

Colloque en AGROENVIRONNEMENT**« L'AGRICULTURE ET L'ENVIRONNEMENT EN HARMONIE »****CONFERENCE****IMPACT DES SYSTÈMES ET PRATIQUES CULTURALES
SUR LA QUALITÉ DE L'EAU**

AUTEUR : **Simon P. GUERTIN**, Ph. D., chercheur scientifique
Institut de recherche et de développement en
agroenvironnement (IRDA)
Courriel : simon-p.guertin@irda.qc.ca

COLLABORATEUR : **Gordon BARNETT**, Ph. D., chercheur scientifique
Agriculture et Agroalimentaire Canada

1. INTRODUCTION

1.1 La qualité de l'eau

La qualité de l'eau est un sujet très vaste et complexe. Elle dépend de la concentration de plusieurs composantes inorganiques (As, amiante, Cd, F, Cu, NO₃, solides, et bien d'autres), organiques (*chlordanes, phénols et autres pesticides*), physiques (*couleur, odeur, et turbidité*), radiologiques (Ra, Sr) et microbiologiques (12). Cet exposé sera axé surtout sur les effets des systèmes et pratiques culturales, sur le nitrate, l'azote ammoniacal, et le phosphore dans l'eau et dans le sol.

1.2 Nutriments

Les nutriments sont des substances nécessaires pour la croissance des organismes biologiques. Ils comprennent les macronutriments tel que l'azote, le phosphore, le potassium et les oligoéléments comme le zinc, le cuivre, et le molybdène. Ces nutriments se retrouvent partout et naturellement dans l'air, le sol, et l'eau.

La loi canadienne sur la protection de l'environnement (7) considère que les nutriments atteignant l'eau favorisent notamment la croissance de la végétation aquatique et contribuent à la dégradation de ce milieu. Les conséquences négatives sur l'écosystème compromettent son utilisation par les humains, les animaux, et les plantes d'où la source de préoccupation pour la protection de l'environnement: de l'eau, du sol et des écosystèmes complets.

1.3 Changements

Avant l'industrialisation et le développement de l'agriculture, les mécanismes d'enrichissement de l'azote du sol et de l'eau se faisaient par la fixation microbienne de l'azote (1). Dans le cycle de cet élément nutritif, l'azote retournait dans l'atmosphère par la dénitrification. Par ailleurs, la biodisponibilité du P était augmentée seulement par les processus naturels de minéralisation des roches contenant cet élément.

Avec la croissance des villes, le développement industriel et l'intensification de l'agriculture; il y a eu une augmentation très importante des effluents ce qui a eu comme conséquence d'entraîner une élévation des charges en azote et en phosphore disponible dans les écosystèmes. L'utilisation des engrais minéraux a contribué à rehausser les quantités de ces éléments dans les écosystèmes. Une autre source importante de l'azote est la combustion des hydrocarbures fossiles.

Deux différences importantes existent par rapport au passé et pour lesquelles l'homme est directement responsable des conséquences, ce sont: premièrement, l'élévation des quantités d'azote et de phosphore disponible dans les écosystèmes, deuxièmement, les changements dans la distribution de N et de P suite à l'intensification de leurs usages à différents endroits au lieu d'être distribués plus uniformément sur la terre.

1.4 Sources anthropogéniques

Il est évident que les cycles naturels des nutriments ne peuvent pas être modifiés par l'homme. Cependant, les humains ont un rôle dans le cycle des nutriments.

Il serait intéressant de comparer l'importance des sources anthropogéniques (activités humaines) dans les écosystèmes. L'industrie agricole serait alors vue comme une contributrice importante des charges en N et en P dans les eaux de surface et souterraines (Tableaux 1 et 2).

Tableau 1. Comparaison des charges de P aux eaux de surface et souterraines de différentes sources.(1)

Source	Phosphore (10^3 t/y)						
	Atlant.	Québec	Ontario	Prairies	Colomb.	Territ.	Canada
Usines eaux usées	0.9	2.1	1.0	0.6	1.0	0.01	5.6
Égoûts							2.3
Systèmes septiques	0.3	0.5	0.6	0.3	0.2	0.01	1.9
Industrie ¹	0 ²	0.01 ³	1.0	0.4	0.7	0	2.0
Agriculture ⁴	10.0	29.0	18.0	-19.0	13.0		56.0
Aquaculture	0.2	0.01	0.04	0.01	0.2		0.5
Dépôt atmos.							nd

¹Basé sur $\text{NO}_3 + \text{NH}_3$

² Terre-neuve seulement, données pas disponibles pour MB, NS, NB, IPE

³ Industries déchargeant dans le St-Laurent seulement

⁴ Résiduelle dans le champ après la récolte, la quantité transférée aux eaux inconnue

Tableau 2. Comparaison des charges de N aux eaux de surface et souterraines de différentes sources.(1)

Source	Azote (10^3 t/y)						
	Atlant.	Québec	Ontario	Prairies	Colomb.	Territ.	Canada
Usines eaux usées	4.6	19.9	31.7	13.2	10.6	0.3	80.3
Égoûts							11.8
Systèmes septiques	2.2	3.7	5.0	2.6	1.9	0.05	15.4
Industrie ¹	0.1 ²	0.3 ³	9.9	0.6	0.9	0	11.8
Agriculture ⁴	18.0	46.0	14.0	188.0	29.0		294.0
Aquaculture	0.8	0.04	0.2	0.04	1.2		2.3
Dépôt atmos.	11.9	60.7	54.4	13.9	1.6	39.9	182.0

¹ Basé sur $\text{NO}_3 + \text{NH}_3$

² Terre-neuve seulement, données pas disponibles pour MB, NS, NB, IPE

³ Industries déchargeant dans le St-Laurent seulement

⁴ Résiduelle dans le champ après la récolte, la quantité transférée aux eaux est inconnue

Les émissions gazeuses dans l'atmosphère ne sont pas traitées dans le présent document, mais l'agriculture est un contributeur important, notamment, au chapitre de l'azote ammoniacal (Tableau 3).

Tableau 3. Charges d'azote à l'atmosphère canadienne de sources anthropogénique. (1)

Source de N	Forme (10^3 t an ⁻¹ , N)		
	N ₂ O	NO _x	NH ₃
Industrie	27	275	27
Transport	31	393	4
Agriculture ¹	38	Nd ²	570
Autre	2	82	19
Totale	98	750	623

¹ Ne comprend pas la combustion du pétrole et de la biomasse

² Peut être du même ordre des émissions industrielles

Au Tableau 4, il est clair que les engrais minéraux, le fumier, et les légumineuses sont des sources anthropogéniques importantes en ce qui concerne les sols en cultures. Il ne faut cependant pas oublier que ces nutriments sont déposés ou appliqués dans des systèmes (sol-plantes) où les zones de fuite sont nombreuses. Il est donc nécessaire de mieux encadrer leurs

sources et les interventions pour assurer un meilleur contrôle des nutriments notamment dans les systèmes culturaux.

Tableau 4. Charges de N et de P de sources anthropogéniques appliquées aux sols canadiens. (1)

Source de nutriments	Nutriment (10^3 an^{-1})	
	TN	TP
Appliqué aux sols cultivés		
Engrais	1576	297
Fumier	384	139
Légumineuses	773	
Biosolides	8.4	5.3
Dépôt atmosphérique	43	
Total appliqué	2784	442
Prélevé par les cultures	2491	386
Différence	293	56
Appliqué aux sols forestiers		
Engrais	1.4	
Composts	3	5.5
Dépôt atmosphérique	1495	
Sites d'enfouissement		
Biosolides	3.6	2.3
Déchets solides	nd	nd

1.5 Méfaits

Le transfert des nutriments dans les plans d'eau peut résulter en plusieurs conséquences négatives notamment

- l'augmentation du contenu en nitrates dans les eaux de surface et/ou souterraine pouvant causer des troubles physiologiques par exemple l'hémoglobinémie, l'avortement spontané
- les pertes des écosystèmes humides

- l'eutrophication des plans d'eau à la suite de la forte croissance des algues et des mauvaises herbes aquatiques qui peuvent produire des toxines
- la réduction de l'oxygène de l'eau, la détérioration du goût et de l'odeur et, du changement des espèces de poissons en faveur de celles moins désirables
- l'augmentation de la biomasse des plantes en milieu aquatique et une réduction du nombre d'espèces

Tableau 5. Charges en N et P dans les eaux de ruissellement et de drainage (4)

Paramètre	Charge annuelle kg ha ⁻¹	Charge printanière			
		Ruissellement kg ha ⁻¹	Drainage kg ha ⁻¹	Total kg ha ⁻¹	Total (%)
TKN	8.0	1.5	1.4	2.9	36
NH ₄ -N	1.8	1.1	0.04	1.2	67
NO ₃ -N	43	1.0	17	18	42
TP	0.40	0.18	0.07	0.25	63
PO ₄ -P	0.15	0.03	0.01	0.04	27

1.6 Conclusions

Les activités humaines ont contribué à augmenter la quantité et à changer la distribution des nutriments sur la terre. L'agriculture est un des secteurs dans lequel la gestion raisonnée des nutriments est importante. Dans cet exposé, les effets de quelques pratiques culturales sur le devenir des nutriments de source anthropogénique seront présentés.

2. PRATIQUES CULTURALES ET PERTES EN N ET EN P

2.1 Essais expérimentaux

L'impact des méthodes de préparation du sol sur le volume et la qualité de l'eau a été évalué pour la culture du maïs (10). Dans une des études, il y avait cinq traitements :

1. Conventiennel: labour automnal, hersage au printemps
2. Semis-direct dans une prairie de trèfle rouge, recevant de l'atrazine sur 30 % de la surface
3. Semis-direct dans une prairie de trèfle rouge, recevant de l'atrazine sur 100 % de la surface
4. Semis-direct sur retour de maïs, résidus de maïs ayant été hâchés et laissés en surface
5. Semis-direct sur retour de maïs, passage d'un «off-set» à l'automne

2.2 Volume d'eau

Les résultats démontrent que le volume d'eau drainée était deux à trois fois plus élevé que celui de l'eau ruissellée (Fig.1). Il n'y a pas eu d'effet significatif des pratiques sur le volume d'eau de drainage bien qu'il y ait une tendance à être un plus élevé dans le système semis-direct, sans trèfle.

Par contre, suite aux interventions de préparation de sol CT et NTO (Fig.1), le volume d'eau ruissellée a augmenté par rapport au semis-direct, les traitements ayant eu du trèfle (NTB, NTS) en générant moins. La réduction du volume d'eau ruissellée par le semis-direct est maintenant évidente. (11).

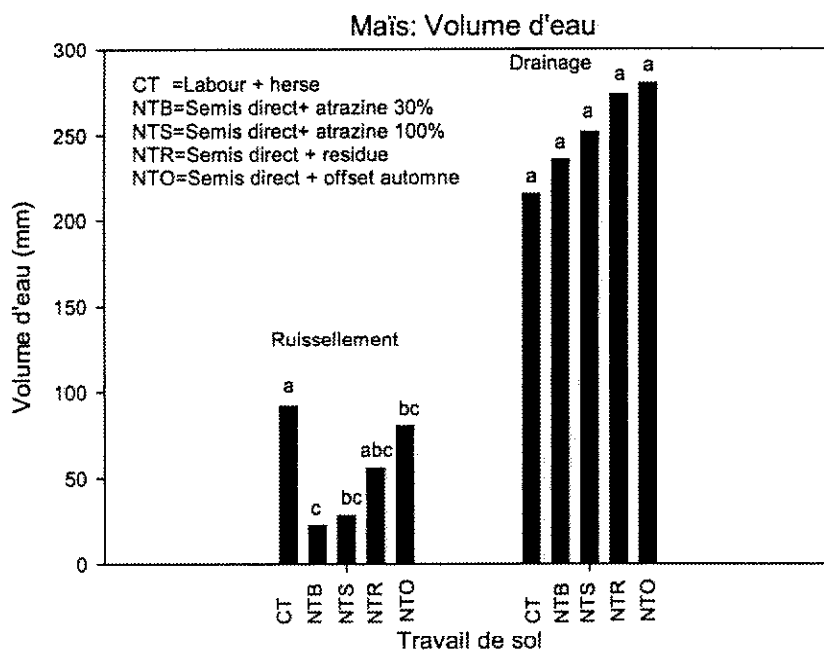


Figure 1. Effet du travail de sol sur les pertes d'eau. (Traitements avec le même caractère ne sont pas différents à P = 0.05.) (9)

2.3 Pertes de sol

Le semis-direct a permis de réduire les pertes de sol de façon importante par rapport au travail conventionnel du sol (Fig.2), principalement quand un chaume de trèfle était laissé en surface. Cette pratique serait donc utile dans la réduction des pertes de sol et des éléments polluants qui y sont associés afin d'éviter l'enrichissement des eaux en nutriments.

