de la contribution du sol naturel (3,33 kg/ha), la perte d'azote ammoniacal représenterait environ 1% de la quantité épandue.

Dans le cas du phosphore et des orthophosphates, l'effet du taux d'épandage est significatif pour M1: la charge augmente linéairement avec le taux d'épandage. Par contre il est non significatif pour M2. Par exemple, lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, le fait de doubler le taux d'épandage à la surface du sol augmente la charge totale de phosphore total de 1,64 à 2,94 kg P/ha, soit une augmentation de 80%. Si l'on tient compte de la contribution du sol naturel (0,34 kg P/ha), la perte de phosphore total représente 3,7 et 4,7% de la quantité épandue. Par contre, lorsque le lisier est enfoui dans le sol, la charge moyenne de phosphore total est de 0,62 kg P/ha. La contribution du lisier est de 0,8%. Dans le cas des orthophosphates, le passage de T1 à T2 à la surface du sol augmente la charge totale de 0,9 à 1,7 kg/ha, soit une augmentation de 90%. La contribution du sol naturel étant de 0,1 kg/ha; la charge d'orthophosphates représente 18.6% de la quantité épandue. Lorsque le lisier est enfoui dans le sol, la charge moyenne est de 0,02 kg/ha quel que soit le taux d'épandage. La contribution du lisier est donc très négligeable.

Le tableau 3.14 résume les résultats décrits ci-dessus. Il indique que les pertes d'azote total Kjeldahl, d'azote ammoniacal et de phosphore total dans l'eau de ruissellement et de drainage représentent au maximum 3,5%, 3% et 4,5% de la quantité épandue sous forme de lisier de porc tard à l'automne. La perte d'orthophosphates est négligeable. Par contre, la perte de nitrates est 157 000 fois plus élevée que la quantité épandue sous forme de lisier tard à l'automne, à cause de la nitrification même, dans les boîtes où il n'y a eu aucun épandage de lisier. Les pertes d'éléments nutritifs sont en général moins élevées lorsque le lisier est enfoui dans le sol à l'automne que lorsqu'il est épandu à la surface du sol. De plus, elles augmentent généralement avec le taux d'épandage. Par exemple, la perte d'azote total Kjeldahl est de 14,70 kg/ha pour T1 et 20,02 kg/ha pour T2 lorsque le lisier est épandu à la surface du sol. Par contre, elle est de 11,15 kg/ha pour T1 et de 13,88 kg/ha pour T2 lorsque le lisier est enfoui dans le sol.

Les données précédentes confirment en partie les observations faites par Bubenzer et Converse(1975), à la suite de l'épandage du lisier de bovin, sur des parcelles naturelles semées en trèfle. L'épandage d'automne a été fait entre le 1er et le 8 décembre au taux moyen de 127 kg NTK/ha. Les résultats démontrent que la fonte de la neige au printemps a entraîné une perte de 12 kg NTK/ha, 5 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha et 1,2 kg $N\text{-}NO_3^-$/ha. Ces valeurs représentent 9,4, 14 et 120% de la quantité des différentes formes d'azote épandue à l'automne.

Les résultats de Tokarz et al.,(1979) indiquent par contre que sur les parcelles où le lisier fut épandu à raison de 250 ou 500 kg N/ha à l'automne et incorporé dans le sol, la perte d'azote n'était pas significativement différente de celle des parcelles témoin. Par exemple l'épandage de 250 kg/ha a produit 3,8 kg NTK/ha et 1,2 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha et 0,2 kg $N\text{-}NO_3^-$/ha dans l'eau

TABLEAU 3.14

Résumé des pertes totales d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement et de drainage en hiver et au printemps, suite à l'épandage du lisier de porc tard à l'automne

Paramètre		Charge totale kg/ha	Proportion(%)*
A. Azote total Kjeldahl (NTK)			
M1	T1	14,70	3,5
	T2	20,02	3,5
M2	T1	11,15	1,8
	T2	13,88	1,8
B. Azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$)			
M1	T1	6,88	3,0
	T2	10,40	3,0
M2	T1	3,80	1,0
	T2	4,82	1,0
C. Nitrates ($N\text{-}NO_3^-$)			
M1 ou M2	T1 ou T2	63,61	très élevée**
D. Phosphore total (P)			
M1	T1	1,64	3,7
	T2	2,94	4,7
M2	T1 ou T2	0,62	0,8
E. Orthophosphates ($P\text{-}PO_4^{3-}$)			
M1	T1	0,9	18.6
	T2	1,7	18.6
M2	T1 ou T2	0,02	négligeable

*Pourcentage par rapport à la quantité épandue sous forme de lisier; **157 000 fois plus élevée que la quantité épandue.

de ruissellement au cours de la période de fonte. Ces valeurs sont inférieures à celles obtenues dans le cadre de ce projet et peuvent s'expliquer par les pertes d'éléments nutritifs qui ont eu lieu dans l'eau de ruissellement et de drainage avant que le sol gèle.

De plus, la répartition des pertes d'azote et de phosphore entre la période de gel et la période de dégel (Tableau 3.15) montre que:

1) lorsque le lisier est épandu à la surface du sol tard à l'automne, les pertes d'azote total Kjeldahl, d'azote ammoniacal et de phosphore total ont lieu surtout pendant que le sol est gelé en hiver, donc avec l'eau de ruissellement. Dans le cadre de ce projet, les pertes observées au cours de cette période représentent par rapport au total de la période de gel et de dégel, pour l'azote total Kjeldahl 54% pour T1 et 66% pour T2; pour l'azote ammoniacal 77% pour T1 et 88% pour T2; pour le phosphore total 74% pour T1 et 81% pour T2.

2) lorsque le lisier est enfoui dans le sol tard à l'automne, les pertes d'azote total Kjeldahl, d'azote ammoniacal et de phosphore total ont lieu surtout pendant que le sol dégèle et que l'eau produite par la fonte de la neige s'infiltre dans le sol, et alimente les drains. Dans le cadre de ce projet, les pertes observées au cours de cette période représentent par rapport au total de la période de gel et de dégel, pour l'azote total Kjeldahl 72% pour T1 et 67% pour T2; pour l'azote ammoniacal 61% pour T1 et 55% pour T2; pour le phosphore total 86% pour T1 et 74% pour T2.

3) que le lisier soit épandu à la surface du sol ou enfoui dans le sol tard à l'automne, les pertes en nitrates ont lieu surtout au cours de la période de dégel avec l'eau de drainage,

TABLEAU 3.15

Répartition des pertes moyennes d'azote et de phosphore entre la période de gel(G) et la période de dégel(DG) lorsque le lisier de porc est épandu tard à l'automne

		Pertes moyennes* (%)									
		NTK		$N-NH_4^+$		$N-NO_3^-$		P		$P-PO_4^{3-}$	
T	M	G	DG	G	DG	G	DG	G	DG	G	DG
0	1	32	68	51	49	3	97	67	33	92	8
0	2	32	68	51	49	3	97	67	33	92	8
1	1	54	46	77	23	2	98	74	26	99	1
1	2	28	72	39	61	2	98	14	86	88	12
2	1	66	34	88	12	2	98	81	19	99	1
2	2	33	67	45	55	2	98	26	74	68	32

* Nombre de répétitions: 3

alors que les pertes d'orthophosphates ont lieu surtout au cours de la période de gel, avec l'eau de ruissellement. En effet, 98% de la perte de nitrates a eu lieu au cours de la période de dégel alors que 68 à 99% de la perte d'orthophosphates a eu lieu au cours de la période de gel.

Ces résultats montrent que l'érosion du sol en hiver sur sol gelé, lorsqu'il n'y a pas de couverture de neige peut être dommageable pour la qualité des cours d'eau, surtout lorsque le lisier est épandu à la surface du sol très tard à l'automne. Par contre, lorsque le lisier est enfoui dans le sol très tard à l'automne, et que le sol gèle au cours de l'hiver, les pertes d'azote total Kjeldahl, d'azote ammoniacal et de phosphore total sont relativement faibles pendant que le sol est gelé, mais dès que le sol dégèle, l'eau issue de fonte de la neige s'infiltre dans le sol, transportant ces éléments vers les drains souterrains. Quel que soit le mode d'épandage à l'automne, les nitrates sont lessivés au printemps avec l'eau de drainage lors du dégel du sol, alors que les orthophosphates sont érodés en hiver, pendant que le sol est gelé et sans protection.

3.3.4 Migration de l'azote et du phosphore dans le sol

Le passage du front de gel dans le sol en hiver et surtout le drainage de l'eau au printemps n'ont pas occasionné un déplacement significatif de l'azote total Kjeldahl, de l'azote ammoniacal et des orthophosphates dans le profil du sol. Ces éléments sont demeurés dans la zone d'épandage, soit dans la couche 0-5 cm lorsque le lisier est épandu à la surface du sol à l'automne, et dans la couche 15-25 cm lorsque le lisier est enfoui dans le sol à l'automne. Le phosphore total pour sa part est aussi demeuré dans la zone d'épandage où sa concentration est pratiquement la même que dans le reste du profil du sol.

Les nitrates se sont déplacés vers les couches profondes du sol, alors que la concentration maximale a été observée à 20 cm, même dans les boîtes où il n'y a eu aucun épandage de lisier à l'automne.

Dans tous les cas, la variation de la concentration en fonction de la profondeur peut être approximée par une loi normale centrée à 2,5 cm lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, et à 22,5 cm lorsque le lisier est enfoui dans le sol. L'augmentation très importante de la concentration d'azote ammoniacal (1300 à 6000%) dans la zone d'épandage rappelle les résultats similaires obtenus lors de l'épandage du lisier au printemps (Chapitre 2) et peut être expliquée par l'adsorption de l'ammoniaque sur les sites d'échange du sol, et la production additionnelle d'ammoniaque due à l'hydrolyse de l'acide urique contenu dans le lisier de porc au moment de l'épandage (Crane et al.,1981; Lesczynski,1976).

Lesczynski(1976) et Walter(1974) ont obtenu des résultats similaires. Lesczynski(1976) a épandu de l'ammoniaque à raison de 448 kg N/ha à différentes profondeurs dans des bacs de sol non-remanié et les a soumis au gel et dégel dans une enceinte sous atmosphère contrôlé. Il n'y a eu aucun déplacement de l'ammoniaque tant que le sol était gelé. Cependant, un mois après le dégel du sol, 60% de l'ammoniaque s'était nitrifié, mais le reste était encore concentré dans la zone d'épandage. Walter(1974) a épandu du lisier de bovin sur des colonnes de sol sablonneux, à raison de 1,12 g $N\text{-}NH_4^+/cm^2$ et les a arrosé avec l'équivalent de 8.9 cm d'eau. L'azote ammoniacal s'est concentré dans la zone 10-15 cm alors que les nitrates ont été déplacés dans la zone 40-50 cm de la profondeur du sol. Le drainage de l'eau n'avait donc pas entraîné l'azote ammoniacal, ce qui n'était pas le cas pour les nitrates qui ont été lessivés. Walter(1974) a observé que le déplacement des nitrates était corrélé avec le mouvement de masse de l'eau dans le profil du

sol. Les ions NH_4^+ ont été adsorbés près de la surface du sol. L'expérience a montré aussi que plus le volume d'eau drainée était élevé, plus l'ammoniaque était déplacé vers le bas. Avec le temps, la concentration d'ammoniaque dans la zone d'épandage avait diminué à cause de la nitrification. L'auteur explique également qu'à la suite de l'épandage, l'ammoniaque réagissait avec les sites d'échange du sol (réaction entre l'ammoniaque soluble et l'ammoniaque échangeable) jusqu'à ce que l'équilibre soit atteint. A partir de ce moment, l'ammoniaque migrait vers le bas du profil, mais à un rythme beaucoup plus lent que l'eau.

