

Effets comparatifs de différentes cultures et modes de fertilisation sur la teneur en nitrates dans les sols en fin de culture et dans les eaux de drainage souterrain à l'automne

A. Berrouard¹, M. Giroux¹ et M. Blackburn²

Résumé, A. Berrouard¹, M. Giroux¹ et M. Blackburn², **Effets comparatifs de différentes cultures et modes de fertilisation sur la teneur en nitrates dans les sols en fin de culture et dans les eaux de drainage souterrain à l'automne, *Agrosol*. 12 (2) : 64-73.** Cette étude s'est déroulée sur les deux champs de l'Observatoire de la qualité des sols de St-Lambert-de-Lauzon de 1997 à 2000. Le projet consistait à comparer les teneurs en N-NO₃ dans les sols agricoles en fin de saison culturale et la concentration dans les eaux de drainage en fonction des modes de fertilisation et des cultures en place. L'étude nous a permis de faire quelques généralités sur les parcelles étudiées. Les pertes de N-NO₃ aux drains sont influencées par la dose d'azote appliquée lors de la saison culturale, plus la dose appliquée sera élevée, plus les pertes N-NO₃ auront tendance à être élevées. À dose constante de 25 t/ha dans le champ 35, l'azote total appliqué a varié de 69,6 à 189 kg/ha pour le fumier de bovins laitiers. Il en est de même pour le lisier de porcs qui a varié de 86 à 149 kg/ha pour une dose appliquée de 30 m³/ha. La fertilisation du champ 58 a montré des variations du même ordre.

La relation entre la charge N-NO₃ dans le sol et la charge dans l'eau de drainage à l'automne pour les quatre années du cycle dans chacun des deux sites a été établie. Dans le champ 35, en rotation orge grainée-prairie-luzerne-mil (3 ans), une corrélation $r = 0,89$ a été obtenue entre ces deux paramètres alors que dans le champ 58, en rotation canola-maïs-grain-maïs-grain-orge, une corrélation $r = 0,69$ a été mesurée. Pour les deux champs confondus, la relation entre la charge N-NO₃ aux drains et la charge dans les sols est $r = 0,63$. L'influence des cultures est très présente. Les résultats nous indiquent que le maïs est plus sensible aux pertes que l'orge (grainée ou non) et le canola. Ce sont les prairies mixtes qui ont montré le moins de pertes. L'ordre d'importance des reliquats de N-NO₃ à l'automne a été : prairie < canola \approx orge < maïs, soit le même que celui observé pour les pertes aux drains.

Pour la période étudiée, les pertes automnale moyennes de N-NO₃ ont été de 2,4 kg/ha pour les prairies, de 3,85 kg/ha pour le canola, de 4,67 kg N/ha pour l'orge et de 13,87 kg/ha pour le maïs. Le mode de fertilisation exerce également un effet sur la

concentration et la charge de N-NO₃ perdues aux drains. Par ordre croissant, pour les prairies, elles varient selon : engrais minéraux < fumier de bovins < fumier de poules < lisier de porcs. Pour les cultures commerciales l'ordre est le suivant : engrais minéraux < fumier de bovins < lisier de porcs. Il faut cependant noter que la quantité totale d'azote appliquée n'est pas la même pour tous les modes de fertilisation et que c'est ce facteur qui doit d'abord être considéré pour expliquer les concentrations et les charges aux drains. Le carottage des sols est donc une méthode fiable pour déterminer un risque de perte potentiel de N-NO₃ associé aux cultures et aux modes de fertilisation. Ce risque va varier selon les types de sols.

Mots clés : Nitrates, carottage des sols, fertilisation, eaux de drainage

Abstract, A. Berrouard¹, M. Giroux¹ and M. Blackburn², **Comparative effects of various culture and fertilization methods on the soil content of nitrates at harvest time and in the tile drainage system in autumn, *Agrosol*. 12 (2) : 64-73.** This study was performed on the two Observatory of soil quality fields in St-Lambert-de-Lauzon between 1997 and 2000. The purpose of the project was to compare the NO₃-N content in the agricultural soils at harvesting time and in the tile drainage water, taking into consideration the fertilization methods and the sowed cultures. The NO₃-N losses in the drains depend on the quantity of nitrogen applied ; at a higher rate, more NO₃-N is lost. With a constant rate of 25 t/ha in field 35, the total amount of nitrogen applied varied from 69,6 to 189 kg/ha with cow manure. It is similar with hog manure, which varied from 86 to 149 kg/ha for a rate of 30 m³/ha. The fertilization of field 58 showed about the same variability. During this four-year cycle, a relationship between the amount of NO₃-N in the soil at seeding and in the tile drain water in the fall was established in each of the two fields. In field 35, grained barley-mixed prairie (3 years), a correlation of $r = 0,89$ was obtained between these two parameters, while in field 58, a rotational canola-corn-corn-barley, the correlation was $r = 0,69$. For the two confounded fields, the relationship between the quantity of NO₃-N at the tile drains and in the soils

1. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), 2700, rue Einstein, Sainte-Foy, (Québec), G1P 3W8, CANADA

2. Université Laval, Faculté de l'agriculture et de l'alimentation, Dépt. Des sols et de génie agroalimentaire, Québec (Québec), G1K 7P4, CANADA

is $r = 0.63$. The influence of cultures is very significant.

The results indicate that corn is more susceptible to losses than barley (grained or not) and canola. The mixed prairies showed fewer losses. The order of importance of $\text{NO}_3\text{-N}$ soil residue in the autumn was : prairie < canola ~ barley < corn which is the same as observed for tile drainage loss.

For the autumn period study, the $\text{NO}_3\text{-N}$ average losses were : 2,4 kg/ha for the prairies, 3,85 kg/ha for canola, 4,67 kg/ha for barley and 13,87 kg/ha for corn. The fertilization method has also an effect on the concentration and the losses of $\text{NO}_3\text{-N}$ in tile drains. In increasing order, for the prairies, they vary according to : mineral fertilizer < cow manure < poultry manure < hog manure. For commercial crops, the order is : mineral fertilizer < cow manure < hog manure. One must however note that quantity of total nitrogen applied is not the same for all the fertilization methods and this factor must be taken into consideration to explain the concentrations and the quantities in the tile drains. Soil sampling is a reliable method to determine a potential risk of loss of $\text{NO}_3\text{-N}$ related to crop and fertilization methods. The risk will vary with the types of soil.

Keywords : Nitrates, soil sampling, fertilization, tile drain water

Introduction

De par leur mobilité dans les sols, les nitrates (N-NO_3) se retrouvent fréquemment dans les drains agricoles. Suite au suivi de la qualité de l'eau des rivières québécoises, on a trouvé que celles-ci respectaient les critères recommandés pour les N-NO_3 à l'eau brute d'approvisionnement. Cependant, les concentrations médianes de N-NO_3 étaient sept fois supérieures en milieu agricole que dans les bassins versants forestiers (Gangbazo et Babin, 2000).

Cette situation montre que certains systèmes agricoles laissent s'échapper une quantité appréciable de N-NO_3 . Les deux principaux moyens de migration des N-NO_3 en agriculture sont : en solution par le drainage souterrain et en solution dans les eaux de ruissellement. On peut également les retrouver en association aux sédiments dans les eaux de drainage et de ruissellement, cependant cette fraction est très minime. Plusieurs études ont démontré que la problématique des N-NO_3 est reliée au lessivage, via les réseaux de drainage souterrain, plutôt qu'au ruissellement (Guertin et coll., 1997 ; Guertin et al., 2001 ; Gangbazo et al., 1997 ; Piché et Gangbazo, 1991). À cause de la nature dynamique des sols, les N-NO_3 ne s'accumulent pas comme peuvent le faire le phosphore et le potassium, ils se retrouvent donc lessivés en profondeur vers les eaux souterraines ou jusqu'au système de drainage. Guertin et al. (2001) ont retrouvé de 20 à 100 fois plus de N-NO_3 dans l'eau de drainage que dans l'eau de ruissellement, tout comme Piché et Gangbazo (1991) qui ont mesuré 98% des pertes par drainage. Des proportions similaires ont été obtenues à Lennoxville avec des pertes totalisant de 50 à près de 100 kg/ha/an de N-NO_3 dans les eaux de drainage pour une culture de maïs (Pesant et coll. 1997).