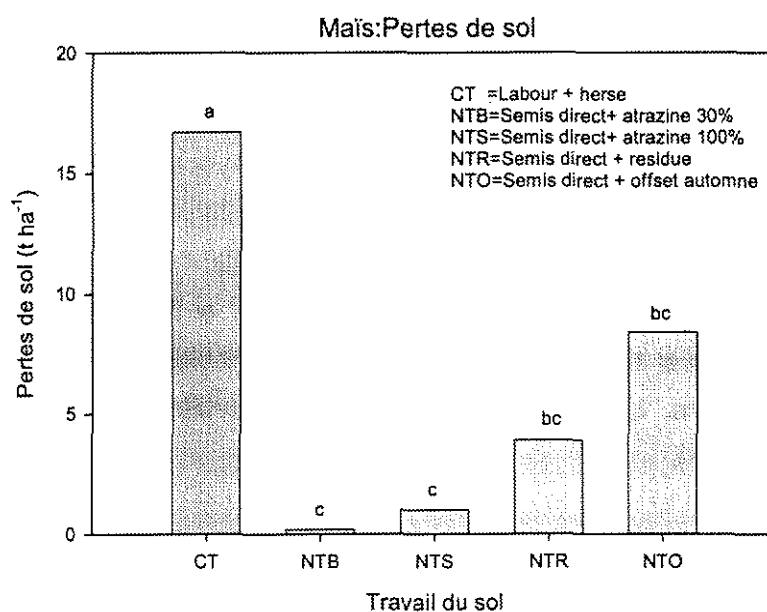


Figure 2. Effet du travail de sol sur les pertes de sol. (Traitements avec le même caractère ne sont pas différents à P = 0.05.) (9)

2.4 Pertes de nitrate

Les semis-directs sur prairie de trèfle ont favorisé la réduction des pertes des nitrates dans les eaux de drainage (Fig. 3). En général, le semis-direct a eu tendance à limiter le déplacement des nitrates dans l'eau de ruissellement (Fig. 3). Pour ce qui est des événements pluvieux survenus après l'application de l'engrais azoté, le niveau de nitrates dépassait de 2 à 3 fois dans l'eau de ruissellement et de 5 à 6 fois la norme de 10 ppm N-NO₃.

En général, le semis-direct s'est montré une pratique culturale favorable à la réduction des charges polluantes vers les plans d'eau.

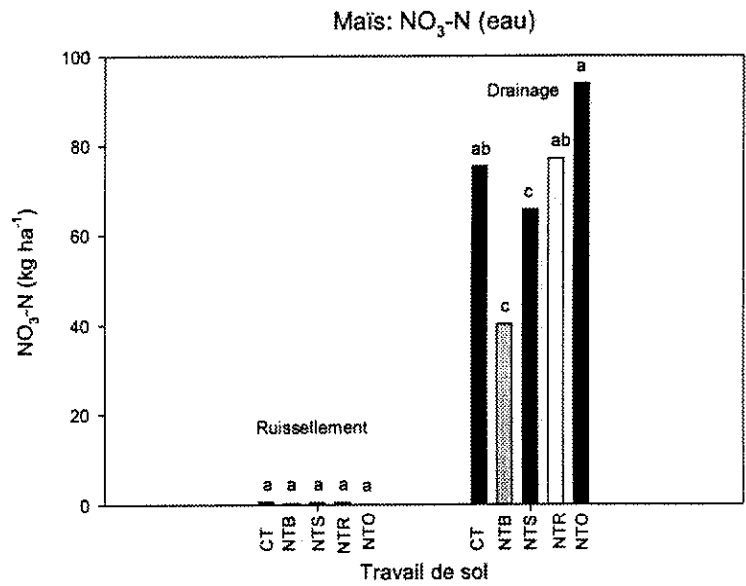


Figure 3. Effet du travail de sol sur les pertes en NO₃-N. (Traitements avec le même caractère ne sont pas différents à P = 0.05.) (9)

2.5 Pertes en P

Les pertes en P ont été minimales dans la plupart des pratiques culturales étudiées (ci-haut mentionné). Toutefois, en semis-direct on note une légère tendance à l'enrichissement du contenu en P de l'eau de drainage contrairement à ce qu'on observait dans l'eau de ruissellement. (Fig. 4.)

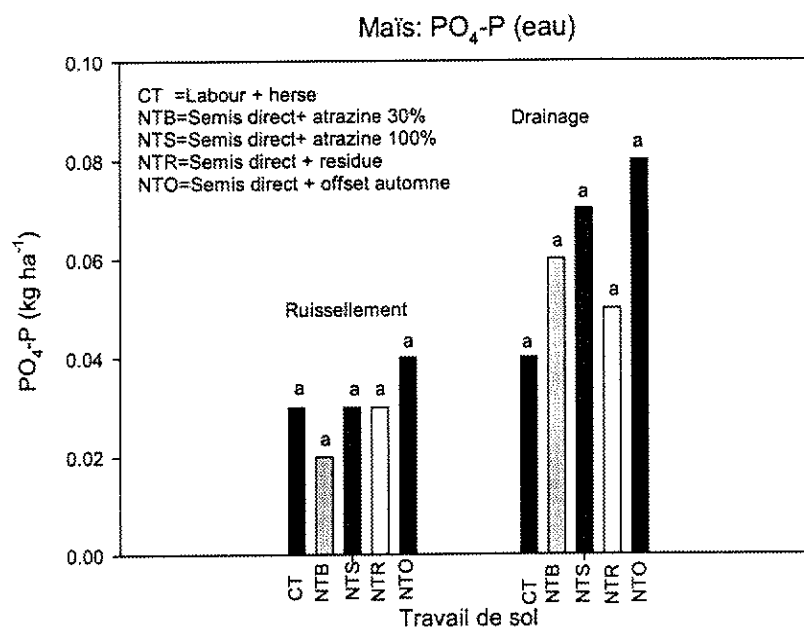


Figure 4. Effet du travail de sol sur le PO₄-P dans l'eau. (Traitements avec le même caractère ne sont pas différents à P = 0.05.) (9)

2.6 Atrazine

Le semis-direct a permis de limiter la perte d'atrazine dans l'eau de ruissellement comme les résultats d'analyse de l'eau l'ont montré six jours suivant son application (Fig.5). Cette observation est d'autant plus évidente lorsque l'atrazine était appliqué en bande.

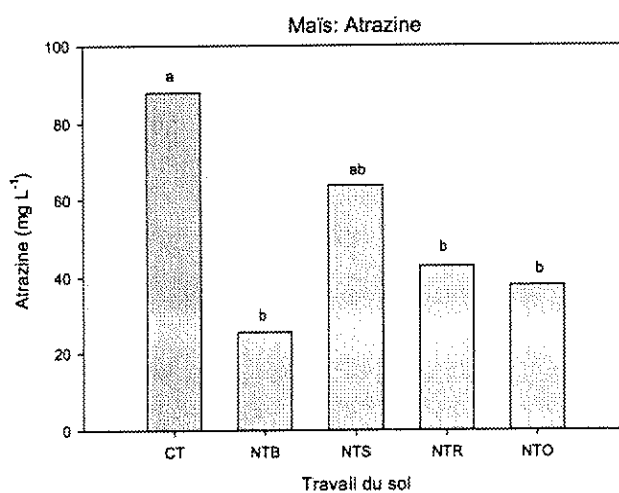


Figure 5. Effet du travail de sol sur les pertes en atrazine. (Traitements avec le même caractère ne sont pas différents à P = 0.05.) (9)

2.7 Conclusion

La pratique du semis-direct dans la culture de maïs a généralement permis de réduire les pertes en sol, en nitrate et en atrazine de même que le volume d'eau ruissellée. Toutefois, il n'en est pas de même pour le P, ni pour le volume d'eau drainée sous semis-direct. Un accroissement du volume d'eau de drainage est souvent observé en semis-direct par rapport à une préparation conventionnelle du sol dans la culture de maïs.

3 PRATIQUES CULTURALES ET LE FUMIER

3.1 Lisier de porc aux doses agronomiques

Une expérience a été menée en parcelles confinées afin d'étudier l'impact du temps d'application de lisier de porc sur la qualité des eaux de surface et souterraines. Les résultats ont montré qu'il n'existait aucune différence concernant la teneur en azote totale, en azote ammoniacal, en nitrates, en phosphore totale, et en ortho-phosphate des eaux ruissellées et de drainage entre le lisier de porc appliqué en pré ou en post-émergence et un engrais minérale, sur la qualité de l'eau (4). Les trois fumures appliquées correspondaient à 152 kg ha⁻¹ de N.

Il est intéressant de remarquer que 69 % de l'eau ruissellée et que 59 % de l'eau drainée dans une année étaient perdues pendant les périodes de fonte et post-fonte des neiges (Tableau 6). La période de la fonte a produit 95 % du volume d'eau ruissellée et 15 % du volume de celle drainée.

Tableau 6. Quantité d'eau perdue (4)

Période	Ruissellement		Drainage	
	Moyenne(mm)	CV(%) ¹	Moyenne(mm)	CV(%) ¹
Fonte des neiges	125.0	62	12.9	138
Post fonte	5.8	124	70.3	75
Total	130.8		83.2	
Année	189.9		141.5	

¹Coefficient de variation

Pendant la période de fonte de la neige, les pertes en N-NO₃ et N-NH₄ étaient de l'ordre des charges atmosphériques soit : 75 % de l'azote NTK sous forme ammoniacale (Tableau 7). Par contre, au cours de la période post-fonte, on a retrouvé que seulement 3 % du NTK sous forme N-NH₄. Par ailleurs, pendant la période de fonte, le contenu en N-NO₃ a augmenté de 1 kg ha⁻¹ dans l'eau ruissellée alors qu'il atteignait 18 kg ha⁻¹ dans l'eau de drainage en post-fonte. De plus, il est à noter que 40 à 70 % des nutriments perdus l'étaient au printemps.

Les périodes de fonte et de post-fonte sont les plus importantes en ce qui concerne les pertes de nutriments du sol..

Tableau 7. Pertes de nutriments au printemps (4)

Paramètres	Charge annuelle	Charges printannières	
	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	%
TKN	8.0	2.9	36
NH ₄ -N	1.8	1.2	67
NO ₃ -N	43.0	18.0	42
TP	0.40	0.25	63
PO ₄ -N	0.15	0.04	27

3.2 Lisier de porc à doses élevées

3.2.1 Essai expérimental

Le projet (3) comprenait deux cultures soient: le maïs-ensilage (dose de N minérale à 180 kg ha¹) et les plantes fourragères (dose de N minérale à 55 kg ha¹). Chaque culture avait reçu quatre traitements:

1. Témoin: Dose de N minérale,
2. Dose de N minérale + 2 fois cette dose de N sous forme de lisier de porc à l'automne
3. Dose de N minérale + 2 fois cette dose de N sous forme de lisier de porc au printemps
4. Dose de N minérale + 1 fois cette dose de N sous forme de lisier de porc au printemps
+ 1 fois cette dose de N sous forme de lisier de porc à l'automne.

3.2.2 Pertes d'eau

Pendant la première année, sous culture de maïs, le volume d'eau collecté était plus important au total (ruissellement et drainage) que sous les plantes fourragères (238 mm vs 202 mm). Au cours de la seconde et de la troisième année, le volume d'eau collectée était comparable entre les deux cultures (398 mm, 35 % de la précipitation totale et, 222 mm, 24 % du total de précipitation, respectivement).

Il n'y a pas eu de différence entre les deux cultures pour la période automnale (16, 212, 77 mm), hivernale (58, 65, 80), et printanière (79, 100, 40 mm) pour les trois années, respectivement. Par contre, le maïs a laissé échapper plus d'eau que le fourrage en période estivale pendant les trois années : (68, 12, et 17 vs 42, 2, et 1 mm). Les traitements n'ont pas eu d'effet.

3.2.3 Charges totales annuelles en NH₄-N (eau)

La culture

La première année, il n'y a pas eu de différence entre les cultures (fourrage en voie d'établissement), tandis que le maïs a exporté 64 % et 200 % de plus que le fourrage la deuxième et la troisième année, respectivement.