3.4 Conclusion

Au cours de l'hiver et du printemps, l'importance relative des processus physiques de ruissellement et de drainage diffère si le sol est gelé ou non-gelé: Les résultats du projet montrent en effet que:

1) au cours de la période de gel, le processus dominant est le ruissellement de l'eau à la surface du sol qui est responsable de plus de 99% du volume d'eau récoltée au cours de la période. De plus, à cause des fontes répétées, la surface du sol était pratiquement nue pendant la majeure partie de l'hiver, de sorte que les gouttes de pluie et l'eau de ruissellement produite par la pluie et la fonte de la neige ont érodé la surface du sol, entraînant les éléments nutritifs épandus à la surface du sol, ce qui n'est pas le cas lorsque le lisier est enfoui dans le sol à l'automne. De plus, dans le cas où le lisier est épandu à la surface du sol, la charge d'azote total Kjeldahl, d'azote ammoniacal, de phosphore total et d'orthophosphates augmente avec le taux d'épandage. Par exemple, l'épandage du lisier à raison de 27,3 ou 54,6 m^3/ha à la surface du sol a occasionné des charges de 8.0 à 12,7 kg NTK/ha, 5,3 à 9,0 kg $N\text{-}NH_4^+$/ha, 1,3

à 2,3 kg P/ha et 0,9 à 1,7 kg $P\text{-}PO_4^{3-}$/ha dans l'eau de ruissellement au cours de la période où le sol était gelé, soit la période de 87 jours allant du 9 décembre 1989 au 5 mars 1990. Ces valeurs représentent 3.2, 3.2, 3.1 et 18.6% de la quantité épandue sous forme de lisier à l'automne.

2) au cours de la période de dégel et de fonte de neige printanière, le ruissellement et le drainage de l'eau ont eu cours. Le ruissellement était le processus dominant tant que la température moyenne du sol était inférieure à 0°C. A partir du moment où la température moyenne du sol a augmenté au-delà de 0°C, l'infiltration de l'eau s'est accrue très fortement, si bien que le processus dominant était le drainage. Le volume d'eau de ruissellement ne représentait que 19% du volume total recueilli au cours de cette période, alors que le volume d'eau de drainage en représentait 81%. En général, les charges exportées par l'eau de ruissellement étaient inférieures d'environ 5 fois celles exportées par l'eau de drainage. Au cours de cette période, la nitrification de l'azote et l'exportation des nitrates par l'eau de drainage, qui étaient pratiquement nulles pendant que le sol était gelé, se sont accrues. En effet, la charge de nitrates dans l'eau de drainage a augmenté rapidement après le 3ème jour de fonte, alors que la température du sol s'était accrue rapidement de 0 à 15°C en 4 jours. La charge totale de nitrates était de l'ordre de 62 kg $N\text{-}NO_3^-$/ha quel que soit le taux et le mode d'épandage. La nitrification et l'exportation des nitrates étaient aussi élevées dans les boîtes où il n'y a eu aucun épandage de lisier que dans les autres.

3) Si l'on considère l'ensemble de la période de gel et de dégel, les résultats montrent que le taux, le mode et l'interaction TxM sont tous significatifs pour la charge de tous les paramètres, sauf pour les nitrates dans l'eau de ruissellement et de drainage. La charge totale nette de nitrates étant de l'ordre de 62 kg $N\text{-}NO_3^-$/ha, ce qui est 157 000 fois supérieur à

la charge de nitrates épandue à l'automne sous forme de lisier. Les charges des autres éléments nutritifs augmentent avec le taux d'épandage, indépendemment du mode. Cependant l'enfouissement permet de réduire la contamination des eaux par rapport à l'épandage à la surface du sol. Ainsi, lorsque le lisier était épandu à raison de 27,3 ou 54,6 m^3/ha, la charge totale d'azote total Kjeldahl augmentait de 14,7 à 20,02 kg/ha pour M1 et 11,15 à 13,88 kg/ha pour M2, soit 3,5 et 1,8% de la charge épandue respectivement. La charge d'azote ammoniacal augmentait de 6,88 à 10,4 kg/ha pour M1 et 3,8 à 4,82 kg/ha pour M2, soit 1,8 et 1,0% de la charge épandue respectivement. Dans le cas du phosphore total, la charge augmentait de 1,64 à 2,94 kg/ha pour M1 ou 3,0% de la charge épandue; elle était de 0,62 kg/ha pour M2, ce qui représentait 0,8% de la charge épandue. Pour sa part, la charge d'orthophosphates augmentait de 0,9 à 1,7 kg/ha pour M1, soit 18.6% de la charge épandue; elle était de 0,02 kg/ha pour M2, ce qui était très négligeable par rapport à la charge épandue qui était de l'ordre de 4,3 à 8.6 kg $P\text{-}PO_4^{3-}$/ha.

4) dans les boîtes où le lisier était épandu à la surface du sol à l'automne, la majeure partie, soit 55 à 80% de l'azote total Kjeldahl, de l'azote ammoniacal et du phosphore se sont perdus avec l'eau de ruissellement par érosion pendant que le sol était gelé. Dans les boîtes où le lisier était enfoui dans le sol à l'automne, la majeure partie, soit 55 à 85% de ces éléments étaient perdus avec l'eau de drainage, pendant que le sol était dégelé et que l'eau de fonte printanière de la neige s'infiltrait dans le sol. Quel que soit le mode d'épandage à l'automne, la majeure partie de la perte de nitrates, soit 98% avait lieu au cours de la période de dégel, alors de la majeure partie de la perte d'orthophosphates, soit 70 à 99% avait lieu au cours de la période de gel.

5) le passage du front de gel dans le sol en hiver suivi de l'infiltration de l'eau dans le sol au printemps, n'ont pas

provoqué un déplacement significatif de l'azote (NTK et $N\text{-}NH_4^+$) et du phosphore (P et $P\text{-}PO_4^{3-}$) dans le profil du sol, leur concentration étant très élevée dans la zone d'épandage, indépendemment du mode d'épandage. Seuls, les nitrates se sont déplacés vers le bas, où la concentration maximale avait été observée à 20 cm aussi bien dans les boîtes témoin que dans celles où le lisier a été épandu à la surface du sol. Dans la plupart des autres cas, la distribution des valeurs des concentrations en fonction de la profondeur peut être approximée par une loi normale centrée à 2,5 cm lorsque le lisier est épandu à la surface du sol et à 22,5 cm lorsque le lisier est enfoui dans le sol à l'automne.

3.5 Recommandations

En se fiant aux résultats obtenus, il est facile de penser que la proportion des éléments nutritifs du lisier de porc qui est perdue entre l'hiver et le début du printemps est tellement faible qu'il ne faut pas s'inquiéter des effets négatifs possibles des pratiques actuelles d'épandage d'automne sur la qualité des cours d'eau. Pourtant, tous les indicateurs environnementaux montrent que dans les régions agricoles du Québec où l'on retrouve des concentrations animales élevées, les seuils critiques sont atteints ou dépassés dans la plupart des cours d'eau (Simoneau et Grimard,1989; Primeau et Grimard,1990a; 1990b). Il en est ainsi dans tous les pays où les productions animales sont concentrées sur une partie du territoire agricole. Une des caractéristiques de la pollution diffuse agricole est que pour la plupart des sources de pollution, les pertes relatives paraissent faibles et inoffensives lorsqu'on les considère séparément. Cependant, les effets individuels s'ajoutent les uns aux autres, avec une certaine accumulation dans le milieu aquatique, si bien que les problèmes n'apparaissent qu'à long terme. La situation est donc suffisamment inquiétante pour

que l'on remette en question les pratiques actuelles d'épandage. La question n'est pas de savoir si les pertes d'éléments nutritifs suite à l'épandage des déjections animales sur le sol représentent une proportion importante de la quantité épandue, mais à quel point ces rejets limitent les usages de l'eau, et surtout quelles répercussions ces rejets peuvent avoir sur la chaîne alimentaire dont dépend la survie des êtres vivants. Ces aspects n'ont jamais été abordés scientifiquement à notre connaissance. Comme c'est le cas pour tous les problèmes environnementaux modernes, il faut agir avant qu'il ne soit trop tard. La recherche doit donc se poursuivre, notamment sur des parcelles naturelles et sur des bassins versants entiers, pour valider les résultats de nos simulations, mais aussi pour tenter de répondre aux questions soulevées ci-dessus. De plus, il n'est pas rare que le sol ne gèle pas au cours de l'hiver. Pourtant, il y a très peu de données sur la dynamique de l'azote et du phosphore dans ces conditions suite à l'épandage du lisier de porc dans les conditions naturelles. Ce cas mérite aussi une attention particulière.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Alexander, M. 1965. Nitrification. Agronomy, 10:307-343

American Society of Civil Engineers. 1952. **Hydrology handbook.** ASCE Manuel of Engineering Practice No. 28, 184p

American Public Health Association. 1981. Determination of inorganic non metallic constituents. Dans: **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 15th ed, Washington, pp409-421

André, P., F. Dubois de la Sablonière. 1983. Elevage intensif et qualité des eaux souterraines dans un département breton. TSM-L'eau; 5:251-258

Anderson, D.M., N.R. Morgenstern. 1973. Physics, chemistry and mechanics of frozen ground. Dans: **Proceedings, Permafrost Second Int. Conf.**, North American Contribution, Nat. Acad. Sci., Washington, D.C., 257-288

Aquatech Inc. 1984. **Traitement du lisier de porc: évaluation du traitement par stripping de l'azote ammoniacal.** Direction du milieu agricole et du contrôle des pesticides, Service agricole, Ministère de l'Environnement du Québec, Sainte-Foy, Qc., 90p + annexes

Barrington, S.T. 1985. **The sealing of soils by manure.** Thèse de doctorat. Dép. de génie rural, Univ. Mcgill, Montréal, 421p

Bausch & Lomb, Analytical system division. 1974. Phosphorus absorbic acid. Dans: **Manual of industrial methods for water technology**, 127p.

Bédard, A. 1989. **Effet des pratiques culturales des caractéristiques physiques du sol et des précipitations sur la biodisponibilité du phosphore dans les eaux de ruissellement agricole.** Thèse de maîtrise, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy Québec, 203p.

Bottom, J.D., J.L. Taraba, I.J. Ross. 1983. Quality of runoff as function of time delay between manure application and rainfall event. ASAE paper no. 83-2614. ASAE, St-Joseph, Mich.; 30p.

Brady, N.C. 1984a. Nitrogen and sulfur economy of soils. Dans: **The Nature and Properties of Soils.** 9th ed. MacMillan Pub. Co, NY, 283-326

Brady, N.C. 1984b. Soil colloids: Their nature and practical significance. Dans: **The Nature and Properties of Soils.** 9th ed; MacMillan Pub. Co, NY, 140-188

Brady, N.C. 1984c. Supply and availability of phosphorus and potassium. Dans: **The nature and properties of soils.** 9th ed; MacMillan Pub. Co, NY, 327-362

Brown, M.P. 1983. **Transport and transformations of point and nonpoint source phosphorus.** Appendix IV to the nonpoint source control task force report to the water quality board. International Reference Group on Great Lakes Pollution from Land Use Activities, Windsor, Ontario, 29p

Bruce , J.P., R.H. Clark. 1966a. Streamflow. Dans: **Introduction to hydrometeorology.** Pergamon Press, London, pp33-56

Bruce , J.P., R.H. Clark. 1966b. Melting of snow and ice. Dans: **Introduction to hydrometeorology.** Pergamon Press, London, pp24-32

Bubenzer, G.D., J.C. Converse. 1975. **Impact of freezing and thawing soil conditions on the movement of nutrients by water from rural lands.** Water Resources Center, University of Wisconsin, Technical Report WIS WRC 75-10, 41p.