L'ampleur des pertes N-NO_3 par les réseaux de drainage agricole sera fonction de nombreux facteurs. Parmi ceux-ci on peut nommer : la météorologie, le type de travail de sol pratiqué, le type de sol et de drainage, la culture en place, le mode de fertilisation et la façon d'appliquer les engrais. Selon Miller (1990), la quantité de N-NO_3 lessivée hors de la zone racinaire est déterminée par la quantité d'azote (N) ajoutée, le taux de relâchement net de la matière organique du sol, de la quantité utilisée par la culture et la quantité dénitrifiée. L'azote qui est l'élément épandu en plus grande quantité sur les sols agricoles bénéficie d'un taux d'utilisation qui ne dépasse que rarement les 60%. Dans son étude étalée sur trois ans, Tran (1995), a noté des

coefficients d'utilisation d'azote de 44 à 53% dans une culture de maïs. Plusieurs études comparatives entre le maïs et d'autres cultures démontrent qu'il est plus sensible à la perte de N-NO_3 . L'étude de Piché et Gangbazo (1991), réalisée en Beauce, montre que le maïs génère plus de pertes que les autres types de cultures étudiés (orge, pâturage, avoine et luzerne). L'étude de Schertz et Miller (1972) semble montrer que plus la dose d'azote total appliquée est importante en culture de luzerne, plus l'azote fixé ou « non-comptabilisable » est faible. Ce constat indique que la luzerne récupère la source d'azote la plus facilement accessible, soit l'azote du sol ou des engrais, plutôt que par fixation symbiotique. Miller (1990), montre des concentrations dans l'eau de drainage en N-NO_3 rarement supérieures à 10 mg/l si l'application est faite aux taux recommandés ou moins, mais rarement sous 10 mg/l si la fertilisation dépasse les doses recommandées. Le N-NO_3 résiduel dans les sols à l'automne peut s'accroître si le rendement de la culture est inférieur aux prévisions, ce qui est souvent causé par des conditions climatiques défavorables. Ce paramètre est incontrôlable, cependant, des études ont démontré une plus grande efficacité de prélèvement de N pour le maïs avec un fractionnement des applications azotées (Tran, 1995). Un fractionnement des applications azotées permet de fournir les quantités adéquates pour la culture au moment où celle-ci en aura besoin pour une croissance optimale. Giroux et Tran (1995), Guertin et coll. (1997) et Roth et Fox (1990) ont observé un enrichissement en N-NO_3 dans le profil de sol suite à l'accroissement des doses d'azote dans le maïs. Giroux et Tran (1995) ont détecté des charges résiduelles de N-NO_3 de plus de 100 kg/ha (0-60 cm) dans les champs de maïs surfertilisés en azote. Un des constats de cette étude, est que les doses appliquées n'ont peut-être pas autant d'importances que l'écart entre les doses optimales et celles effectivement appliquées. La différence qui n'est pas prélevée par la plante peut donc représenter un risque pour l'environnement. Une application

d'engrais minéral sur un sol ayant un historique en fumure organique contiendra plus de N-NO₃ en fin de saison de croissance qu'un sol ayant un historique d'engrais minéral (Roth et Fox, 1990).

Les conditions climatiques du Québec, font de l'automne, une période critique pour la perte des N-NO₃. Les cultures annuelles laissent le sol à nu l'automne, ce qui influence la teneur en eau et en N-NO₃ du sol, d'autant plus que les pluies sont relativement abondantes durant cette période. Les normales de saison (1951-1980) pour la région de St-Isidore en Beauce sont de 264,26 mm pour les mois de septembre, octobre et novembre, soit 29,7% du total des précipitations annuelles normales (Piché et Gangbazo, 1991). La quantité totale de pluie et l'intensité des événements pluvieux sont les principaux facteurs météorologiques qui influenceront les pertes de N-NO₃. Par contre, la température (unités thermiques) influencera le rendement des récoltes, donc, le prélèvement d'eau et de nutriments (N-NO₃). Piché et Gangbazo (1991), ont mesuré des pertes de N-NO₃ supérieures à l'automne comparativement à l'été ou au printemps. Pour ces trois saisons la proportion de pertes automnales est en moyenne de 72,6 % pour les années 1987 et 1988 sous différentes régies. Gangbazo et al. (1997) ont mesuré des pertes automnales de 40 et de 45% du total des pertes annuelles pour des cultures de maïs et de fourrage respectivement. Les pertes variaient beaucoup d'une saison à l'autre, pour l'automne la charge au drain était de l'ordre de 1,92 à 37,82 kg N-NO₃/ha lors de l'étude de Piché et Gangbazo (1991) alors qu'elle allait de 5 à 55 kg N-NO₃/ha lors de l'étude de Gangbazo et al. (1997). L'analyse des concentrations et charges de N-NO₃ dans les eaux de drainage peut se révéler un indicateur agro-environnemental intéressant pour identifier les systèmes de productions végétales plus sensibles aux pertes. Les pertes de N-NO₃ par hectare sont fortement influencées par le volume annuel d'eau drainée, alors que de fortes

concentrations dans l'eau de drainage ne mènent pas nécessairement à une plus grande perte totale (Bjorneberg et al. 1996).