Traitements

Par rapport au témoin (engrais seulement), l'application automnale de tout le lisier a triplé la charge (drainage + ruissellement) la première année et l'a doublé à chacune des années subséquentes (Fig. 6). Les concentrations moyennes de 1.44, 0.88, et 1.03 mg L⁻¹ de N-NH₄ dans l'année 1, 2 et 3 respectivement ont excédées la norme de 0.5 mg L⁻¹ (3). Ces résultats contrastaient avec les 0.47, 0.36, et 0.48 mg L⁻¹ dans l'eau du témoin. Par ailleurs, les pertes résultant de l'application automnale de lisier ont excédées celles produites par le lisier appliqué au printemps ou en deux applications.

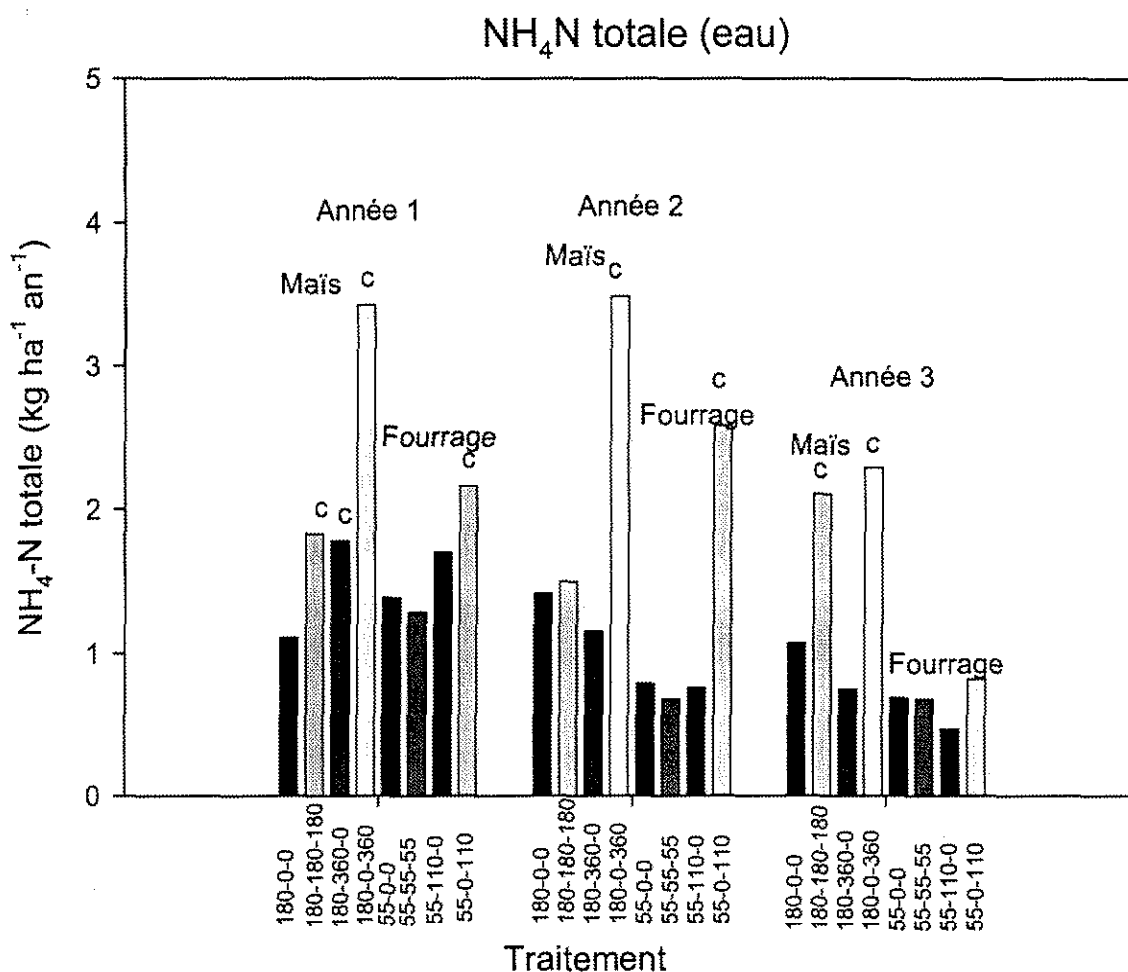


Figure 6. Effet du lisier de porc sur le $\text{NH}_4\text{-N}$ dans l'eau totale. (Code des traitements : premier chiffre = N minérale, deuxième = N lisier printemps, troisième = N lisier automne.) (3)

L'application de lisier au cours de la période automnale a produit les mêmes effets sur l'eau collectée des parcelles sous plantes fourragères. Contrairement, sous culture de maïs, il n'y avait pas de différence entre la charge du témoin et celles des autres traitements. Conséquemment, pour réduire les pertes de N-NH_4 , l'application automnale n'est pas à recommander.

Comme le N-NH_4 est éventuellement transformé sous forme de N-NO_3 , il est alors intéressant de voir s'il y a moins de N-NO_3 dans l'eau des sols recevant le lisier à l'automne que dans l'eau de ceux qui l'ait reçu une partie ou en totalité au printemps. Les résultats ont montré que les pertes en N-NO_3 étaient comparables peu importe le temps d'application du lisier qu'il soit à

l'automne ou au printemps, 100 % automne 160.8 kg ha⁻¹ de N-NO₃-, 100 % printemps 175.6 kg ha⁻¹ de N-NO₃, et 50-50 % 194.9 kg ha⁻¹ de N-NO₃ comparativement au témoin avec 94.5 kg ha⁻¹ de N-NO₃.

Il y a, plus de risque de pertes en N-NH₄ quand le lisier était appliqué à l'automne.

3.2.4 Transport de N-NH₄ (eau)

Sous les deux cultures, il n'y a pas eu de différence dans le contenu en N-NH₄ retrouvé dans l'eau de drainage. Mais, au cours de la deuxième et de la troisième année, sous la culture de maïs, il y a eu deux fois plus de pertes en N-NH₄ que sous la culture fourragère (1.48 vs 0.70 kg ha⁻¹, en deuxième année). Malgré que les deux cultures aient proportionnellement eu le même excès de lisier, il y a eu des pertes en N-NH₄ plus importantes sous la culture de maïs que sous celle herbacée à cause de quantités supérieures appliquées.

La plus grande partie de la perte en N-NH₄ (85 à 90 %) s'est produite par l'eau de ruissellement (Fig.7) et l'application automnale chez le maïs était généralement le seul traitement qui a laissé échappé plus de N-NH₄ que le témoin (3.00 vs 1.02 kg ha⁻¹ pour l'année 1, 3.17 vs 1.13 kg ha⁻¹ pour l'année 2, et, 2.10 vs 1.00 kg ha⁻¹ pour l'année 3). La même tendance s'est produite pour la culture fourragère.

Il ressort de cette étude que le ruissellement est la voie principale de perte pour le N-NH₄. L'application automnale de lisier augmente les pertes en N-NH₄ comparativement aux autres périodes de l'année.

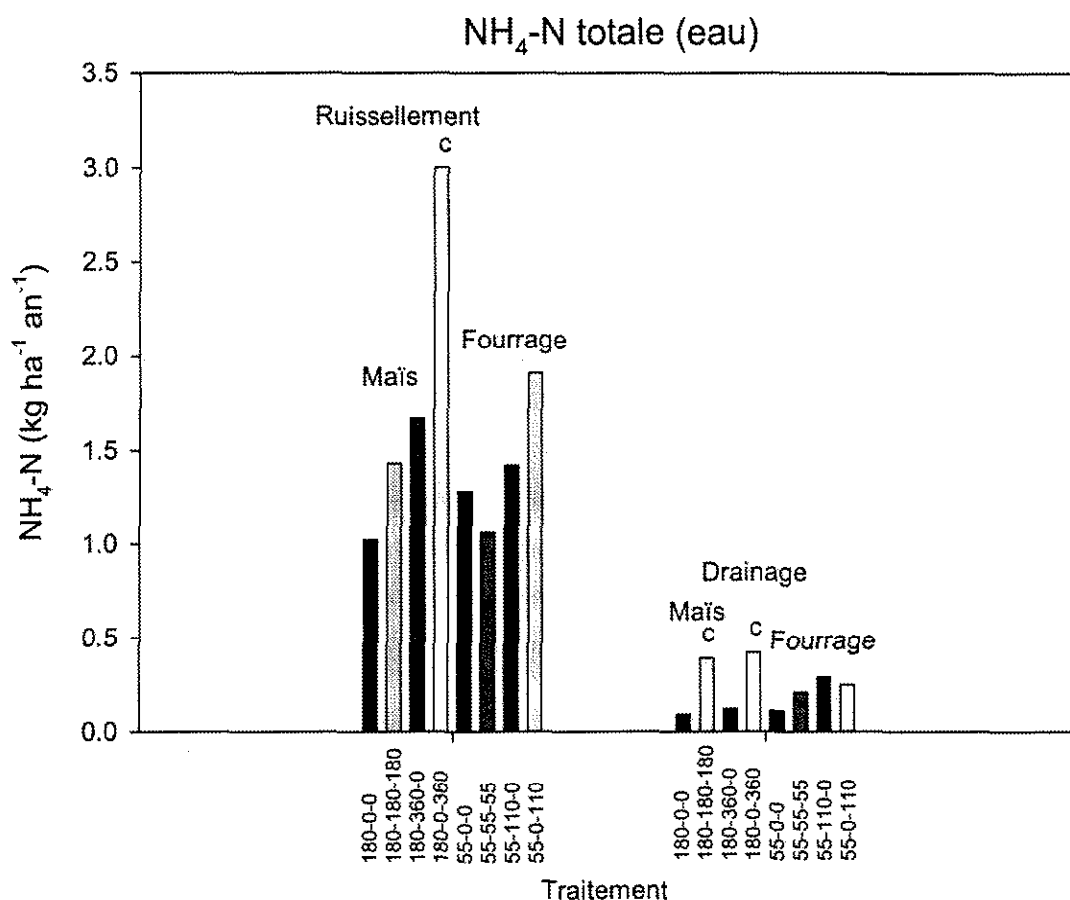


Figure 7. Effet du lisier de porc sur les pertes en NH₄-N selon la voie. (Code des traitements : Premier = N minérale deuxième = N lisier printemps, troisième = N lisier automne.) (3)

3.2.5 Charges saisonnières (eau)

Généralement les charges en hiver de N-NH₄ étaient plus élevées que celles enregistrées à l'automne (Fig. 8). Les concentrations variaient de 1.54 mg L⁻¹ à 3.93 mg L⁻¹, ce qui est supérieur à la norme de 0.5 mg L⁻¹. Par contre, l'eau provenant du témoin contenait entre, 0.33 mg L⁻¹ et 0.48 mg L⁻¹.

Les charges de N-NH₄, au printemps, ont diminué par rapport à celles enregistrées à l'automne. Toutefois, elles sont demeurées beaucoup plus élevées que celles obtenues à l'été et à l'automne. Bien qu'il y ait eu baisse de la charge de N-NH₄ suite à l'application printanière par

rapport à celle automnale il en demeure que la concentration en N-NH_4 reste encore deux fois plus élevé que le témoin (0.26 mg L^{-1}).