Buckman, H.O., N.C. Brady. 1969a. Nitogen and sulfur economy of soils. Dans: **The nature and properties of soils.** 7th ed., McMillan Co, London, pp437-472

Buckman, H.O., N.C. Brady. 1969b. The supply and availability of phosphorus and potassium. Dans: **The nature and properties of soils.** 7th ed., McMillan Co, London, pp473-503

Campbell, C.A., W.S. Furguson, F.G. Warder. 1970a. Winter changes in soil nitrate and exchangeable ammonium. Can. J. Soil Sci., 50:150-162

Campbell, C.A., V.O. Biederbeck, F.G. Warder. 1970b. Simulated early spring thaw conditions injurious to soil microflora. Can. J. Soil Sci., 50:257-259

Campbell, C.A., V.O. Biederbeck, F.G. Warder. 1971. Influence of simulated fall and spring conditions on the soil system. II. Effect on soil nitrogen. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 35:480-483

Cary, J.W , H.F Mayland. 1972. Salt and water movement in unsaturated frozen soil. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 36:549-555

Cescas, M.P. 1982. L'évolution de la consommation des engrais chimiques dans la province de Québec de 1958 à 1980. Agriculture; Décembre, 8-12

Chalk, P.M. 1973. **Nitrogen transformations, plant uptake and balance of fall and spring applied ammonia.** Thèse de doctorat, Université du Wisconsin, Madison, 151p

Chow, V.T. 1964. Runoff. Dans: **Handbook of applied hydrology.** Ven Tee Chow, ed; McGraw Hill Book Co, NY, pp14.1-14.54

Comfort, S.D., K.A. Kelling, D.R. Keeney, J.C. Converse. 1988. The fate of nitrogen from injected liquid manure in a silt loam soil. J. Environ. Qual., 17(2):317-322

Conseil des productions végétales du Québec. 1988. **Méthodes d'analyse des sols, des fumiers et des tissus végétaux.** AGDEX 533. Direction de la coordination scientifique et technique, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Sainte-Foy, Qc, 98p

Converse, J.C., G.D. Bubenzer, W.H. Paulson. 1976. Nutrient losses in surface runoff from winter spread manure. Transactions of the ASAE., 19:517-519

Coote, D.R., R. DeHaan. 1978. **Agricultural watersheds overview data analysis and extrapolation.** International Reference Group on Great Lakes Pollution from Land Use Activities, Windsor, Ontario, 79p

Couillard, D. 1990. **Epuration par le sol des eaux usées.** Notes de cours de l'unité Eau-7243, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, 58p.

Couillard, D., J.F. Li. 1991a. Effects of rainfall characteristics upon agricultural runoff water quality. Water Research, soumis pour publication

Couillard, D., J.F. Li. 1991b. Effects of tillage treatment on runoff characteristics. J. Environ. Qual., soumis pour publication

Crane, S.R., P.W. Westerman, M.R. Overcash. 1981. Short-term chemical transformations following land application of poultry manure. Trans. ASAE; 24(2):382-390

Davar, K.S. 1972. Débit de pointe-Phénomènes de fontes. Dans: **Manuel des principes d'hydrologie.** Gray, D.M. ed, Conseil National de Recherches du Canada, Ottawa, Ont, pp9.1-9.27

Davis, S., H. Weisheit. 1973. Dairy waste ponds effectively self-sealing. Trans. ASAE, 16(1):69-71

Deacon, E.L. 1973. Transfert between surface and atmosphere. Dans: **1st Australian Conf. on Heat and Mass Transfer;** Melboune, Australia, May 23-25

Dean, D.M., M.E. Foran. 1990. **The effect of farm liquid waste application on receiving water quality.** Interim report. Ausable Bayfield conservation authorithy, Exeter, Ontario, 27p

Denmead, O.T., J.S. Simpson, J.R. Freney. 1974. Ammonia flux into the atmosphere from a grazed pasture. Science, 185:609-610

Desai, A.G., S.M Umarye. 1981. Bioassay studies on fish, tilapia mossambica, for evaluating acute toxicity of ammoniacal nitrogen at various pH. Fert. News., 26(10):7-10,13

DeTar, W.R. 1979. Infiltration of liquid manure into soil. Trans. ASAE, 22(3):528-531

Dirksen, C., R.D. Miller. 1966. Closed-system freezing on unsaturated soil. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 30:168-173

Dommergues, Y., F. Mangenot. 1970a. Cycle de l'azote. Dans: **Ecologie microbienne du sol.** Masson et Cie, éd.; Paris, pp155-232

Dommergues, Y., F. Mangenot. 1970b. Transformations microbiennes du phosphore. Dans: **Ecologie microbienne du sol.** Masson et Cie, éd.; Paris, pp259-270

Donigian, A.S. et al. 1977. **Agricultural Runoff Management (ARM) model-version II. Refining and Testing.** EPA 600/3-77-098, 293p

Dornbush, J.N., J.R. Anderson. 1964. Lagooning of livestock in South Dakota. Dans: **Proc. 19th Ind. Waste Conf.,** Purdue Univ. pp317-325

Dubé, A. 1983. Définition et composition du fumier. Dans: **Manuel de gestion agricole des fumiers.** Min. Agric. Pêch. et Alim. du Québec. Québec, pp25-26

Elliot, L.F., G.E. Schuman, F.G. Viets Jr. 1971. Volatilization of nitrogen containing compounds from beef cattle areas. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 35:752-755

Focht, D.D., W. Verstraete. 1977. Biochemical ecology of nitrification and denitrification. Adv. Microb. Ecol., 1:135-214

Frere, H.M. et al. 1975. **ACTMO, An agricultural chemical transport model.** US Dept of Agr., ARS-H-3, 56p

Furguson, H., P.L. Brown, D.D. Dickey. 1964. Water movement and loss under frozen soil conditions. Soil Sci. Soc. Proc., 28:700-703

Gangbazo G., J. Buteau. 1985a. **Analyse de la gestion des fumiers dans le bassin versant de la rivière Chaudière: Etat de la situation et éléments de solution.** Min. Env. du Québec, Direction du milieu agricole et du contrôle des pesticides, Service du milieu agricole, Sainte-Foy, Envirodoq 850514, 91p

Gangbazo G., J. Buteau. 1985b. **Analyse de la gestion des fumiers dans le bassin versant de la rivière Yamaska: Etat de la situation et éléments de solution.** Min. Env. du Québec, Direction du milieu agricole et du contrôle des pesticides, Service du milieu agricole, Sainte-Foy, Envirodoq 850515, 106p

Gangbazo G., J. Buteau. 1985c. **Analyse de la gestion des fumiers dans le bassin versant de la rivière l'Assomption: Etat de la situation et éléments de solution.** Min. Env. du Québec, Direction du milieu agricole et du contrôle des pesticides, Service du milieu agricole, Sainte-Foy, Envirodoq 850513, 83p

Garstka, W.U. 1964. Snow and snow survey. Dans: **Handbook of applied hydrology.** Ven Tee Chow, ed; McGraw Hill Book Co, NY, pp10.1-10.57

Gilbertson, C.B. 1979. **Animal waste utilization on cropland and pastureland.** USDA Utilization Research Report no. 6, EPA-600/2-79-059, 135p

Gouin, D., D. Malo. 1977. **Caractérisation des apports-Rapport technique no. 14.** Rapport soumi au comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, Services de protection de l'environnement, Sainte-Foy, Qc., 332p

Gouvernement du Québec. 1982. **Le virage technologique-Bâtir le Québec; Phase 2. Programme d'action économique.** Editeur Officiel du Québec, 248p

Gray, D.M., D.I. Norum, J.M. Wigham. 1972. Infiltration et physique de l'écoulement de l'eau en milieu poreux. Dans: **Manuel des Principes d'Hydrologie.** Gray, D.M. ed; CNRC; Ottawa, Ont; pp5.1-5.58

Gurr, G.C., T.J. Marshall, J.T. Hutton. 1952. Movement of water in soil due to a temperature gradient. Soil Sci., 74:335-344

Hallberg, G.R. 1987. Nitrates in Iowa groundwater. Dans: **Rural groundwater contamination.** F.M. D'Itri and L.G. Wolfson, ed., Lewis Publishing Inc, Michigan, pp23-68

Hileman, L.H. 1971. Effect of rate of poultry manure application on selected soil chemical properties. Dans: **Proc. 1st International Symp. on livestock waste.** ASAE, St-Joseph, Mich, pp247-248

Hills, D.J. 1976. Infiltration characteristics from anaerobic lagoons. J. Water Pollution Control Federation, 48(4):695-698

Hoekstra, P. 1969. Water movement and freezing pressures. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 33:512-518

Hoff, J.D., D.W. Nelson, A.L. Sutton. 1981. Ammonia volatilization from liquid swine manure applied to cropland. J. Environ. Qual., 10:90-95

Hutchinson, G.L., F.G. Viets Jr. 1969. Nitrogen enrichment of surface water by absorption of ammonia volatilized from cattle feedlots. Science, 166:514-515

Ingram, J.J, D.A. Woolhiser. 1980. **Chemical transfer into overland flow.** Proc. ASCE Symp. on watershed management, Am. Soc. Civ. Eng., NY, pp40-53

Jellineck, H.H.G. 1967. Liquid-like (transition) layer on ice. J. Colloid and Interface Sci., 25:192-205

Jensen, R.D., M. Harisasan, G.S. Rahi. 1970. **The effect of temperature on water flow in soils.** Water Resources Research Institute, Mississipi State University, State College, Miss.

Jones, J.R., B.P. Borofka, R.W. Bachman. 1976. Factors affecting nutrient loads in some Iowa streams. Water Research, 10:117-122

Keeney, D.R. 1983. Tranformations and transport of nitrogen. Dans: **Agricultural Management and Water Quality.** Schaller, F.W. et G.W. Bailey, ed.; Iowa State Univ. Press, Ames, pp48-64

Kellems, R.O. 1976. **The effect of ration formulation on the subsequent generation of volatile gases and odors from bovine waste.** Ph.D. Thesis, Oregon State University, Corvallis, Ore, 59p

Khaleel, R. 1980. Hydrologic processes affecting nonpoint source pollution from agricultural lands. Dans: **Environmental Impact of Nonpoint Source Pollution.** Overcash, M.R. and J.M. Davidson, ed, Ann Arbor Science Pub. Inc., Mich., pp375-396

Klausner S.D., P.J. Zwerman, D.F. Ellis. 1976. Nitrogen and phosphorus losses from winter disposal of dairy manure. J. Environ. Qual., 5(1):47-49

Kittleson, K.M. 1987. The groundwater problem in Michigan. Dans: **Rural groundwater contamination.** F.M. D'Itri and L.G. Wolfson, ed., Lewis Publishing Inc, Michigan, pp69-84

Lauer, D.A., D.R. Bouldin, S.D. Klausner. 1976. Ammonia volatilization from dairy manure spread on soil surface. J. Environ. Qual., 5:134-141

Lesczynski, D.B. 1976. **Nitrate movement in plano silt loam under freezing and thawing conditions.** Thèse de doctorat, Univ. du Wisconsin, Madison, USA, 173p

Liebhardt, W.C., c. Golt, J. Tupin. 1979. Nitrate and ammonium concentrations of ground water resulting from poultry manure applications. J. Environ. Qual., 8(2):211-215

Lindley, J.A., A.C. Dale, J.V. Mannering. 1974. Animal waste and nitrate movement through soil. ASAE paper., No. 74-2017, 17p

Lindsay, W.L. 1979. Nitrogen. Dans: **Chemical equilibria in soils.** John Wiley and Sons, N.Y., pp267-280

Loehr, R.C. 1984. Nitrogen control. Dans: **Pollution control for agriculture.** 2nd ed; Academic Press, NY, pp341-368

Mack, A.R. 1962. Low temperature research on nitrate release from soil. Nature, 193:1342-1343

Male, D.M., D.M. Gray. 1981. Snowcover ablation and runoff. Dans: **Handbook of snow-Principles, processes, management and uses.** Gray, D.M., D.H. Male, eds; Pergamon Press, Toronto, 360-436

Malhi, S.S., M. Nyborg. 1986. Increase in mineral N in soils during winter and loss of mineral N during early spring in North-Central Alberta. Can. J. Soil Sci., 66:397-409

Martin, G. 1979a.Toxicologie humaine des produits azotés. Dans: **Le problème de l'azote dans les eaux.** Editions Technique et documentation, Paris, pp39-48

Martin, G. 1979b. Introduction au cycle de l'azote. Dans: **Le problème de l'azote dans les eaux.** Editions Technique et documentation, Paris, pp12-14

McCaskey, T.A., G.H. Rollins, J.A. Little. 1971. Water quality of runoff from grassland applied with liquid, semi-liquid and ''dry''waste. Dans: **Livestock Waste Management and Pollution Abatment.** Proc. int. symp. on Livestock Wastes. ASAE publ. 271; ASAE, St-Joseph, Mich., 239p

McGarty, J.W. 1962. Effect of freezing of soil on denitrification. Nature, 192:1342-1343

McIntosh, T.H., L.R. Frederick. 1958. Distribution and nitrification of anhydrous ammonia in a Nicollet sandy clay loam. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 22:402-405

Mckay, G.A. 1972. Precipitation. Dans: **Manuel des principes d'hydrologie.** Gray, D.M. ed, Conseil National de Recherches du Canada, Ottawa, Ont, pp2.1-2.113

McKeague, J.A. 1977. **Manuel des méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sols.** Soil Research Institute, Agriculture Canada, Ottawa, Ont., pp169-171

McNeely,R.N., V.P. Neimans, L. Dwyer. 1980. **Références sur la qualité des eaux-Guide des paramètres de la qualité des eaux.** Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Ottawa, Ont., No Cat. En37-54/1981F; 100p.