Matériel et méthodes

Cette étude s'est déroulée sur quatre saisons automnales, soient les automnes de 1997, 1998, 1999 et 2000 aux Observatoires de la qualité des sols de St-Lambert-de-Lauzon. Le carottage de sol est la méthode qui a été retenue afin de mesurer les N-NO₃ dans le profil 0-100 cm des deux champs composés de

Équation 1.

$$N-NO_3 \text{ (kg/ha)} = N-NO_3 \text{ (mg/kg)} \times \rho \times \text{épaisseur de la couche (20 cm)}$$

10

Équation 2.

$$N-NO_3 \text{ (kg/ha)} = \text{kg/ha 0-20 cm} + \text{kg/ha 20-40 cm} + \text{kg/ha 40-60 cm} \dots$$

quatre parcelles chacun. Le carottage a été combiné avec des mesures de concentrations et volumes d'eau aux drains. Le carottage de sol a été effectué par horizon de 20 cm, et ce, jusqu'à un mètre, soit la profondeur approximative des drains agricoles. Deux carottes mélangées ensemble à quatre points différents par parcelle ont été prélevées afin de caractériser chacune des parcelles en fonction de sa teneur en N-NO₃. La teneur en N-NO₃ des échantillons de sols a été déterminée avec un appareil analyseur automatique Technicon AA-II après une extraction au KCl 2N. La période d'échantillonnage s'effectuait au courant du mois de septembre et variait en fonction de la saison culturale et des cultures en place. Lors de la prise des échantillons, les prairies n'étaient pas encore labourées lorsqu'il devait y avoir labour et le maïs n'était pas encore récolté. Il n'y a pas eu d'échantillonnage de sols en 1999 et le champ 35 n'a pas été échantillonné en 1998 non plus. Le sol des champs étudiés est un loam limoneux de la série Le Bras.

Le calcul de N-NO₃ en kg/ha s'est fait à partir des données de masse volumique apparente (ρ) des horizons 0-20, 20-40 et 40-60 cm. La masse volumique apparente de l'horizon 40-60 est considérée comme étant celle des horizons 60-80 et 80-100 cm. La moyenne arithmétique des quatre valeurs de concentrations obtenues par horizon dans chacune des parcelles a été utilisée comme valeur définitive de la concentration de N-NO₃ en mg/kg pour l'horizon de la parcelle. L'équation 1 montre le calcul effectué afin d'obtenir les charges dans le profil de sol par horizon et l'équation 2 le calcul pour la charge totale dans le profil (5 couches).

La période d'échantillonnage de l'eau de drainage est restée à peu près constante, soit de 91 jours, cependant, la date du début de la prise de donnée variait d'une année à l'autre en fonction du volume d'eau drainée; la prise de donnée débutait dès que le volume d'eau au drain devenait significatif. Pour des raisons de logistiques, les volumes drainés et les concentrations de N-NO₃ des parcelles du champ 58 en 1997, n'ont été mesurés que pour une période de 76 jours, soit du début octobre au 15 décembre. Pour l'année 2000 la période est de 92 jours.

Description des dispositifs expérimentaux

Chacune des parcelles reçoit une fertilisation différente, sous travail conventionnel, afin de pouvoir les comparer (tableaux 1, 2, 3 et 4). Dans le champ 58, les parcelles A, C et D sont comparées entre elles et une prairie datant de 1993, qui sert de témoin (parcelle B). Les lignes de drainage, des deux champs, sont espacées de sept

mètres et le rejet d'eau des parcelles passe par des puits où se trouvent des augets à bascule munis de compteurs qui permettent de calculer le volume écoulé entre deux relevés. Une partie du volume drainé est récolté à chaque fois que l'eau s'écoule pour fins d'échantillonnage, la collecte n'est toutefois pas proportionnelle au débit. Les quatre parcelles du champ 35 ont une superficie de 1900 m², les parcelles A, C et D du champ 58 ont une superficie de 1200 m² alors que la parcelle B a une superficie de 2500 m².