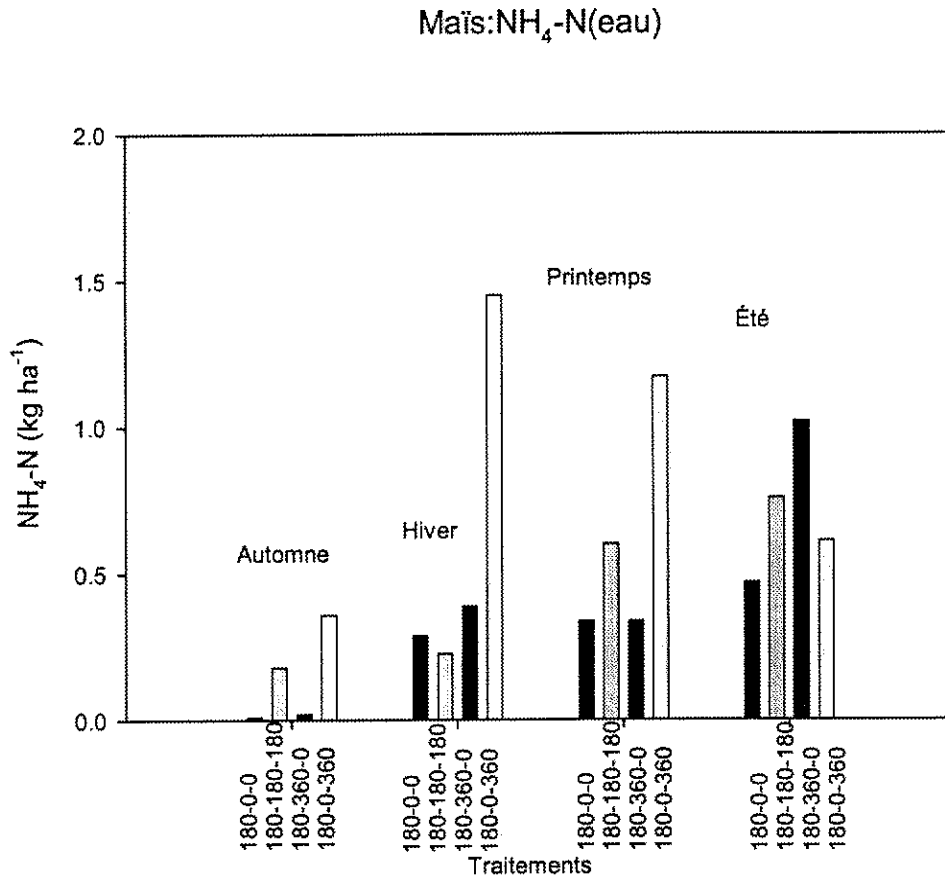


Figure 8. Effet du lisier de porc sur les pertes en $\text{NH}_4\text{-N}$ selon la saison. (Code des traitements :Premier chiffre = N minérale, deuxième = N lisier printemps, troisième = N lisier automne.) (3)

3.2.6 Charges annuelles en nitrates (eau)

Les charges en nitrates étaient de beaucoup supérieures à celles en N-NH_4 (2). Le maïs a laissé échappé l'équivalent de 151 kg ha^{-1} de N-NO_3 par l'eau de ruissellement et par l'eau de drainage tandis que sous les fourrages, il n'y a eu que 19.65 kg ha^{-1} de N-NO_3 . En fait, de 92 à 98 % du nitrate était perdu dans l'eau de drainage.

Les traitements avec fumier ont laissé échappé le double de nitrates que le témoin sans fumier (Fig.9). Il est intéressant de remarquer que le traitement appliqué en totalité à l'automne a perdu un peu moins de nitrates que l'application fractionnée ou celle effectuée au printemps, ce qui

correspond aux pertes plus élevées en N-NH_4 . Par ailleurs, l'observation était l'inverse sous la culture fourragère, l'application effectuée en totalité à l'automne a donné environ 50 % de plus de nitrates que le témoin recevant l'engrais minéral et les traitements ayant eu le lisier fractionné ou appliqué au printemps.

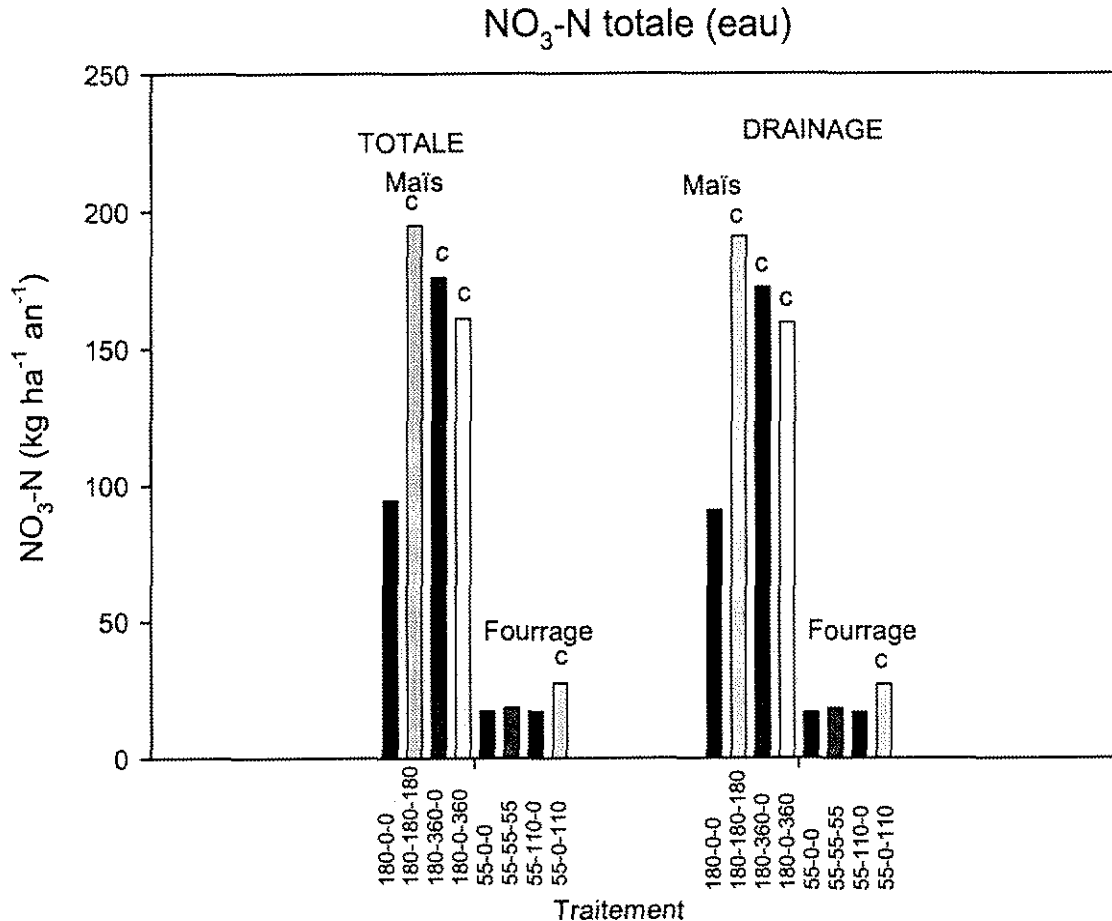


Figure 9. Effet du lisier de porc sur les pertes en $\text{NO}_3\text{-N}$ dans l'eau. (Code des traitements : premier chiffre = N minérale, deuxième = N lisier porc printemps, troisième = N lisier automne. C = différent du témoin à $P = 0.05$.) (2)

3.2.7 Effets saisonniers sur les nitrates (eau)

La plupart des pertes de nitrates sous la culture de maïs se sont produites à l'automne et ensuite au printemps, l'ajout du lisier, surtout en période estivale, augmentant les pertes de beaucoup (Fig.10). Les pertes de nitrates étaient relativement faibles en été et en hiver, des résultats comparables étaient enregistrés sous la culture fourragère.

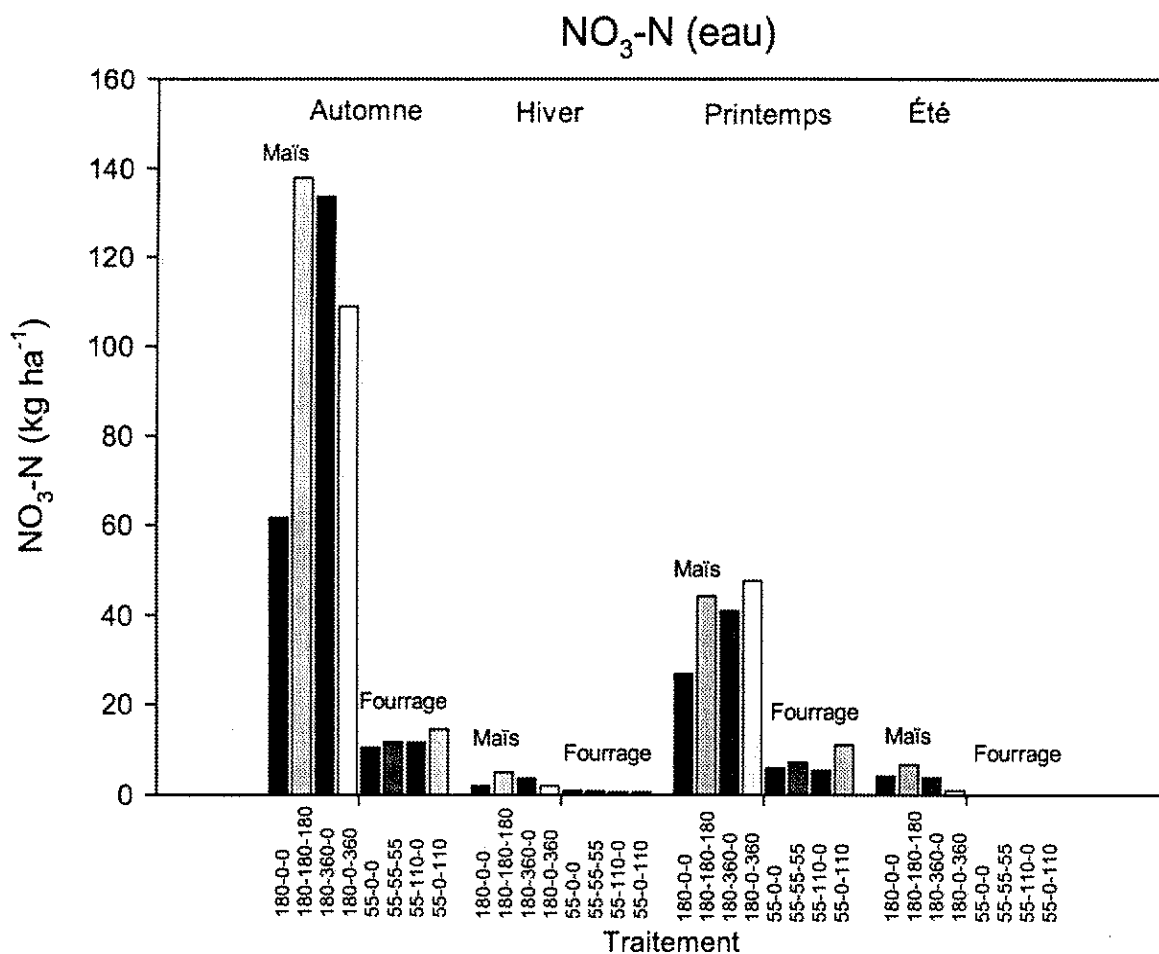


Figure 10. Effet du lisier du porc sur les pertes en NO₃-N dans l'eau selon la saison. (2)

3.2.8 P-total et P-ortho dans l'eau

Généralement, il n'y a pas de différence marquée entre les traitements engrais et lisier appliqué en été ou aux saisons automnale et printannière (Fig.11). Toutefois, l'application automnale en totalité du lisier a fait augmenter les pertes en P pendant l'hiver sous la culture de maïs et sous celle des herbacées en plus de celle à l'automne pour le fourrage. Le lisier était incorporé dans le cas du maïs et laissé en surface pour le fourrage, ce qui explique les pertes importantes dans le cas du fourrage à l'automne et pendant l'hiver.

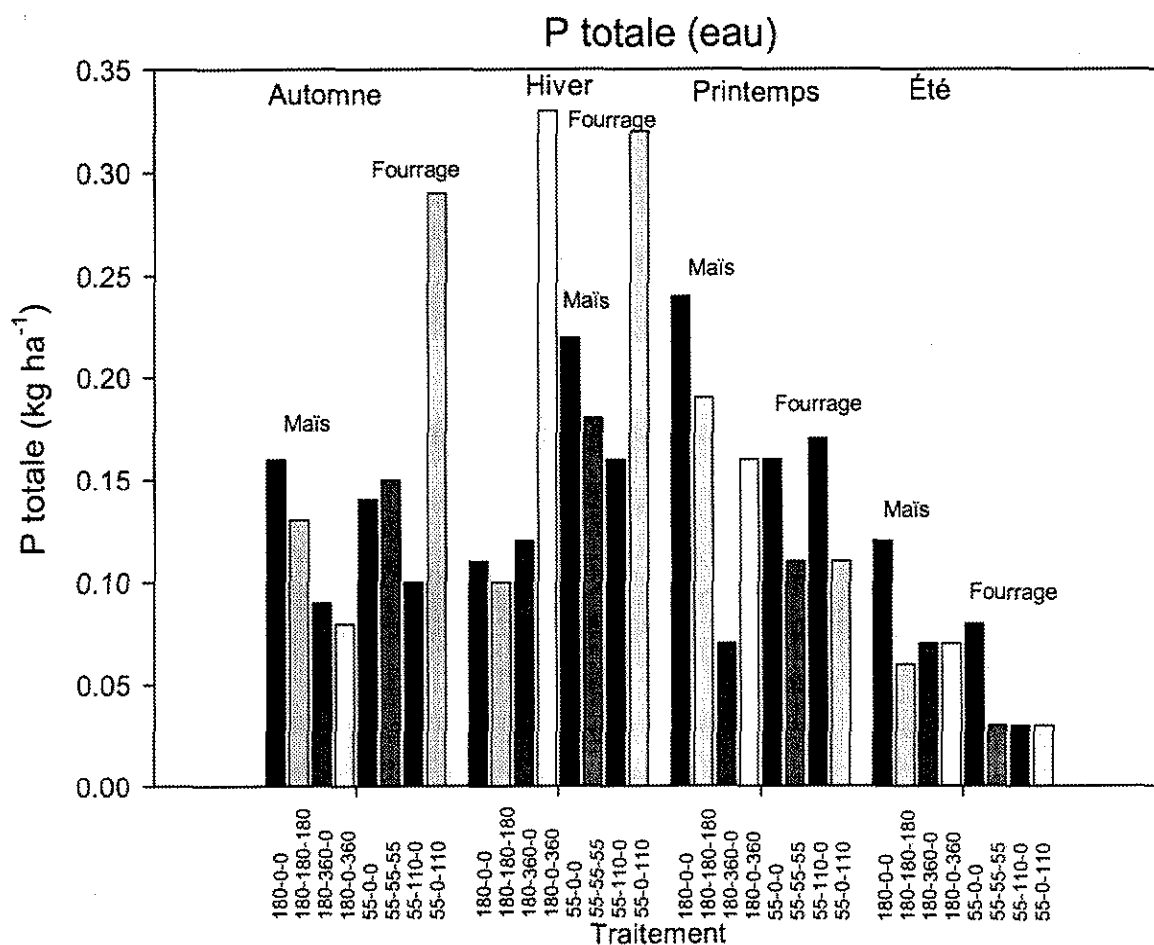


Figure 11. Effet des traitements sur le PO₄-P dans l'eau. (Code des traitements : Premier chiffre = N minérale. Deuxième = N lisier printemps, troisième = N lisier automne.)