Meyer, L.D., D.L. McCune. 1958. Rainfall simulation for runoff plots. Agric. Eng., 39:644-648

Miller, M.H., A.C. Spires. 1978. **Contribution of phosphorus to the Great Lakes from agricultural land in the canadian Great Lakes bassin.** International Reference Group on Great Lakes Pollution from Land Use Activities. Windsor, Ontario, 56p

Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. 1981. **Nourir le Québec. Perspectives de développement du secteur de l'agriculture, des pêches et de l'alimentation pour les années '80.** Direction générale de la planification et des études économiques, Sainte-Foy, Qc, 261p

Ministère de l'Environnement du Québec. 1984. **Statistiques annuelles et mensuelles 1951-01--1980-12.** Station 7024280(R-05) Lennoxville-CDA. Service de la météorologie, Sainte-Foy, Québec, 1p

Ministère de l'Environnement du Québec. 1986a. **Eaux-Détermination de l'azote total, digestion U.V., méthode colorimétrique automatisée.** Préliminaire usage interne, Menviq 86.07/303 - N 3.1

Ministère de l'Environnement du Québec. 1986b. **Eaux-Détermination des orthophosphates, méthode colorimétrique automatisée avec l'acide ascorbique.** Préliminaire usage interne, Menviq 86.07/303 - P 1.1

Ministère de l'Environnement du Québec. 1986c. **Eaux-Détermination du phosphore total, digestion U.V., méthode colorimétrique automatisée.** Préliminaire usage interne, Menviq 86.07/303 - P 3.1

Ministère de l'Environnement du Québec. 1987a. **Agriculture et environnement.** Direction du milieu agricole et du contrôle des pesticides; Service agricole, Sainte-Foy, Qc, Rapport interne, 37p

Ministère de l'Environnement du Québec. 1987b. **Eaux-Détermination de l'azote ammoniacal, méthode colorimétrique automatisée avec le phénate de sodium.** Menviq, 87.11/303 - N 1.1

Ministère de l'Environnement du Québec. 1988. Projet de règlement-Prévention de la pollution des eaux par les établissements de production animale. Gazette officielle du Québec, 120ème année, 40:5029-5033

Ministère de l'Environnement du Québec. 1989. **Eaux-Détermination des nitrates et des nitrites, méthode colorimétrique automatisée avec le sulfate d'hydrazine et le N.E.D.** Menviq, 89.07-/303 - NO_3 1.1

Mitchell, J.K., R.W. Gunther. 1976. The effects of manure applications on runoff, erosion and nitrate losses. Trans. ASAE, 1104-1106.

More, D.G. 1972. **Nitrate movement in freezing or frozen soils.** Thèse de doctorat. South Dakota State University, USA, 86p

Morin, G., D. Cluis, D. Couillard, H.G. Jones, J.M. Gauthier. 1983. **Modélisation de la température de l'eau à l'aide du modèle quantité-qualité CEQUEAU.** INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Qué, Rapport scientifique no. 15, 103p.

Morin, G., D. Couillard, D. Cluis, G.H. Jones, J.M. Gauthier. 1987. Prévision des températures de l'eau en rivière à l'aide d'un modèle conceptuel. Hydrol. Sci. J., 32(1):31-41

Morin, G., D. Couillard. 1990. Predicting river temperature with a hydrological model. Dans: **Encyclopedia of Fluid Mechanics, volume 10: Surface and Groundwater Flow Phenomena.** Cheremisin off N.P. ed. Gulf Publishing Co., New Jersey, pp171-210

Morse, D.L., M.A. Woodburry, K. Rentmeester, D. Farmer. 1981. Death caused by fermenting manure. JAMA, 245(1):63-64

Murray, J.M., J.A. Gillies. 1971. Infiltration into frozen soils. Canadian Agric. Eng. 13(1):4-7

Murrman, R.P., P. Hoekstra, R.C. Bialkowski. 1968. Self-diffusion of sodium ions in frozen Wyoming bentonite-water pastes. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 32:501-506

Novotny, V., G. Chesters. 1981a. Hydrologic considerations. Dans: **Handbook of Nonpoint Pollution-Sources and Management.** Van Norstrand Reinhold Co, ed., NY, pp77-122

Novotny, V., G. Chesters. 1981b. Interaction of pollutants with soils. Dans: **Handbook of Nonpoint Pollution-Sources and Management.** van Norstrand and Reinhold, Co, ed., NY, pp211-267

Nersoeva, Z.A., N.A. Tsytovich. 1963. Unfrozen water in frozen soils. Dans: **Proc. First International Conference on Permafrost.** NRC-NAS Pub. No. 1287, pp230-234

Oglesby, R.T., W.R. Schaffner. 1975. The response of lakes to phosphorus. Dans: **Nitrogen and phosphorus-Food production, waste, and the environment.** K. S. Porter, ed., Ann Arbor Science Pub., Michigan, pp25-60

Osbern, L.N., R.O. Crapo. 1981. Dung Lung: a report on toxic exposure to liquid manure. Annals of Medecine, 95:312-314

Page, A.L., R.H. Miller, D.R. Keeney. 1984. Methods of soil analysis-part 2. Dans: **Chemical and microbiological properties,** 2nd ed., American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, pp403-407

Pagliai, M., P. Sequi. 1981. The influence of applications of slurries on soil properties related to run-off. Experimental approach in Italy. Dans: **Nitrogen Losses and Surface Run-off from Landspreading of Manures.** Brogan, J.C., ed, Martinus Nijhoff/DR. W. Junk Pub., London, pp45-65

Porter, K.S., J. Jacobs, D.A. Lauer, R.J. Young. 1975a. Nitrogen and phosphorus in the environment. Dans: **Nitrogen and phosphorus-Food production, waste, and the environment.** K. S. Porter, ed., Ann Arbor Science Pub., Michigan, pp3-24

Porter, K.S., D.A. Lauer, J. Messinger, D.R. Bouldin. 1975b. Flows of nitrogen and phosphorus. Dans: **Nitrogen and phosphorus-Food production, waste, and the environment.** K. S. Porter, ed., Ann Arbor Science Pub., Michigan, pp123-165

Prairie, D., Y. Choinière. 1982. **Changes in swine manure physical properties due to storing, refrigerating and freezing.** Project course 336-490D. Université McGill, Département de génie rural, Campus Macdonald, Ste-Anne-de-Bellevue, Québec, 110p

Primeau, S., Y. Grimard. 1990a. **Rivière Yamaska 1975-1988. Volume 1: Description du bassin et qualité du milieu aquatique.** Direction de la qualité du milieu aquatique, Ministère de l'environnement du Québec, Sainte-Foy, Qué, QE--66-1, Envirodoq 900060, 136p + annexes

Primeau, S., Y. Grimard. 1990b. **Rivière Yamaska 1975-1988. Volume 2: Résultats complémentaires sur la qualité des eaux.** Direction de la qualité du milieu aquatique, Ministère de l'environnement du Québec, Sainte-Foy, Qué, QE--66-1, Envirodoq 900060, 150p

Reddy, K.R., R. Khaleel, M.R. Overcash, P.W. Westerman. 1977. Conceptual modelling of nonpoint source pollution from land areas receiving animale wastes: I. Nitogen transformations. ASAE paper no. 77-4046, 43p

Reddy, K.R., R. Khaleel, M.R. Overcash, P.W. Westerman. 1978. Phosphorus-A potential nonpoint source pollution problem in the land areas receiving long-term application of wastes. Dans: **Best Management Practices for Agriculture and Silviculture.** Proc. of the 1978 Cornell Agricultural Waste Management Conference; Loehr, R.C. et al. eds, Ann Arbor Sci. Pub. Inc., Ann Arbor, Mich., pp193-211

Reddy, K.R., R. Khaleel, M.R. Overcash, P.W. Westerman. 1979a. A nonpoint source model for land areas receiving animal wastes: II. Ammonia volatilization. Trans. ASAE, 22(6):1398-1405

Reddy,K.K., R. Khaleel, M.R. Overcash, P.W. Westerman. 1979b. A nonpoint source model for land areas receiving animal wastes: I. Mineralization of organic nitrogen. Trans. ASAE, 22(4):863-872

Rice, S.D., J.E. Bailey. 1980. Ammonia concentrations in pink salmon, oncorhynchus gorbuscha, redds of sashin creek, southeastern Alaska. Fishery Bull., 78(3):809-810

Ross, I.J., S. Sizemore, J.P. Bowden, C.T. Haan. 1979. Quality of runoff from land receiving surface application and injection of liquid dairy manure. Trans. ASAE; 22(5):1058-1062

Russo, R.C. 1985. Ammonia, nitrite, and nitrate. Dans: **Fundamentals of aquatic toxicology: Methods and applications.** Hemisphere Publishing Corporation, Washington DC, pp455-471

SAS Institute. 1988. The GLM procedure. Dans: **SAS/STAT user's guide, release 6.03**, Cary, NC, pp549-640

Scarbrook, C.E. 1965. Nitrogen availability. Agronomy, 10:481-502

Schemenauer, R.S., M.O. Berry, J.B. Maxwell. 1981. Snowfall formation. Dans: **Handbook of snow-principles, processes, management and use.** Gray, D.M., D.H. Male, eds; Pergamon Press, Toronto, 129-152

Schodter, H., c. Tietjen. 1971. Statistical studies on the relation between nitrification and soil temperature and soil moisture. Agric. Meteorol., 9:77-91

Schuman, G.E., M.A. Stanley, D. Knudsen. 1973. Automated total nitrogen analysis of soil and plant samples. Dans: **The Soil Science Society of America proceedings**, Madison, Wisconsin, 37(3):480-481

Schwab, G.O., R.K. Frevert, T.W. Edminster, K.K. Barnes. 1966. Soil, water and plant relationship. Dans: **Soil and Water Conservation Engineering.** 2nd ed; John Wiley and Sons inc., NY, pp119-156

Schwab, G.O., R.K. Frevert, T.W. Edminster, K.K. Barnes. 1981a. Infiltration, evapotranspiration and transpiration. Dans: **Soil and Water Conservation Engineering.** 3rd ed; John Wiley and Sons, Inc., NY, pp49-67

Schwab, G.O., R.K. Frevert, T.W. Edminster, K.K. Barnes. 1981b. Runoff. Dans: **Soil and Water Conservation Engineering.** 3rd ed; John Wiley and Sons, Inc., NY, pp68-91

Sharpley, A.N., R.G. Menzel, S.J. Smith, E.D. Rhoades, A.E. Olness. 1981a. The sorption of soluble phosphorus by soil material during transport in runoff from cropped and grassed watersheds. J. Environ. Qual. 10(2):211-215

Sharpley, A.N., L.R. Ahuja, R.G. Menzel. 1981b. The release of soil phosphorus to runoff in relation to the kinetics of desorption. J. Environ. Qual. 10(3):386-391

Sharpley, A.N., S.J. Smith, B.A. Stewart, A.C. Mathers. 1984. Forms of phosphorus in soil receiving cattle feedlot waste. J. Environ. Qual. 13(2):211-215

Simoneau, M., Y. Grimard. 1989. **Qualité des eaux du bassin de la rivière l'Assomption 1976-1987.** Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité du milieu aquatique, EMA88-31, Envirodoq 890318, 234p + annexes

Statistique Canada. 1981. **Recensement du Canada de 1981. Agriculture Québec.** Min. des Approvisonnements et Services, Ottawa, Ont.

Steenhuis, T.S., G.D. Bubenzer, J.C. Converse. 1976. Ammonia volatilization of winter spread manure. ASAE paper no. 76-4514, 17p.