Les précipitations ont été de 256,9, 327, 347,6 et 321,6 mm respectivement pour les périodes à l'étude en automne 1997, 1998, 1999 et 2000 dans la région de St-Lambert. Les données de pluviométrie sont celles récoltées à la station Beau-séjour du ministère de l'Environnement du Québec à St-Jean-Christophe.

Champ 35

La culture d'orge grainée a laissé des reliquats d'azote assez important allant de 29 à près de 88 kg N-NO₃/ha (figure 1). Cette charge résiduelle de N-NO₃, sous l'orge grainée dans le profil de sol (1 m) en 1997, est de 25 à 88% plus élevée selon les horizons que celle sous prairie luzerne-mil à la fin de la saison 2000. Les trois années qui ont suivi la culture d'orge grainée, sous prairie, ont permis de réduire la teneur de N-NO₃ dans le sol de façon marquée, ce qui démontre une certaine capacité de la prairie de vider le sol de son contenu en N-NO₃ jusqu'à des profondeurs allant jusqu'à 1 m. Cet effet s'est produit même sur les parcelles fertilisées aux engrais minéraux et au fumier de bovins, qui pourtant ont reçu un apport azoté plus important en 2000 (tableau 2). Ces résultats, tout comme ceux de Schertz et Miller (1972) pour la luzerne, semblent indiquer que l'augmentation de l'apport d'engrais azoté (organique ou minéral) n'influence que très peu la teneur résiduelle de N-NO₃ dans le sol sous prairie constituée de luzerne.

Tableau 1. Doses des engrais appliqués dans le champ 35

	Fumure minérale	Fumier bovins	Fumier porcs	Lisier porcs
1997-orge grainée	540 kg 6-20-32/ha	20 t/ha printemps	5 t/ha printemps	30 m ³ /ha printemps
1998-prairie luzerne-mil	350 kg 7-12-32/ha	20 t/ha après 1 ^{re} coupe	5 t/ha après 1 ^{re} coupe	30 m ³ /ha après 1 ^{re} coupe
1999-prairie luzerne-mil	280 kg 10-17-31/ha 110 kg 0-0-60/ha	28 t/ha après 1 ^{re} coupe	3,8 t/ha après 1 ^{re} coupe 120 kg 0-0-60/ha	30 m ³ /ha après 1 ^{re} coupe 215 kg 0-0-60/ha
2000-prairie luzerne-mil	280 kg 10-17-31/ha 180 kg 34-0-0/ha	28 t/ha après 1 ^{re} coupe	3,8 t/ha après 1 ^{re} coupe	30 m ³ /ha après 1 ^{re} coupe

Tableau 2. Total des éléments nutritifs appliqués et des éléments nutritifs disponibles appliqués en kg/ha dans le champ 35

Traitements	N total	N disponible	P ₂ O ₅	K ₂ O
1997				
Fumure minérale (35A)	32	32	108	172
Fumier de bovins et apport minéral (35B)	102	60	142	291
Lisier de porcs et apport minéral (35C)	86	57	142	169
Fumier de poules et apport minéral (35D)	174	103	205	274
1998				
Fumure minérale (35A)	25	25	42	112
Fumier de bovins et apport minéral (35B)	100	34	46	130
Lisier de porcs et apport minéral (35C)	78	36	119	46
Fumier de poules et apport minéral (35D)	155	44	123	75
1999				
Fumure minérale (35A)	28	28	48	153
Fumier de bovins et apport minéral (35B)	159	77	80	117
Lisier de porcs et apport minéral (35C)	86	50	43	42
Fumier de poules et apport minéral (35D)	135	44	146	80
2000				
Fumure minérale (35A)	89	89	48	87
Fumier de bovins et apport minéral (35B)	189	92	82	203
Lisier de porcs et apport minéral (35C)	111	51	54	49
Fumier de poules et apport minéral (35D)	117	39	78	72