3.2.9 N-NH₄ et N-NO₃ dans le sol

Le résultat d'une fertilisation élevée en lisier pendant plusieurs années résulte en un enrichissement du sol en éléments fertilisants. Pour ce qu'il est du N-NH₄ sous la culture de maïs, il n'y a pas eu de différence entre le témoin avec l'engrais minéral et les traitements recevant du lisier en plus de l'engrais minéral (Fig.12). Toutefois, sous la culture fourragère, il y avait moins de N-NH₄ jusqu'à 40 cm dans le profil de sol quand il y avait du lisier appliqué, probablement à cause des pertes plus élevées de cette forme sous lisier. En général, il n'y a pas beaucoup de N-NH₄ dans le sol à cause de sa transformation en nitrates et aux pertes par émission gazeuse.

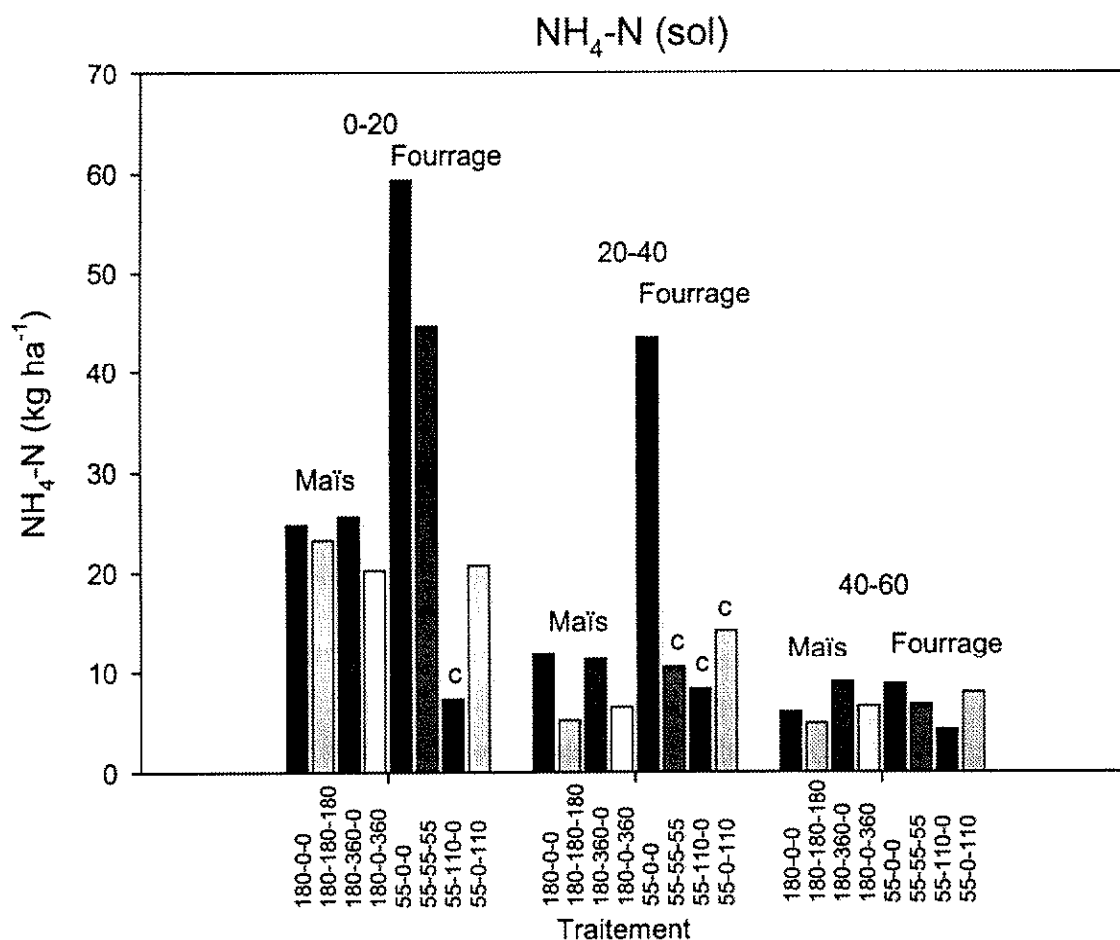


Figure 12. Effet des traitements sur le $\text{NH}_4\text{-N}$ dans le sol à l'automne après 5 ans. (Code des traitements : Premier chiffre = N minérale, deuxième = N lisier de porc, troisième = N lisier automne.) (5)

Sous la culture de maïs, il y a eu une accumulation de nitrates jusqu'à au moins 1 m quand il y avait du lisier appliqué en été (Fig.13). Par contre, lorsque le lisier était appliqué en totalité à l'automne, il n'y avait pas plus de nitrates que dans le traitement témoin avec l'engrais minéral jusqu'à 40 cm dans le sol. Dépassé cette profondeur, il y avait une accumulation des nitrates comparable aux traitements ayant eu du lisier en été. Il est à remarquer que très peu d'azote et de phosphore totale sont prélevés par le maïs (Fig.16). Il n'y a pas eu de différence entre les traitements dans le cas des plantes fourragères.

La fertilisation azotée dépassant le besoin de la culture entraîne une accumulation de nitrates dans le sol, en plus de sa perte dans l'eau de drainage et de ruissellement.

3.2.10 Phosphore dans le sol

Sous la culture de maïs recevant des applications de lisier en plus de celle de l'engrais minéral, on note une augmentation de 50 % du P dans la couche 0 à 20 cm au cours de la durée de l'étude de 5 ans (Fig.14). Par ailleurs, il n'y a pas eu d'accumulation de P à d'autres profondeurs dans le profil de sol sous le maïs de même que sous la culture fourragère.

3.2.11 Complexité des effets

Pour comparer les effets sous maïs et fourrage, les résultats ont été standardisés en divisant les 4 traitements de chaque culture cités plus haut par son témoin respectif (engrais minéral seulement). Il n'est habituellement pas simple de voir les effets.

Dépendamment de l'année, de la culture et du traitement, les pertes de P dans l'eau de ruissellement et de drainage sont affectées selon les traitements (Fig.15). Sous maïs, il y avait plus de P dans l'eau de ruissellement lorsque le lisier était appliqué à l'automne comparativement à celui appliqué au printemps (contrast Sp-F, Fig.10). La même tendance s'est produite au cours des trois années de l'étude, mais, statistiquement significatif seulement pour la première et la troisième année de production. Une observation semblable a été faite, sous la culture fourragère, mais qu'au cours de la deuxième et troisième saison de végétation.

Sous la culture du maïs, le lisier appliqué en plus de l'engrais minéral (contraste IF vs IF+HM), n'a montré un effet significatif sur le contenu en P de l'eau de ruissellement qu'au cours de la troisième année de production. Toutefois, il n'y a pas eu d'effet significatif sur le contenu en P de l'eau ruissellée des applications de lisier avec l'application de l'engrais minéral au cours des deux premières saisons de végétation. Par contre, sous fourrage l'application du lisier a augmenté le P dans l'eau de ruissellement pour les années 2 et 3, l'inverse se produisant pour la première année de production. Le fractionnement du fumier en application printanière-automne (contraste St-W) a réduit le P de façon significativement pour les deux premières saisons de végétation, sous maïs et seulement au cours de la deuxième année, sous fourrage. Il n'y a pas eu d'effet les années 1 et 3 sous fourrage et pour la troisième saison de végétation, sous maïs.

Comme dans beaucoup de pratiques en agriculture, l'effet d'un traitement dépend de la culture, de l'année, et de d'autres facteurs également. La fréquence, l'intensité, et la période à laquelle les événements pluvieux se produisent (délai après l'application, stade de la culture, et autres facteurs) peuvent affecter la réponse au traitement.

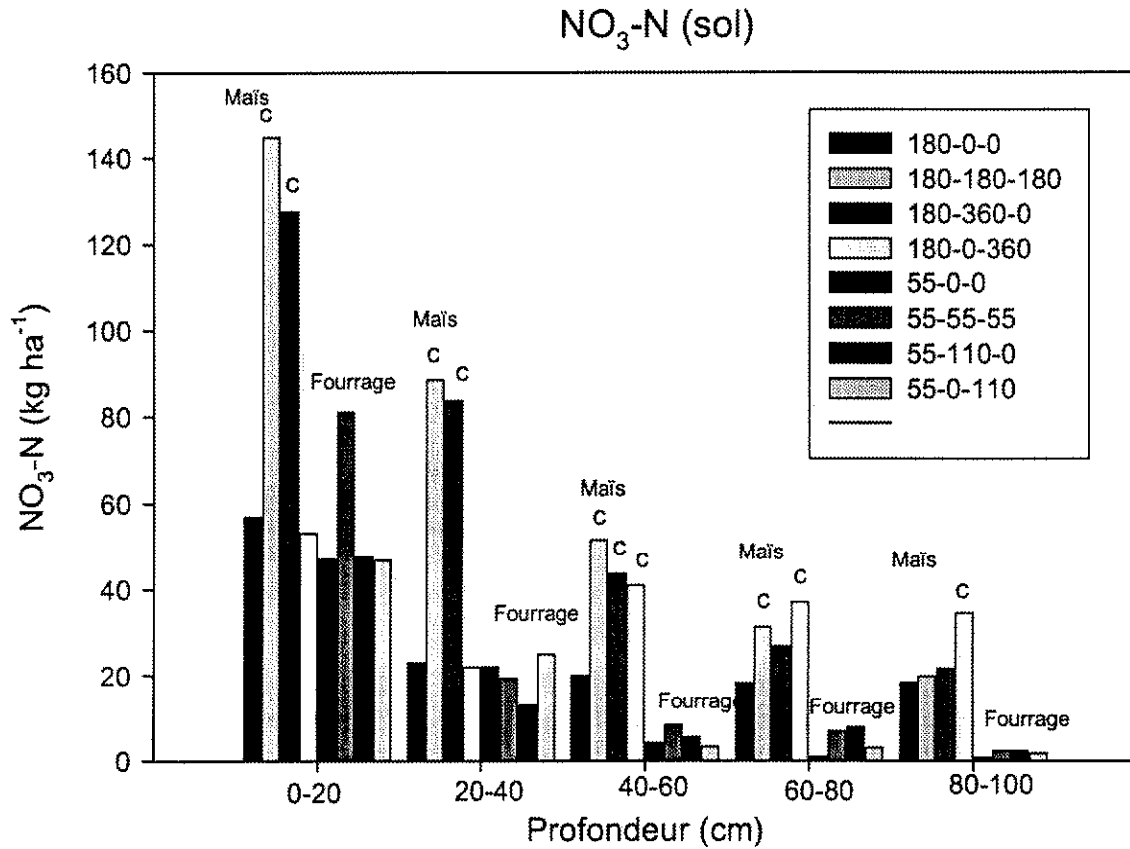


Figure 13. Effet des traitements sur le $\text{NO}_3\text{-N}$ dans le sol à l'automne après 5 ans. (Code des traitements :Premier chiffre =N minérale, deuxième = N lisier printemps, troisième = N lisier automne.) (5)