Steenhuis, T.S. 1977. **Modeling nitrogen and other nutrient losses from winter spread manure.** Thèse de doctorat, Université du Wisconsin-Madison, 219p

Steenhuis, T.S., R.E. Muck, G.D. Bubenzer, J.C. Converse. 1981. Modelling nutrient in runoff losses from winter spread manure. Dans: **Proc. 4th Int. Symp. on Livestock Wastes/1980.** ASAE, St-Joseph, Mich., pp281-285

Steenvoorden, Jopp H.A.M. 1989. Nitrogen cycling in manure and soils: Crop utilization and environmental losses. Dans: **Dairy Manure Management Proc.** Dairy Manure Management Symp. Syracuse, NY, NRAES-31, pp89-102

Stoeckeler, J.H., S. Weitzman. 1960. Infiltration rates in frozen soils in Northern Minnesota. Soil Sci. Soc. Proc., 24:137-139

Szumski, D.S., D.A. Barton, H.D. Putnam, R.C. Polta. 1982. Evaluation of EPA un-ionized ammonia toxicity criteria. J. Water Poll. Control Fed., 54(3):281-291

Tanji, K.K. 1980. Problems in modeling nonpoint sources of nitrogen in agricultural systems. Dans: **Environmental Impact of Nonpoint Source Pollution.** Overcash, M.R.; J.M. Davidson ed., Ann Arbor Science Pub. Inc, Mich., pp165-183

Taylor, S.A., J.W. Carry. 1965. Soil-water movement in vapor and liquid phases. Dans: **Proc. of the Montpellier Symposium, Methodology of Plant Eco-physiology.** United Nations Educational, Social, and Cultural Organization, Paris

Thériault, J. 1983. Inventaire du cheptel québécois. Dans: **Manuel de gestion agricole des fumiers.** Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Sainte-Foy, Qc, pp21-24

Thompson, D.B., T.L. Loudon, J.B. Gerrish. 1978. Animal manure movement in winter runoff for different surface conditions. Dans: **Proc. 1978 Cornell Conf.**, Rochester, NY, april 1978, pp145-157

Thompson, R.B., J.C. Ryden, D.L. Lockyer. 1987. Fate of nitrogen in cattle slurry following surface application or injection to grassland. J. Soil Sci., 38(4):689-700

Thompson, R.B., B.F. Pain. 1989. Denitrification from cattle slurry applied to grassland. Dans: **Nitrogen in organic wastes aplied to soils.** Proc. Int. Seminar on nitrogen in organic wastes applied to soils. Sept. 19-22, Aalborg, Denmark; J.A. Hansen, K. Henriksen eds. Academic Press, London

Tokarz, M.B., D.D. Schulte, G.E. Laliberte. 1979. **Characterization and assessment of non-point source pollution.** Inland Water Directorate, Office of Research Subvention, Manitoba, 242p

Trimble Jr, G.R., R.S. Sartz, R.S. Pierce. 1958. How type of soil frost affects infiltration. J. Soil and Water Cons. 13:81-82

Uhlen, G. 1981. Surface run-off and the use of farm manure. Dans: **Nitrogen Losses and Surface Run-off from Landspreading of Manures**. Brogan, J.C. ed, Martinus Nijhoff/DR. W. Junk Pub., London, pp34-43

U.S Army. 1960. **Engineering and design-Runoff from snowmelt.** Manuels-Corps of Engineering EM1110-2-1406, 59p

U.S. Environmental Protection Agency. 1971. Role of animal wastes in agricultural land runoff. Water Pollution Control Research Service, 13020 dgx 08/71

Wakahama, G. 1963. The infiltration of melt water into snow cover I. Low Temperature Sci. Ser. A.21, pp45-74

Wakahama, G. 1968. Infiltration of melt water into snow cover III. Flowing down speed of melt water in a snow cover. Low Temperature Sci. Ser. A.26, pp77-86

Walter, M.F. 1974. **Nitrate movement in soil under early spring conditions.** Thèse de doctorat. Université du Wisconsin, Madison, 146p

Walter, M.F., G.D. Bubenzer, J.C. Converse. 1975. Predicting vertical movement of manurial nitrogen in soil. Trans. ASAE, 18:100-105

Ward, R.C. 1967. Introduction. Dans: **Principles of hydrology.** McGraw Hill Pub. Co. Ltd, London, pp15-20

Westerman, P.W., M.R. Overcash. 1981. Short-term attenuation of runoff potential of land-applied swine and poultry manure. Dans: **Proc. 4th Int. Symp. on Livestock Wastes/1980.** ASAE; St-Joseph, Mich.; pp289-292

Westerman, P.W., L.M. Safley Jr, J.C. Barker, G.M. Chescheir. 1987. Available nutrients in livestock waste. Paper no. 9998 of the Journal series of the North Carolina Agricultural Research Service, Raleigh, NC., 295-307

Wiesner. C.J. 1970. Snow. Dans: **Hydrometeorology.** Chapman and Hall Ltd, London, pp141-146

Willis, W.O., C.W. Carlson, J. Alessi, H.J. Haas. 1961. Depth of freezing and spring run-off as related to fall soil-moisture level. Canadian J. Soil Sci., 41:115-123

Willis, W.O., H.L. Parkinson, C.W. Carlson, H.J. Haas. 1964. Water table changes and soil moisture loss under frozen conditions. Soil Sci. 98(4):244-248

Wisler, C.O., E.F. Brater. 1959a. Factors affecting runoff. Dans: **Hydrology**. 2nd ed, John Wiley and sons inc, London, pp31-56

Wisler, C.O., E.F. Brater. 1959b. Infiltration and soil moisture. Dans: **Hydrology**. 2nd ed, John Wiley and sons inc, London, pp103-126

Wisler, C.O., E.F. Brater. 1959c. Snow. Dans: **Hydrology**. 2nd ed, John Wiley and sons inc, London, pp301-318

WQI. 1987. Nitrates: A question of time, Water Quality Information, (1):24-28

Yake, W.E., R.K. James. 1983. Setting effluent ammonia limits to meet in-stream toxicity criteria. J. Water Poll. Control Fed., 55(3):303-309

Young R.A., C.K. Mutchler. 1976. Pollution of manure spread on frozen ground. J. Environ. Qual., 5(2):174-179

ANNEXE A

PROCEDURES D'ANALYSES UTILISEES

1. Echantillons de sol

L'azote total Kjeldahl a été déterminé suivant la méthode suggérée par Schuman et al.,(1973). L'azote ammoniacal, les nitrites et nitrates ont été déterminés selon la méthode suggérée par McKeague(1977). Le phosphore total a été déterminé selon la méthode proposée par Page et al.,(1984), alors que les orthophosphates ont été déterminés selon la méthode proposée par le Conseil des productions végétales du Québec(1988)

2. Echantillons d'eau, de neige et de lisier

1988-1989: Toutes les analyses ont été faites dans les laboratoires du Ministère de l'Agriculture du Canada (Station de recherches de Lennoxville). L'azote total Kjeldahl a été déterminé suivant la méthode suggérée par Schuman et al.,(1973). L'azote ammoniacal, les nitrites et nitrates ont été déterminés selon la méthode suggérée par McKeague(1977). Le phosphore total a été déterminé selon American Public Health Association(1981) et les orthophosphates selon Bausch & Lomb, Analytical Division(1974).

1989-1990: Toutes les analyses ont été faites dans les laboratoires du Ministère de l'Environnement du Québec à Sainte-Foy. Les méthodes utilisées sont décrites dans les références suivantes: Ministère de l'Environnement du Québec (1986a;1986b; 1986c;1987b;1989).

ANNEXE B

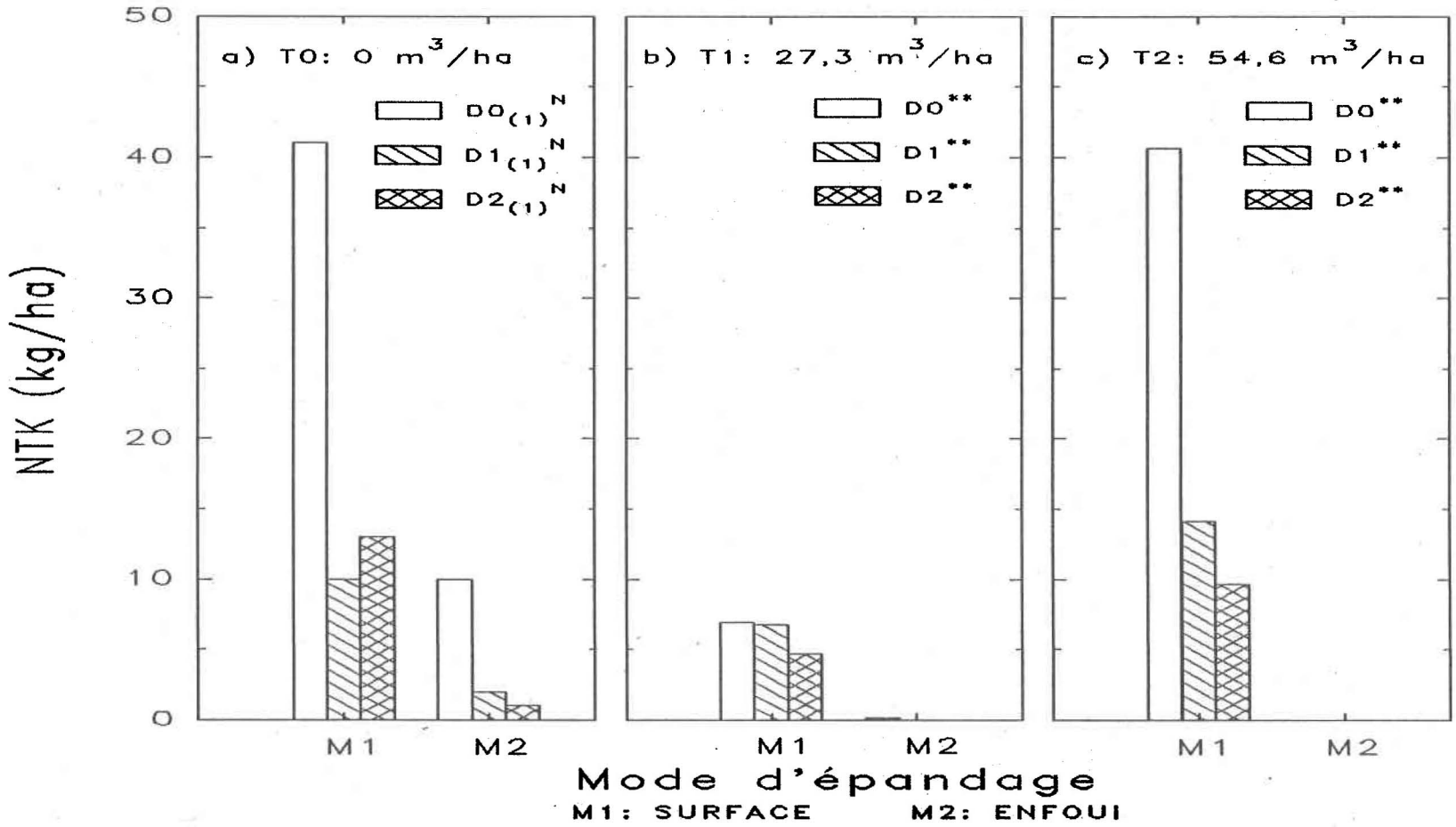
AUTRES RESULTATS

Annexe B.1 Charge d'azote total Kjeldahl (NTK) dans l'eau de ruissellement

Annexe B.2 Charge d'azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) dans l'eau de ruissellement