Tableau 3. Doses des engrais appliqués dans le champ 58

	Fumier bovins	Témoin (prairie minérale)	Lisier de porcs	Fumure minérale
1997-Canaie de printemps	45 t/ha	318 kg/ha 14-15-28	50 m ³ /ha	350 kg/ha 22-20-14
1998-Maïs-grain	45 t/ha + 159 kg 25-31-0/ha + 100 kg 46-0-0/ha	450 kg/ha 13-13-28 + 135 kg/ha 34-0-0	50 m ³ /ha + 159 kg 25-31-0/ha + 100 kg 46-0-0/ha	191 kg/ha 18-15-25 + 155 kg/ha 0-0-60 + 250 kg/ha 46-0-0
1999-Maïs-grain	45 t/ha + 239 kg 25-21-0/ha	410 kg/ha 18-22-8 + 100 kg/ha 34-0-0	50 m ³ /ha + 317 kg 17-21-1/ha	158 kg/ha 0-0-60 + 213 kg/ha 18-46-0 + 239 kg/ha 46-0-0
2000-Orge	60 t/ha	405 kg/ha 18-121-26 + 110 kg/ha 34-0-0	50 m ³ /ha	350 kg/ha 22-17-16

Tableau 4. Total des éléments nutritifs appliqués et des éléments nutritifs disponibles appliqués en kg/ha dans le champ 58

Traitements	N total	N disponible	P ₂ O ₅	K ₂ O
1997				
Fumure minérale (58D)	78	78	71	50
Lisier de porcs et apport minéral (58C)	91	29	57	43
Fumier de bovins et apport minéral (58A)	157	69	77	267
Témoin (prairie minérale) (58B)	44	44	47	88
1998				
Fumure minérale (58D)	149	149	29	141
Lisier de porcs et apport minéral (58C)	237	138	119	64
Fumier de bovins et apport minéral (58A)	251	170	173	211
Témoin (prairie minérale) (58B)	104	104	59	126
1999				
Fumure minérale (58D)	146	146	98	93
Lisier de porcs et apport minéral (58C)	194	126	112	128
Fumier de bovins et apport minéral (58A)	303	194	146	353
Témoin (prairie minérale) (58B)	108	108	90	25
2000				
Fumure minérale (58D)	77	77	60	56
Lisier de porcs et apport minéral (58C)	111	56	65	58
Fumier de bovins et apport minéral (58A)	293	99	148	363
Témoin (prairie minérale) (58B)	110	110	45	105

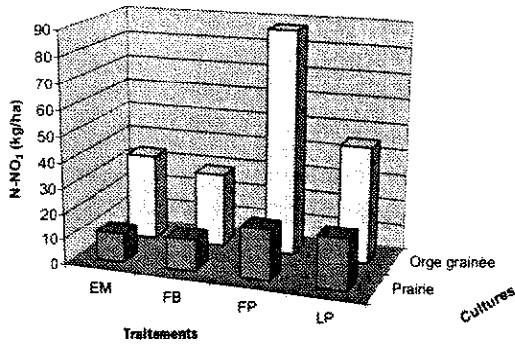
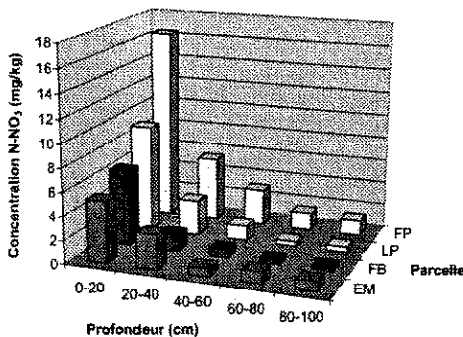


Figure 1. Charges N-NO₃ (0-100 cm) en fonction des traitements de fertilisation et des cultures du champ 35

2a - Orge grainée (1997)



2b - Prairie mixte luzerne-mil (2000)

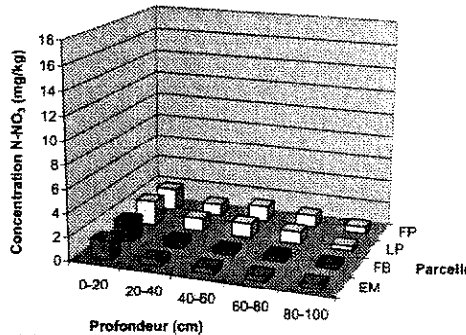


Figure 2. Impact de la fertilisation sur la concentration N-NO₃ résiduelle dans le profil de sol selon les cultures

Tableau 5. Analyse de variance de l'effet de la fertilisation sur le reliquat de N-NO₃ sur un mètre de sol en kg/ha