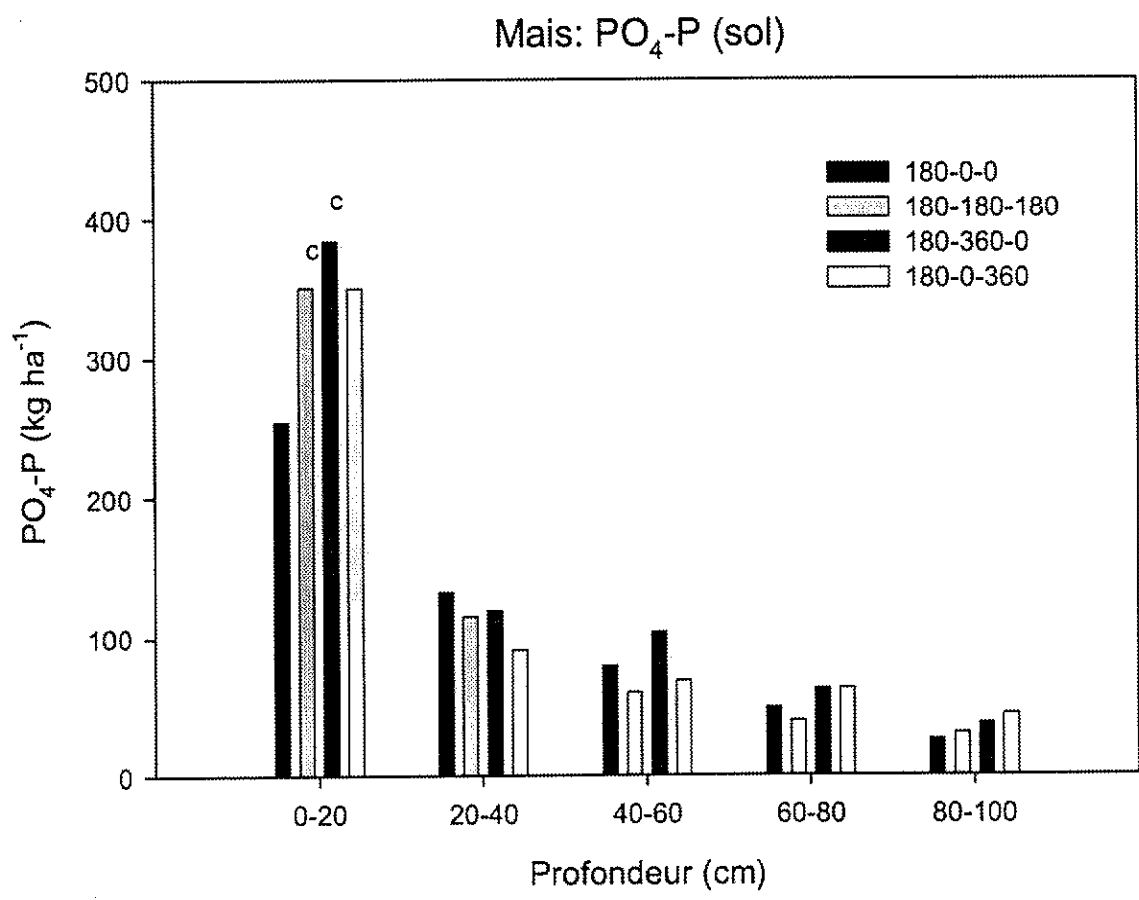


Figure 14. Effet des traitements sur le PO₄-P dans le sol à l'automne après 5 ans. (Code des traitements; Premier chiffre = N minérale, deuxième = N lisier printemps, troisième = N lisier automne.) (5)

Indice de P: Ruissellement

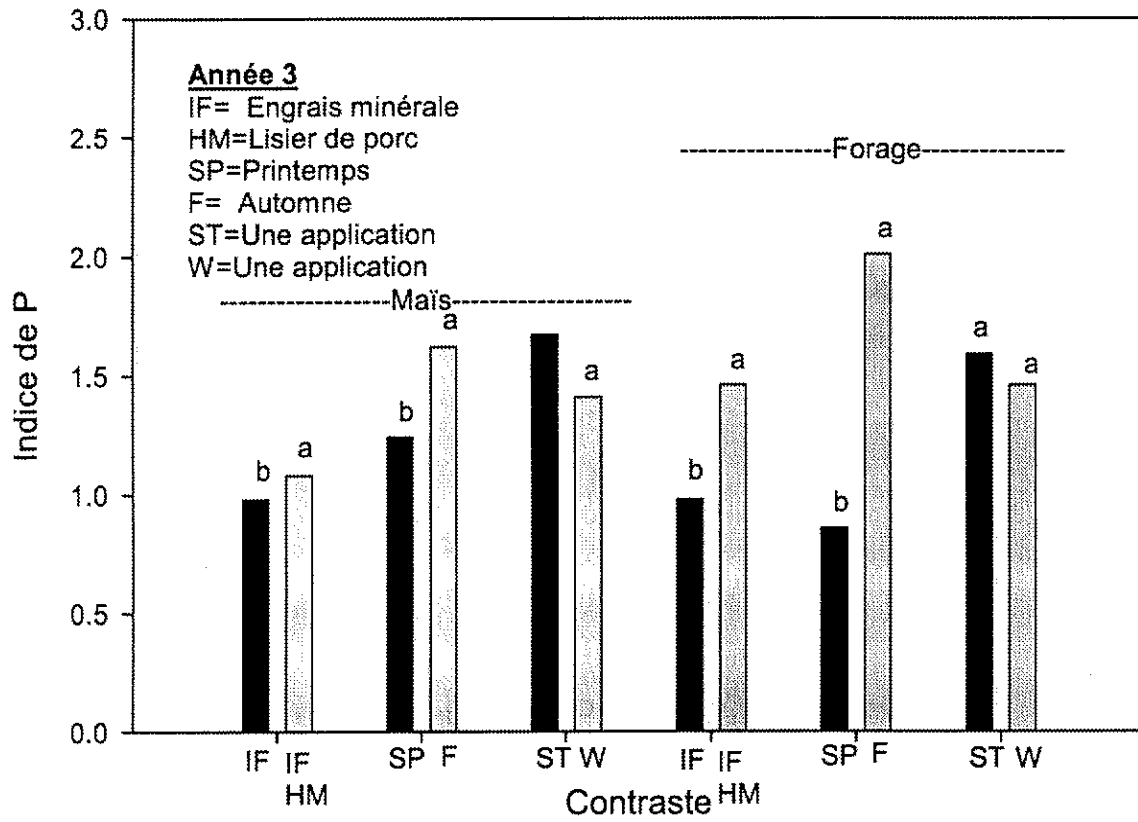


Figure 15. Contrastes. Indices de P de l'eau de ruissellement (Colonnes avec caractères différents ne sont pas pareille à P = 0.05) (6)

Maïs: Récupération N, P

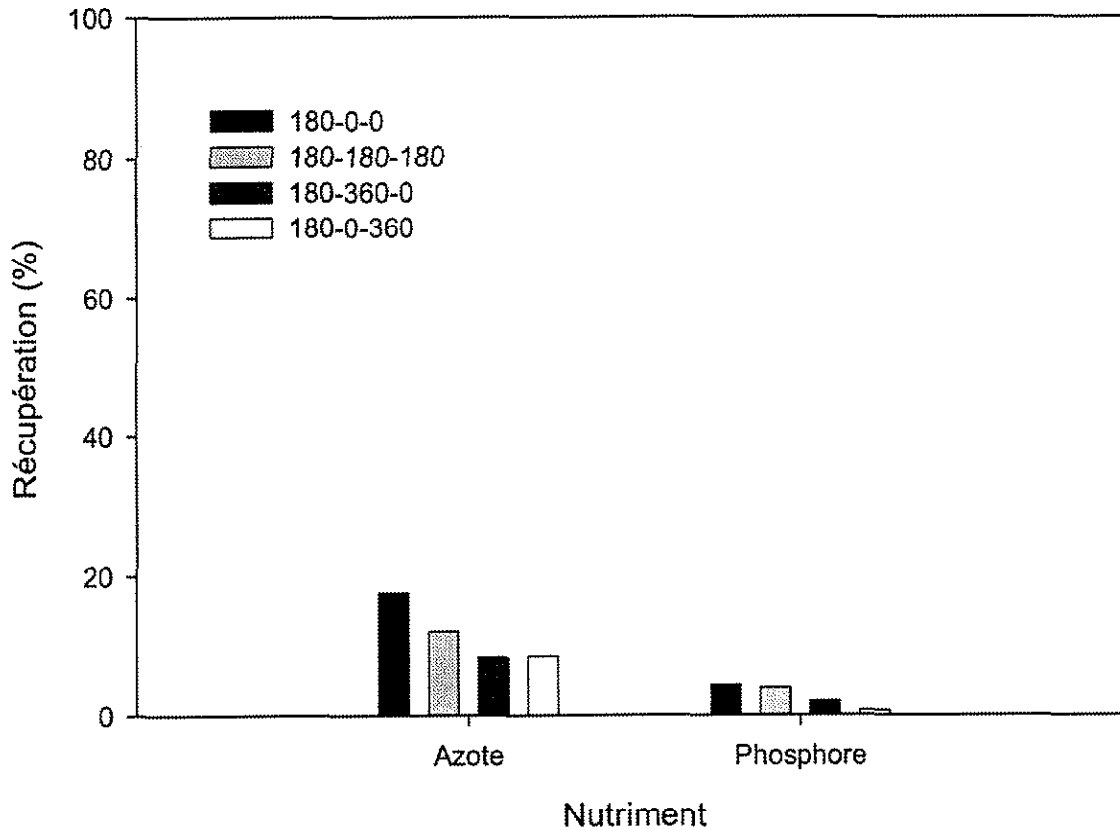


Figure 16. Effet des traitements sur la récupération de l'azote et du phosphore. (Code des traitements : Premier chiffre=N minérale printemps, deuxième = N Lisier printemps, troisième = N lisier automne.) (5)

4 TEXTURE DU SOL

4.1 Azote: sols légers vs sols lourds

Une étude (8) sur l'effet de la nature texturale sur la réponse en N,P,K du maïs grain montre que les doses croissantes de N augmentent le rendement en grain du maïs aux endroits où la teneur en N résiduel initial du sol est basse. L'azote en plus d'améliorer la productivité du maïs-grain, le poids spécifique et le contenu en azote du grain à la suite de l'accroissement des doses de fumure azoté, contribue significativement à l'accroissement du contenu en nitrate dans le profil de

sol (Fig.17). Ce sont principalement les couches 40-60 cm, 60-80 cm et 80-100 cm où les fluctuations dans la teneur en nitrate sont les plus grandes lorsque les doses d'azote sont supérieures à 150 kg de N ha⁻¹.

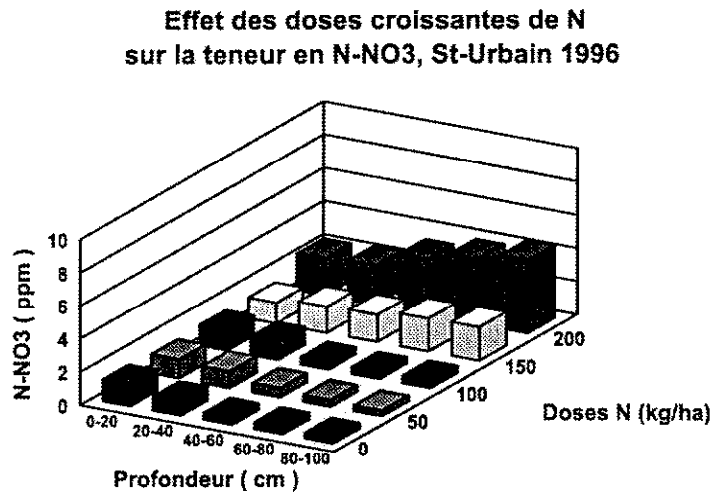


Figure 17. Effets des doses de N sur le NO₃-N dans le sol (8)

Les sols à textures légères sont les plus à risque concernant l'échappement des nitrates du système car il peut survenir au cours de la saison de végétation lorsque les doses d'azote sont supérieures à 150 kg ha⁻¹ (Fig.18).