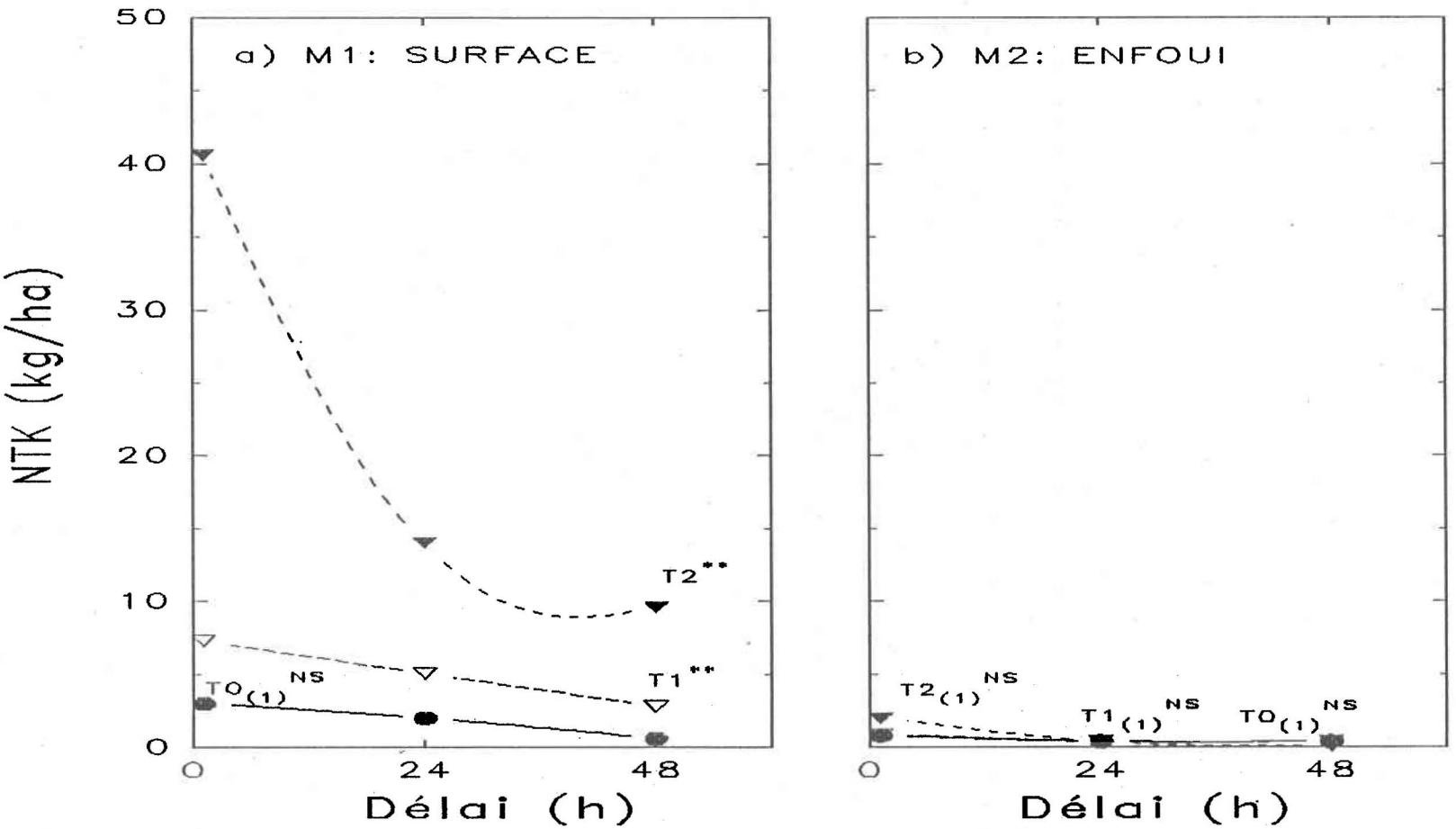
Annexe B.3 Charge de phosphore total (P) dans l'eau de ruissellement

Annexe B.4 Charge d'orthophosphates ($P\text{-}PO_4^{3-}$) dans l'eau de ruissellement



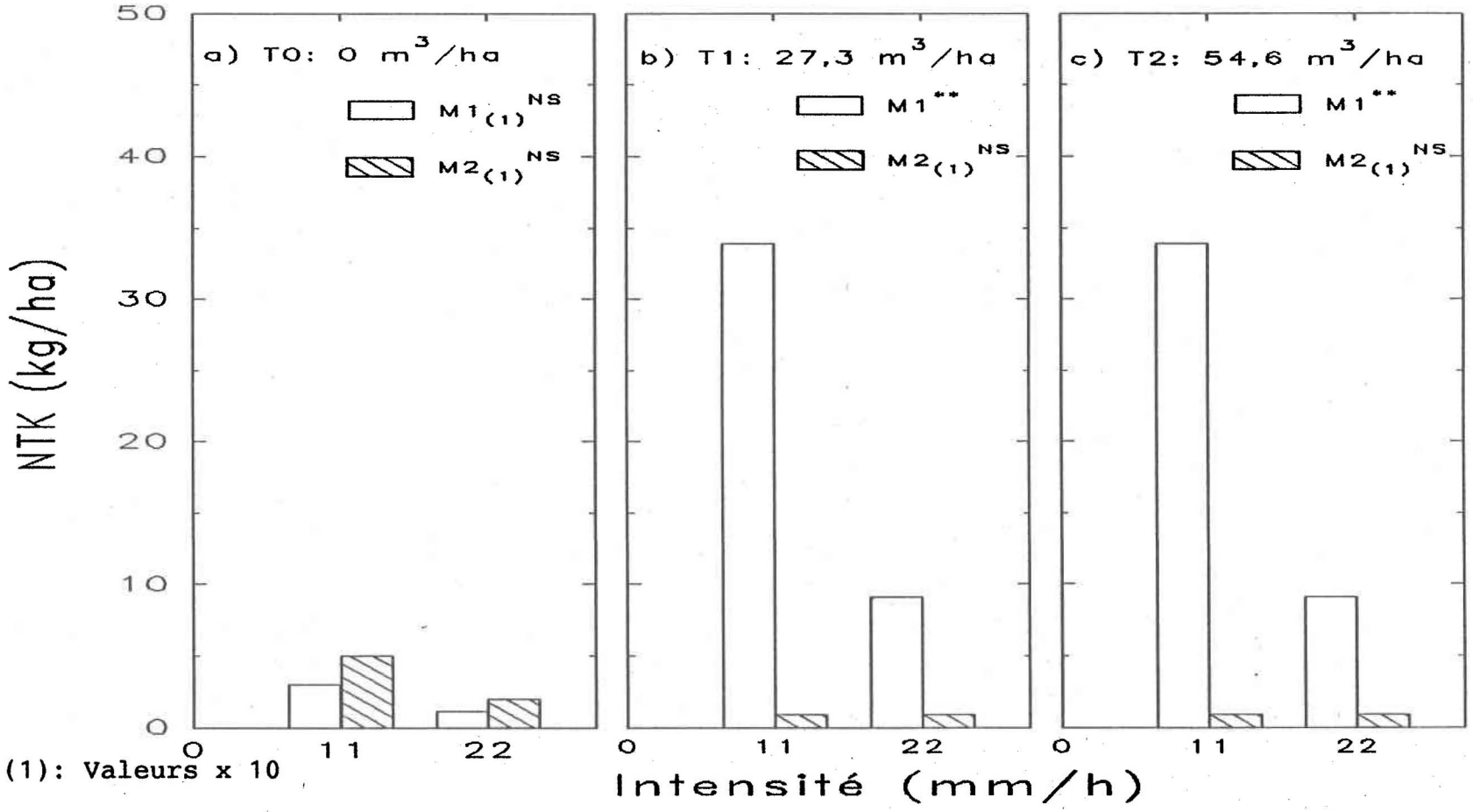
(1): Valeurs x 100

ANNEXE B.1.1:
Effet du mode d'épandage sur la charge d'azote total Kjeldahl (NTK) dans l'eau de ruissellement due à des pluies printanières. Interaction M(TxD). ** significatif au seuil de 1%; NS non significatif



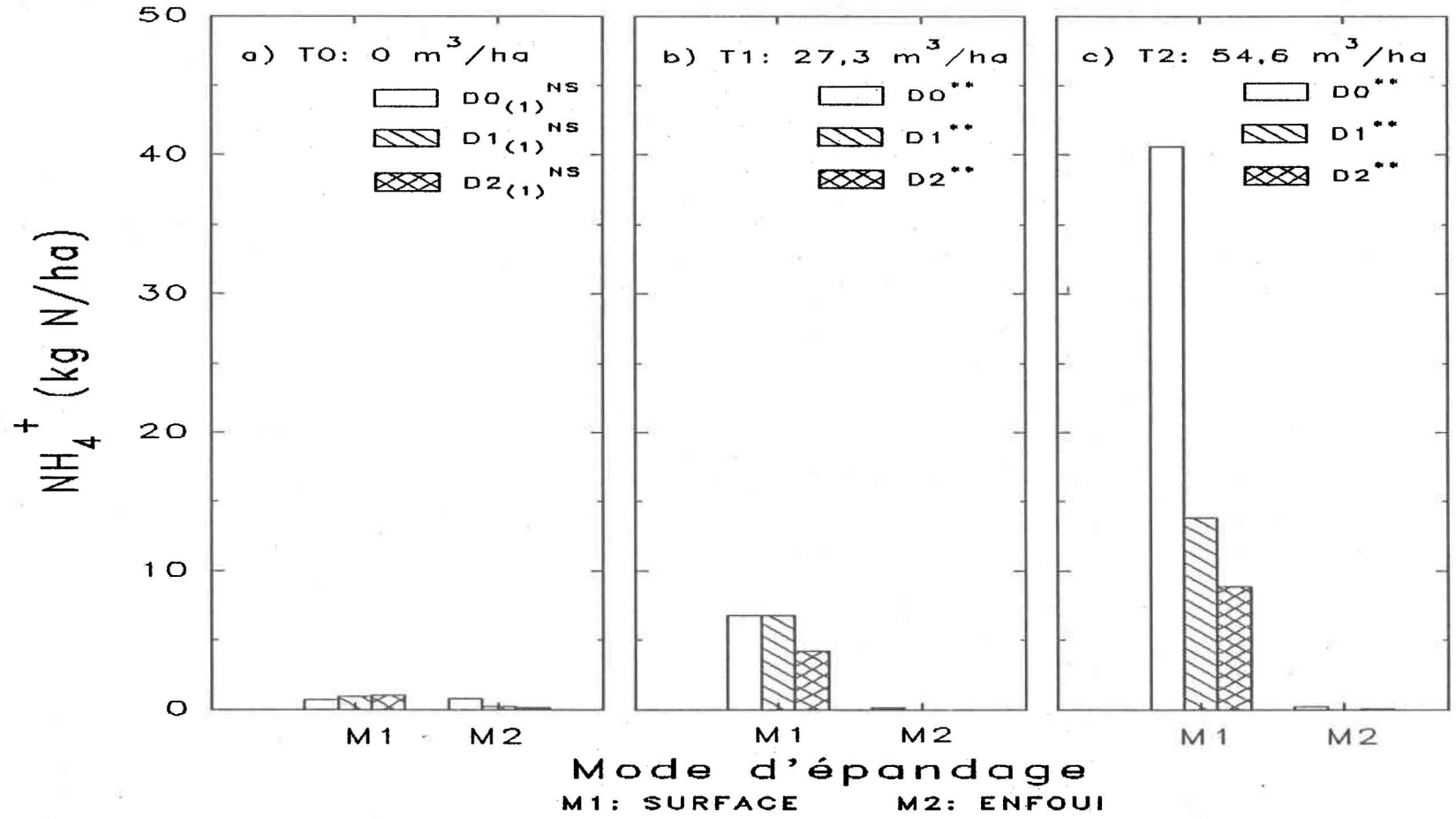
(1): Valeurs x 10

ANNEXE B.1.2:
Effet du délai entre l'épandage et l'événement de pluie printanière sur la charge d'azote total Kjeldahl (NTK) dans l'eau de ruissellement. Interaction D(TxM). ** significatif au seuil de 1%; NS non significatif



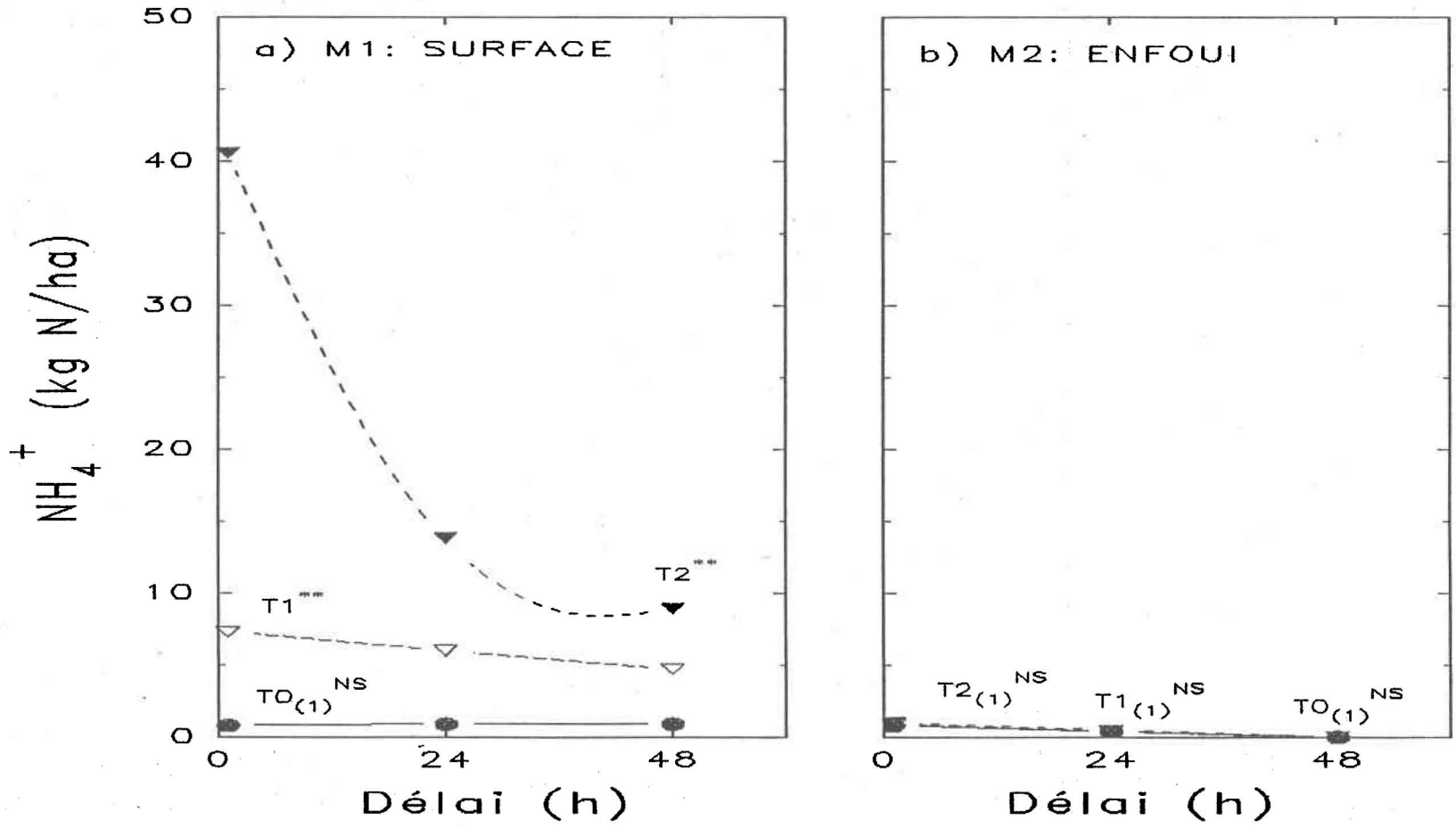
(1): Valeurs x 10

ANNEXE B.1.3:
Effet des pluies printanières sur la charge d'azote total Kjeldahl (NTK) dans l'eau de ruissellement suite à l'épandage du lisier. Interaction C(TxM). ** significatif au seuil de 1%; NS non significatif



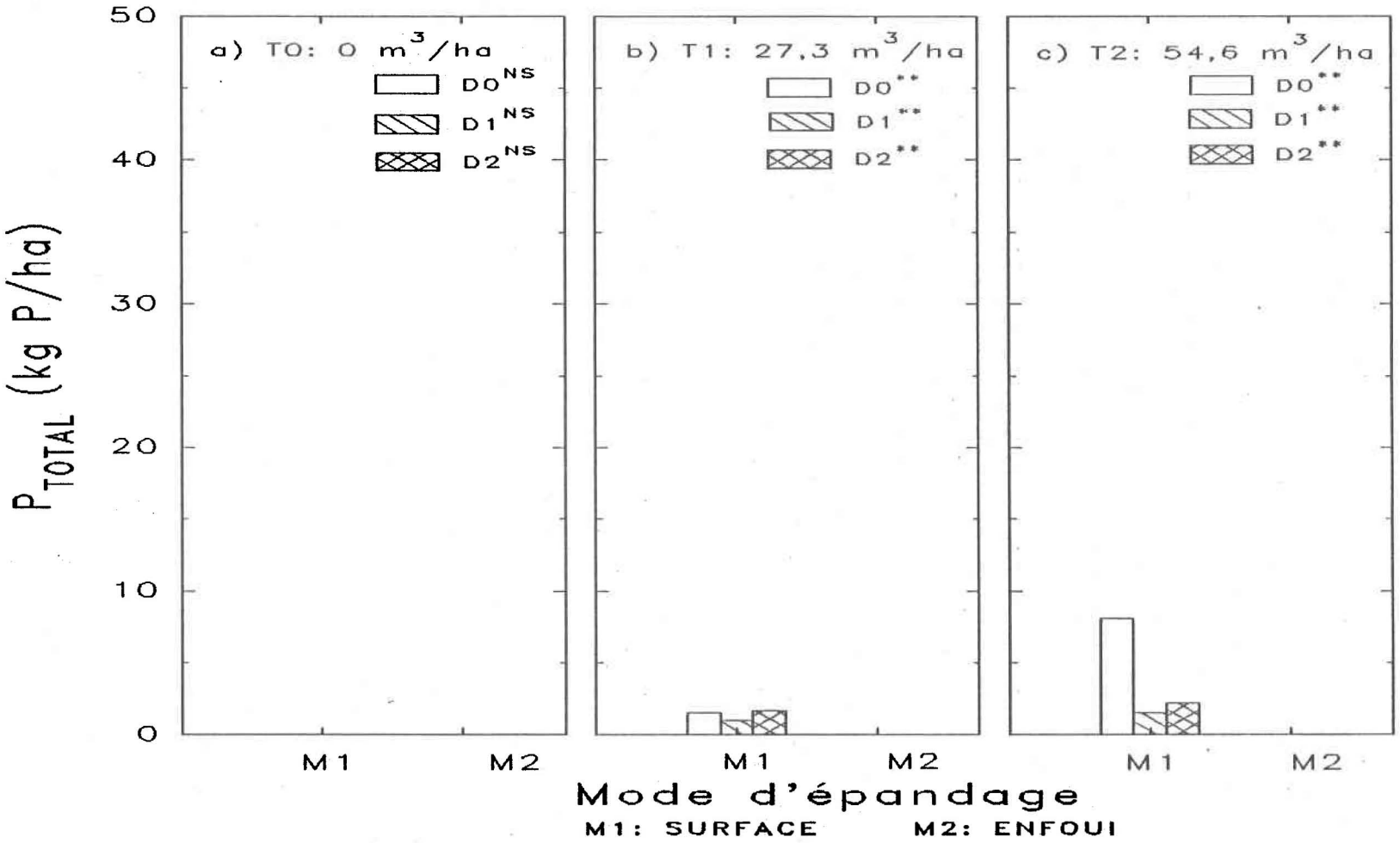
(1): Valeurs x 10

ANNEXE B.2.1:
Effet du mode d'épandage sur la charge d'azote ammoniacal ($N-NH_4^+$) dans l'eau de ruissellement due à des pluies printanières. Interaction M(TxD).
** significatif au seuil de 1%; ^{NS} non significatif