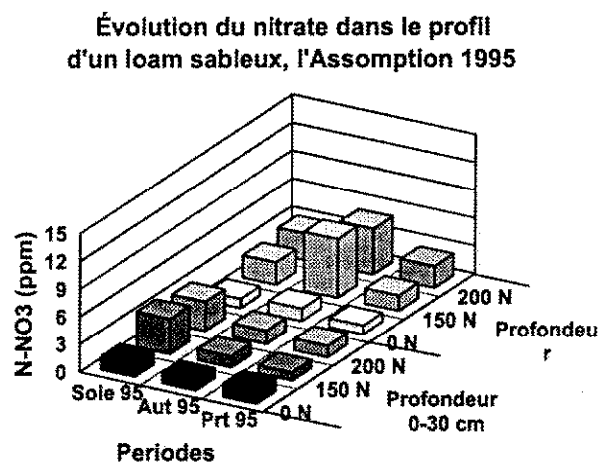


Figure 18. Mouvement du nitrate dans le sol. (8)

Pour leur part, les sols à texture argileuse présentent un déplacement plus lent des nitrates dans le profil de sol au cours de la saison de végétation (Fig.19). Conséquemment, ces nitrates enrichissent les couches 40-60 cm, 60-80 cm et 80-100 cm pour éventuellement s'échapper du système au cours de la prochaine saison de végétation ou être absorbé par la culture successive ayant des racines profondes.

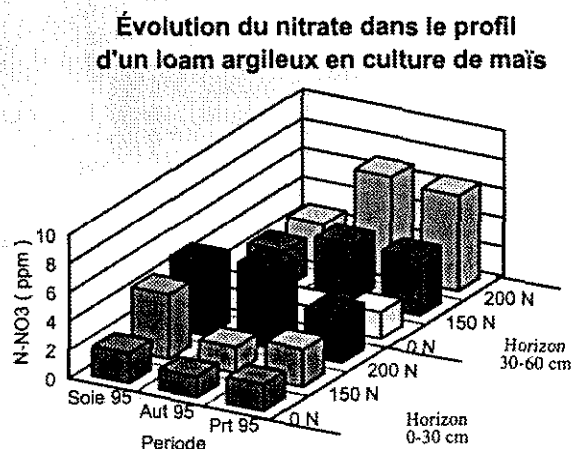


Figure 19. Mouvement du nitrate dans un sol loam argileux (8)

4.2 Besoin agronomique en N

Le besoin agronomique du maïs en N s'établi à 100 kg de N ha⁻¹ dans un sol léger. Bien que la dose optimale d'azote soit de 161 kg ha⁻¹ en sol sableux, pour une productivité limite de 5 kg de grain par unité d'azote, un ajustement de cette dose à celle agronomique est nécessaire puisque l'excédent d'azote non utilisé par la plante présente un risque élevé de perte des nitrates par voie souterraine. Par ailleurs, en sol argileux, la dose optimale de 140 kg ha⁻¹ en sol argileux semble adéquate tant sur l'aspect production de maïs que sur l'aspect environnemental. Conséquemment, une dose de 100 kg de N ha⁻¹ en sol sableux et de 140 kg de N ha⁻¹ en sol argileux permet l'obtention d'un rendement en grain satisfaisant tout en limitant les risques de pertes des nitrates dans l'environnement.

4.3 Le P et le K

Le phosphore et le potassium appliqué en sol de richesse moyenne à excessivement riche n'améliore pas la productivité du maïs. Le phosphore assimilable est principalement concentré dans les portions 0-20 cm et 20-40 cm du profil de sol (Fig.20) alors que le potassium y est plus concentré aux profondeurs 40-60 cm jusqu'à 80-100 cm dans le profil de sol (Fig.21) aussi bien en texture sableuse qu'argileuse.

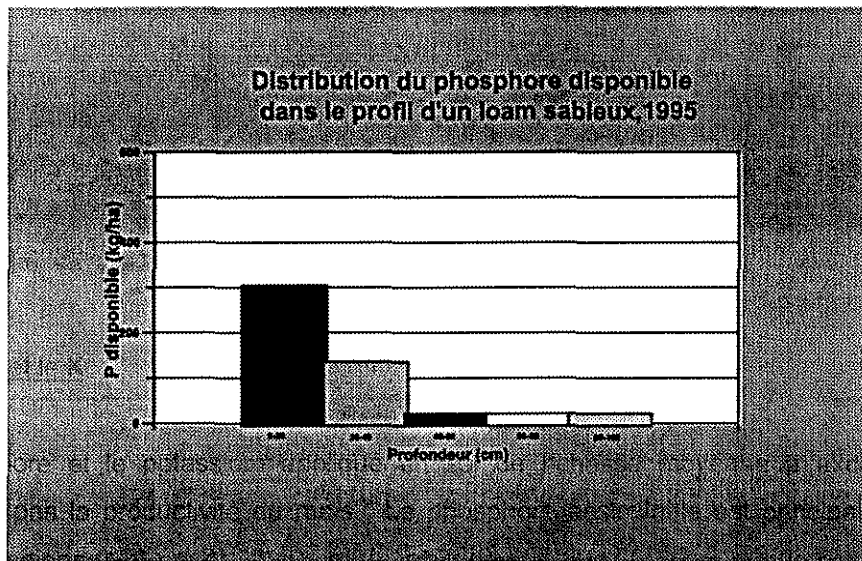


Figure 20. Le P disponible dans un loam sableux. (8)

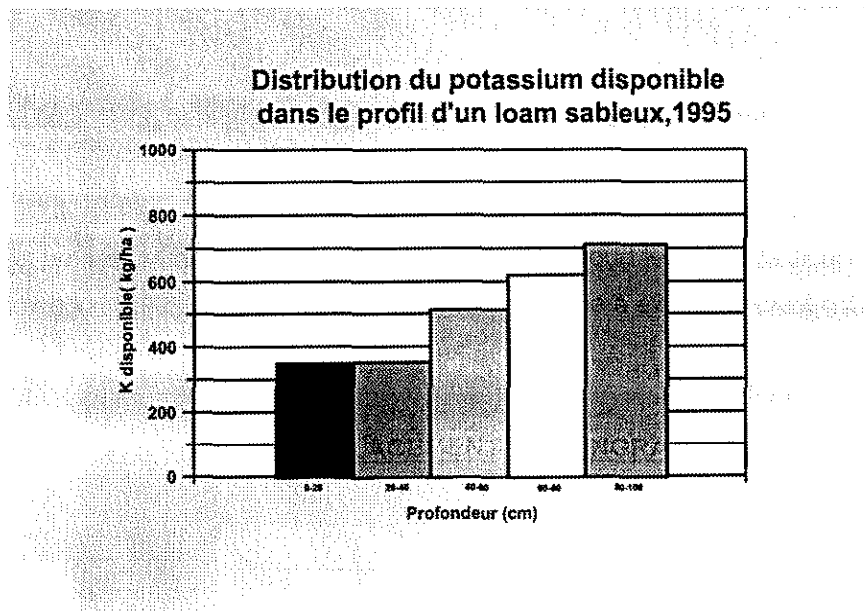


Figure 21. Le K disponible dans un loam sableux. (8)

4.4 Impact de N sur P et K

L'accroissement des doses d'azote dans la culture de maïs-grain n'a pas affecté les teneurs en phosphore et potassium assimilable dans le profil de sol à court terme. Une application normale de P et de K aux deux ou trois ans (notamment en sol très riche à excessivement riche) permettrait de maintenir le niveau de ceux-ci dans le sol.

5 TRAVAIL DE SOL ET MODE DE PLACEMENT DES ENGRAIS

5.1 N-NO₃ vs P-PO₄

L'étude sur les pertes en nitrates dans les eaux de ruissellement et de drainage montre que les quantités de nitrates sont de 20 à 100 fois plus importantes dans les eaux de drainage que dans les eaux de ruissellement (Fig.22) alors qu'elles étaient comparables pour celles du P-PO₄ (Fig.23).

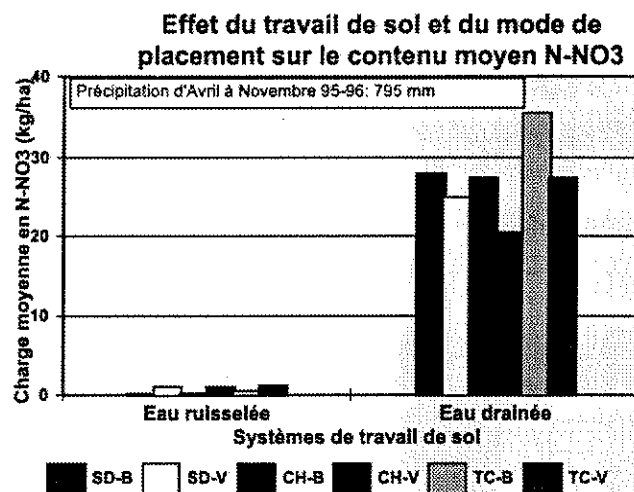


Figure 22. Effet de travail de sol et du mode de placement de l'engrais sur le nitrate dans le sol. (8)

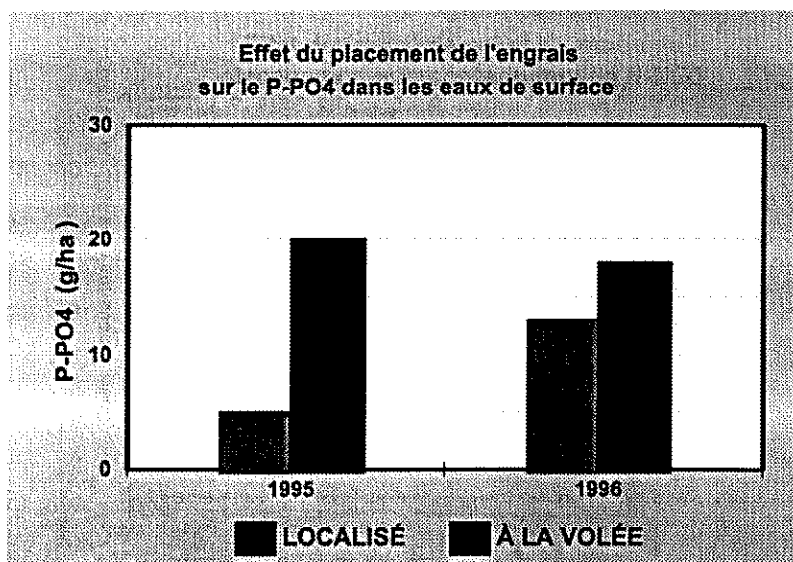


Figure 23. Effet du travail de sol et du mode de placement de l'engrais sur le PO₄-P dans l'eau. (8)

5.2 Volume d'eau

Les pratiques culturales notamment les travaux primaires de sol peuvent avoir un impact sur les volumes d'eau ruisselée et de drainage. Les volumes d'eau de surface sont plus importants en

sol labouré qu'en sol avec travail réduit (Fig.24). Par contre, les volumes d'eau de drainage n'ont pas montré de différence significative sous les différents travaux de sol.

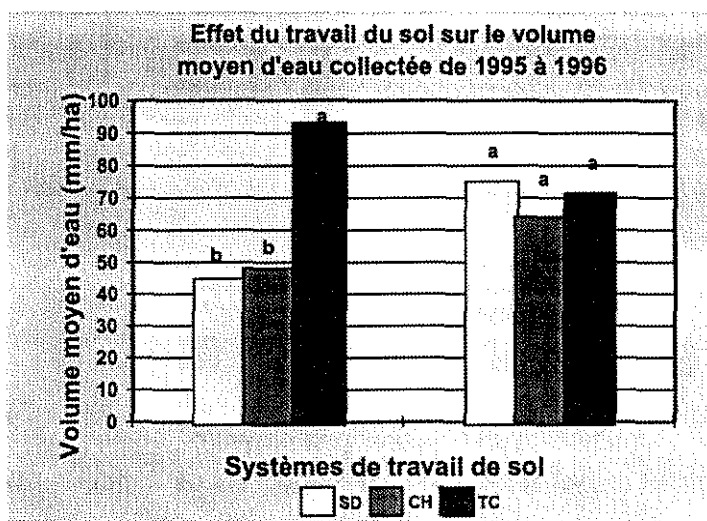


Figure 24. Effet du travail du sol sur le volume d'eau.(8)

5.3 Mode de placement des engrais

Par ailleurs, le mode de placement des engrais peut également avoir un impact sur les pertes en nitrates et en phosphore des sols. L'application en bande localisée près du rang de maïs permet de réduire le risque de perdre des éléments phosphatés (Fig.25) et nitriques (Fig.26) lors du déplacement du sol par le ruissellement de l'eau au moment de précipitations importantes.