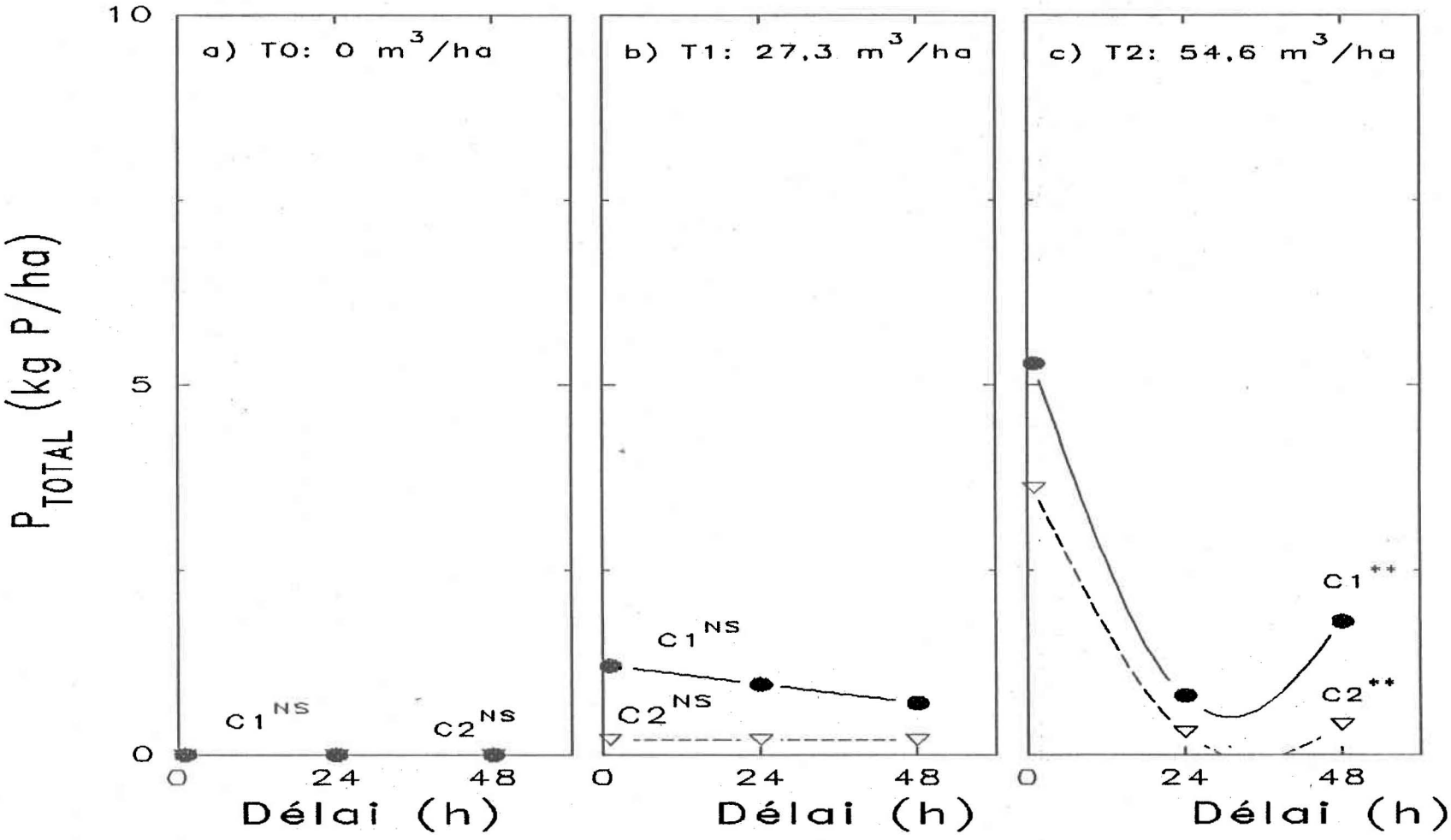


(1): Valeurs x 10

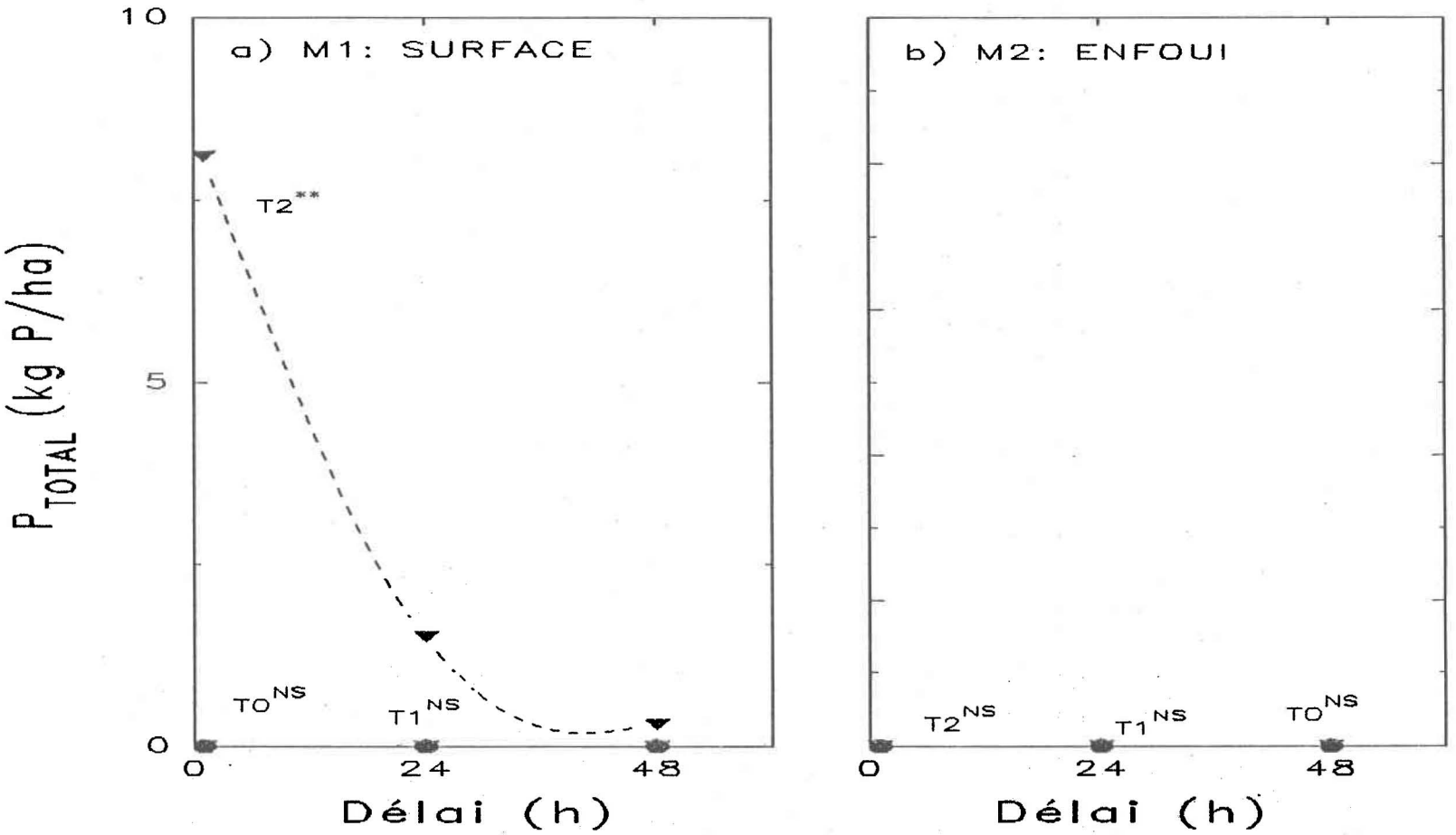
ANNEXE B.2.2:
Effet du délai entre l'épandage et l'événement de pluie printanière sur la charge d'azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) dans l'eau de ruissellement. Interaction D(TxM). ** significatif au seuil de 1%; NS non significatif



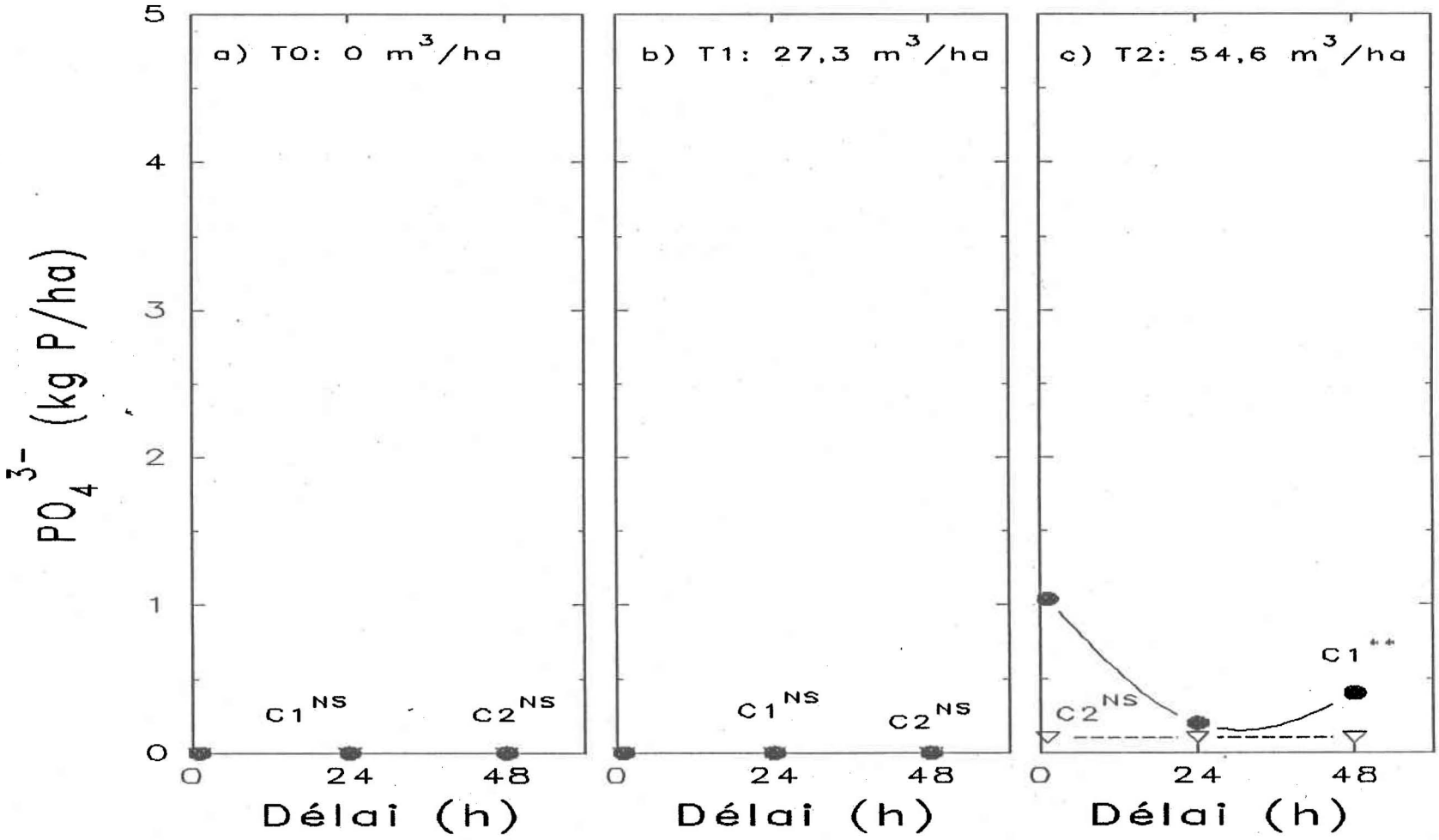
ANNEXE B.3.1:
Effet du mode d'épandage sur la charge de phosphore total (P) dans l'eau de ruissellement due à des pluies printanières. Interaction M(TxD). **significatif au seuil de 1%; NS non significatif



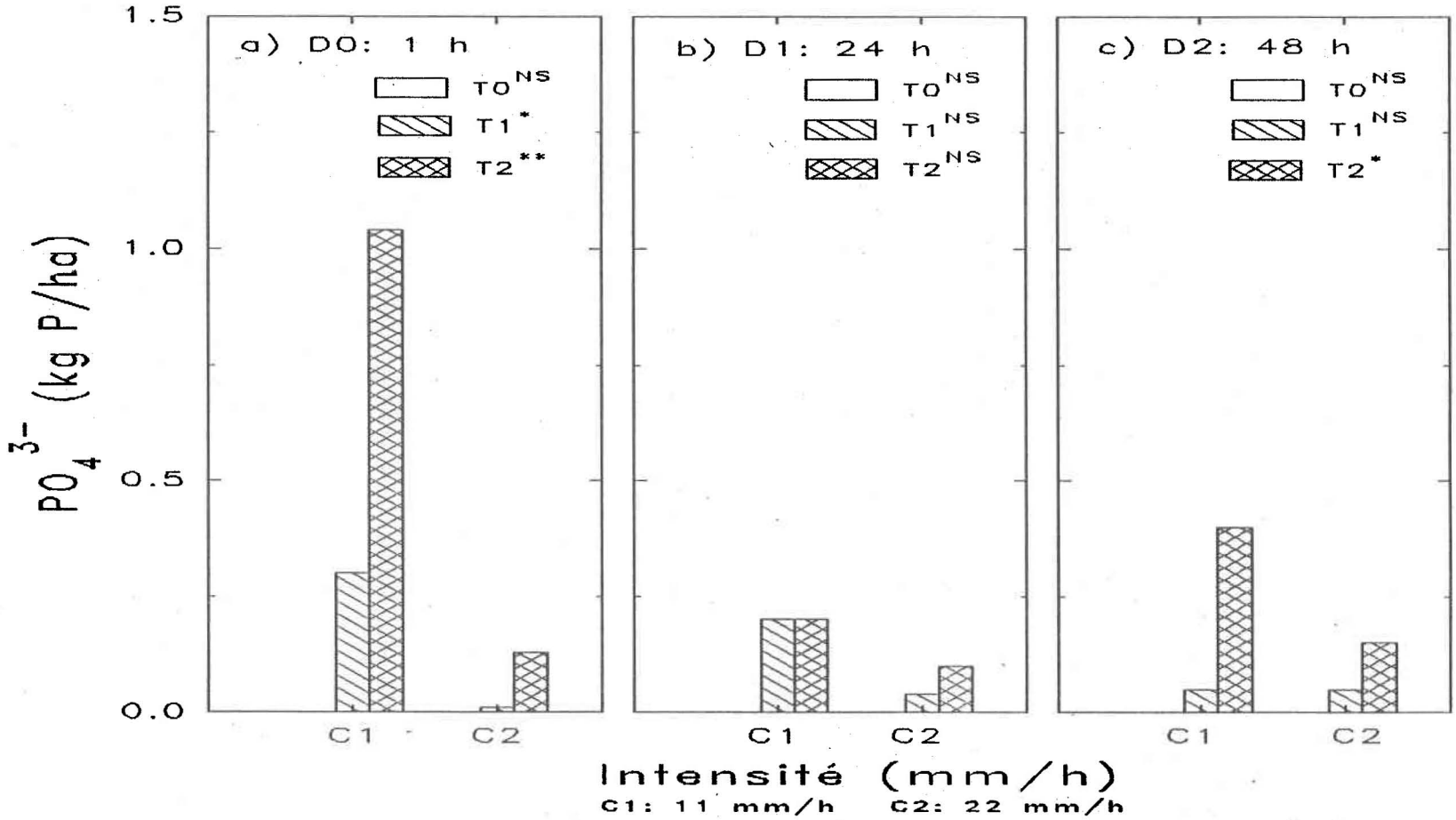
ANNEXE B.3.2:
Effet du délai entre l'épandage et l'événement de pluie printanière sur la charge de phosphore total (P) dans l'eau de ruissellement.
Interaction D(TxC). ** significatif au seuil de 1%; NS non significatif



ANNEXE B.3.3:
Effet du délai entre l'épandage et l'événement de pluie printanière sur la charge de phosphore total (P) dans l'eau de ruissellement.
Interaction D(TxM). ** significatif au seuil de 1%; NS non significatif



ANNEXE B.4.1:
Effet du délai entre l'épandage et l'événement de pluie printanière sur la charge d'orthophosphates ($P\text{-}PO_4^{3-}$) dans l'eau de ruissellement.
Interaction D(TxC). ** significatif au seuil de 1%; NS non significatif



ANNEXE B.4.2:
Effet des pluies printanières sur la charge d'orthophosphates ($P\text{-}PO_4^{3-}$) dans l'eau de ruissellement suite à l'épandage du lisier. Interaction C(TxD). **significatif au seuil de 1%; *significatif au seuil de 5%; ^{NS}non significatif