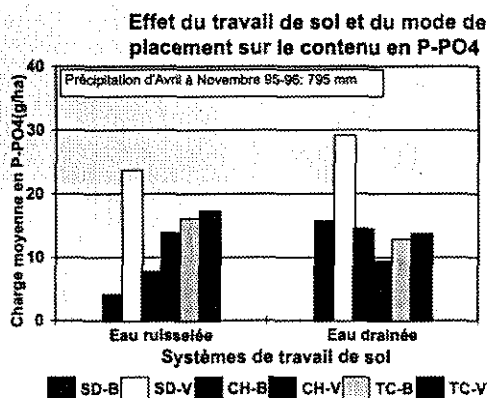


Figure 25. Effet du travail de sol et du mode de placement de l'engrais sur les pertes en P dans l'eau. (9)

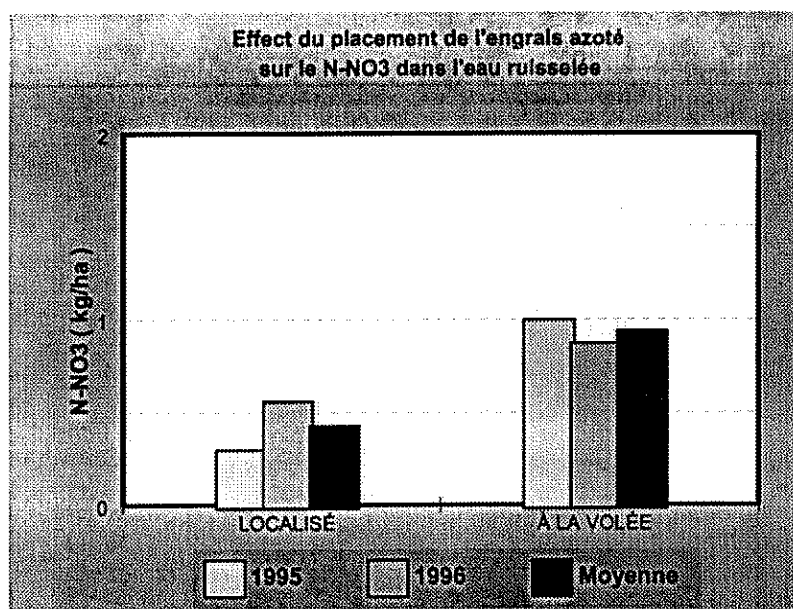


Figure 26. Effet du placement de l'engrais sur le nitrate dans l'eau ruisselé. (8)

Les pertes en N-NO₃ et en P-PO₄ dans une culture de maïs-grain notamment en terrain vallonné étaient réduites par l'application en bande localisée de l'engrais près du rang de maïs indépendamment du type de travail de sol effectué.

Le stockage de l'azote et du phosphore dans le sol est plus important dans le système de travail du sol sans labour et avec l'application de l'engrais en bande rapproché du rang de maïs. Au niveau économique, c'est également sous le travail de sol sans labour avec un placement en bande localisée de l'engrais que la production du maïs, notamment en topographie accidentée, s'avère la plus avantageuse.

6. PRÉCÉDENTS CULTURAUX

Les précédents culturaux peuvent affecter la réponse du maïs aux doses croissantes d'azote. Les résultats de l'étude effectuée sur un loam argileux St-Urbain montre que sous le retour d'un précédent orge, maïs et soya, le rendement en grain du maïs s'accroît progressivement suite à l'accroissement graduel des doses de N, passant de 0 à 150 kg de N ha⁻¹. Au-delà de cette dose de N, le rendement ne change pas. Cette dose de 150 kg de N ha⁻¹ est jugée maximale

puisqu'au-delà de cette dose, en sol argileux, le besoin agronomique en N du maïs est comblé et l'excédent de N non utilisé (nitrate) par la plante est sujet à s'échapper du système et se retrouver dans l'environnement (Fig.2, 28).

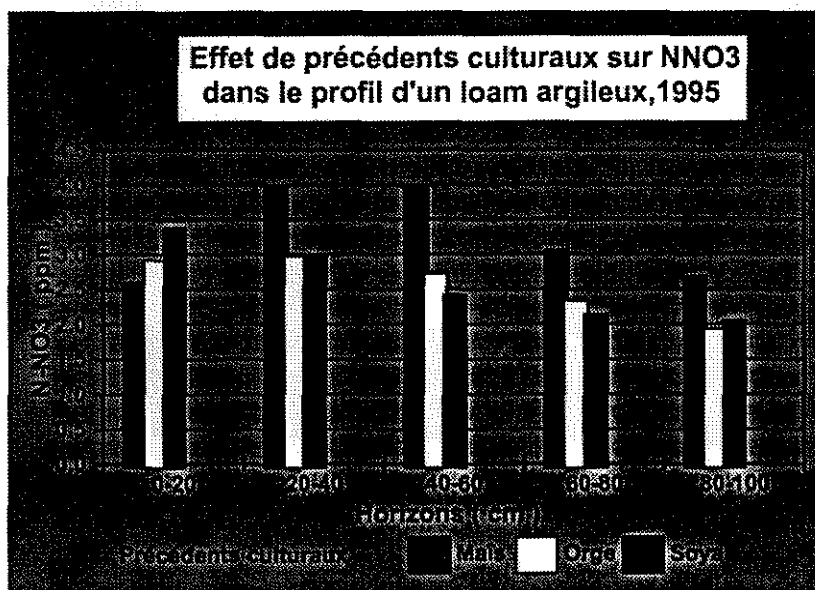


Figure 27. Effets des précédents culturaux sur le NO₃-N dans un loam argileux. (8)

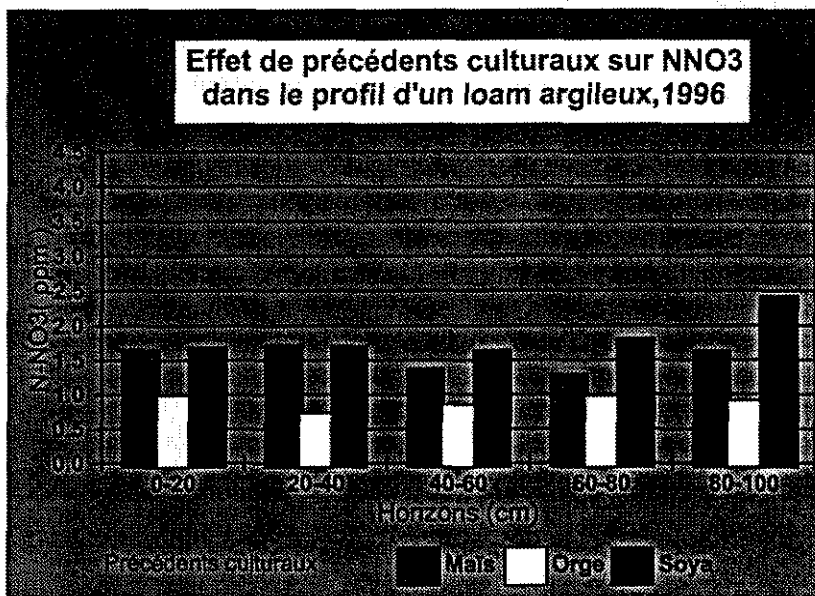


Figure 28. Effets des précédents culturaux sur le NO₃-N dans un loam argileux 1996. (8)

De plus, c'est sous les retours de soya et de maïs que la vulnérabilité à laisser échapper des nitrates s'accroît, lorsque la dose d'azote excède 150 kg ha⁻¹ (en sol argileux).

7. CONCLUSIONS

En général, la gestion des nutriments en agriculture peut produire plusieurs effets potentiels sur la qualité de l'eau. Les conclusions principales sont :

- Plus d'eau ruissellée avec un travail de sol conventionnel (comparé avec le semis-direct)
- Par contre, il y a plus d'eau drainée avec un semis-direct
- Il y a moins de sol perdu avec un semis-direct
- Le semis-direct a réduit les nitrates dans les eaux de drainage et de ruissellement
- Tendence à accroître le P dans l'eau de drainage par le semis-direct
- Réduction de l'atrazine dans l'eau de ruissellement par le semis-direct
- Pas de différence en pertes de nutriments entre un engrais minéral et le lisier appliqué aux doses agronomiques
- Augmentation très importante en pertes de N-NH₄ quand un lisier est appliqué à l'automne
- N-NH₄ est perdu surtout par ruissellement
- N-NO₃ est perdu surtout par drainage
- N-NH₄ est perdu surtout en hiver et au printemps
- N-NO₃ est perdu surtout à l'automne et au printemps
- Application automnale de lisier augmente les pertes en P en hiver
- Le P a surtout enrichi la couche 0 à 20 cm du sol
- Le N-NO₃ s'est accru jusqu'à 1 m dans le sol lorsque le lisier fut appliqué en été, mais moins profond pour les applications automnales
- Le rendement du maïs plafonne à 150 kg N ha⁻¹ peu importe le précédent de maïs, de l'orge, ou du soya
- Moins de pertes en N et P lorsque l'engrais minéral est placé en bandes, peu importe le travail de sol
- Le P et le K appliqué aux sols moyennement à excessivement riche n'augmentent pas le rendement
- Le P se concentre surtout en surface du sol et le K en profondeur
- 100 kg ha⁻¹ de N en sol léger et 140 kg ha⁻¹ de N en sol argileux permet un rendement satisfaisant tout en limitant les risques de pertes du nitrate
- le N n'a pas affecté les niveaux de P et de K dans le sol à court terme

RÉFÉRENCES

1. Chambers, P.A., M. Guy, E. Roberts, M.N. Charlton, R. Kent, C. Gagnon, G.Grove, and N. Foster. 2001. Nutrients and their Impact on the Canadian Environment. Agriculture and Agri-Food Canada, Environment Canada, Fisheries and Oceans Canada, Health Canada, and Natural Resources Canada. 241 pages.
2. Gangbazo, G., A.R. Pesant, G.M. Barnett, J.P.Charuest, et D. Cluis. 1992. Effet des pratiques conventionnelles d'épandage du lisier de porc et des engrais minéraux sur la charge de nitrates dans les eaux de ruissellement et de drainage. *Dans : Textes de conférence, Symposium sur la recherche et développement en gestion environnementale des effluents d'élevage au Québec : 27-37.* Envirodoq EN920404. MEF. Sainte-Foy, QC.
3. Gangbazo, G., A.R. Pesant, G.M. Barnett, J.P. Charuest, et D. Cluis. 1995. Water contamination by ammonium nitrogen following the spreading of hog manure and mineral fertilizers. *J. Environ. Quality* 24: 420-425.
4. Gangbazo, G., A.R. Pesant, D. Côté, G.M. Barnett, and D. Cluis.1997. Spring runoff, and drainage N and P losses from hog-manured corn. *J. Amer. Water Res. Assoc.* 33 :405-411.
5. Gangbazo, G., A.R. Pesant, et G.M. Barnett.1997. Effets de l'épandage des engrais minéraux et de grandes quantités de lisier de porc sur l'eau, le sol, et les cultures. *Envirodoq* EN970287. MEF. Sainte-Foy, QC.
6. Gangbazo, G., G.M. Barnett, A.R. Pesant, and D. Cluis. 1999. Disposing hog manure on inorganically-fertilized corn and forage fields in southeastern Quebec. *Can. Agr. Eng.*41:1-12.
7. Gouvernement du Canada. 1988. Canadian Environmental Protection Act.
8. Guertin, S.P. , G.M. Barnett, A.R. Pesant, L.E. Parent, M. Giroux, et A.F. MacKenzie. 1997. *Évaluation des besoins N,P,K dans la culture du maïs selon les caractéristiques du sol et des systèmes culturaux.*Dossier No. 13-62260811-081. Projet de recherche dans le cadre de l'entente auxiliaire Canada-Québec pour un environnement durable en agriculture.

9. Guertin, S.P., G.M. Barnett, M. Giroux, A.F. MacKenzie, A. Pesant, et L.E. Parent. 2000. Effet des pratiques culturales dans la culture de maïs, en terrain vallonné, sur les risques de contamination des eaux de ruissellement et de drainage. *Agrosol* 11: 107-113.

10. Pesant, A.R., S.P. Guertin, G.M. Barnett, A. Bélanger, and M. Perron. 2000. Effect of reduced soil tillage in grain corn on N and P losses in runoff and drainage. *Projet de recherche dans le cadre de l'entente auxiliaire Canada-Québec pour un environnement durable en agriculture*

11. Pesant, A.R., J.L. Dionne, and Jean Genest. 1987. Soil and nutrient losses in surface runoff from conventional and no-till corn systems. *Can. J. Soil Sci.* :67 :835-843.

12. Task Force on Water Quality Guidelines. 1987. *Canadian Water Quality Guidelines*. Canadian Council of Resource and Environment Ministers.