STL-35	EM ↔ FB	EM ↔ FP	EM ↔ LP	FB ↔ FP	FB ↔ LP	FP ↔ LP	C.V.
1997	ns	**	ns	**	ns	**	42,3%
2000	ns	ns	ns	ns	ns	**	55,5%
STL-58							
1997	**	ns	ns	**	**	ns	20,1%
1998	**	ns	ns	**	ns	ns	84,4%
2000	**	ns	**	**	**	**	21,6%

ns : non-significatif ** significatif à P≤0,05

En ce qui concerne la fertilisation, le traitement de fumier de poules (FP) a laissé, significativement, plus de reliquats de N-NO₃ que tous les autres traitements du champ 35 en 1997 et il tend également, avec le lisier de porcs (LP), à avoir plus de reliquats que les fertilisations à base de fumier de bovins (FB) et engrais minéral (EM) en 2000 (tableau 5, figure 2). La teneur en N-NO₃ de la parcelle FP en 1997 peut s'expliquer par la teneur élevée en azote du FP épandu et par une fumure

complémentaire minérale ajoutée, ce qui a provoqué un excès d'azote pour la culture. La fertilisation FB ne s'est pas démarquée de la fertilisation minérale, les charges résiduelles de N-NO₃ sont similaires pour ces deux traitements autant en 1997 qu'en 2000.

Les conditions climatiques ont eu un impact important sur les volumes d'eau et les pertes N-NO₃, drainés, par exemple, en 1997, de 70,5 à 93,3% de la charge N-NO₃ a été évacuée par les drains en 15 jours, du 28 octobre au 12 novembre

sous l'orge grainée, suivi du lisier de porcs avec près de 20 kg/ha. Il faut cependant noter que l'azote total épandu lors de ces quatre années était de 90 kg/ha/an en moyenne pour la parcelle LP contre 194 kg/ha/an pour la parcelle FP. Les pertes N-NO₃ du FB et de EM sont environ deux fois moindres que les autres modes de fertilisation sur les quatre années du cycle. L'orge grainée ne s'est pas démarquée de la prairie sauf pour la fertilisation au FP, sans doute à cause des applications élevées d'azote.

La figure 3, montrant les concentrations N-NO₃ mesurées lors des prises d'échantillons, démontrent que les traitements ayant la concentration moyenne la plus élevée sont, par ordre croissant, EM < FB < FP < LP sous prairies et orges grainées. Les teneurs en N-NO₃ provenant de la fertilisation de EM et de FB ont dépassé le critère de qualité de l'eau (10 mg/l) dans 1,6% des échantillons contre 7,5% pour la fertilisation au FP et 9,1% pour le LP. Le tableau 6 montre la concentration moyenne arithmétique, par contre, ces mesures ne représentent pas l'importance relative de chacune des concentrations mesurées ; les fortes concentrations qui ont été mesurées étaient souvent associées à des volumes drainés proportionnellement plus importants. Les concentrations pondérées (voir équation 3) en fonction du volume de chacun des traitements de fertilisation pour l'orge grainée et la prairie montrent que les résultats du calcul de la concentration arithmétique sont souvent sous-évalués. Ceci est particulièrement applicable pour les fertilisations au FP et au LP, surtout sous orge grainée. En effet, la concentration moyenne pondérée du FP, sous orge grainée est plus du double que la moyenne arithmétique et la concentration du LP est plus de 40% plus élevée. La plus grande partie des volumes drainés, sous prairie, est inférieure à 3,5 mg/l. Plus de 75% du volume drainé de EM et FB a une concentration inférieure à 2 mg/l et plus de 70% du volume drainé de FP et LP a une concentration inférieure à 3,5 mg/l.

(entre les jours 43 et 58), et en 2000 de 22,5 à 60,4% de la charge N-NO₃ a été évacuée en 5 jours seulement. Les pertes totales ainsi que les volumes qui s'y rattachent des parcelles sont représentés au tableau 6. Aucun des modes de fertilisation ne s'est démarqué de manière significative (tableau 7), cependant, la fertilisation ayant occasionnée le plus de pertes de N-NO₃, au cours du cycle, a été le FP avec un total de près de 22 kg N-NO₃/ha, pour les quatre automnes, dont la moitié en 1997

Tableau 6. Concentrations et pertes N-NO₃ du champ 35 en fonction du mode de fertilisation

	Concentrations mg N-NO ₃ /litre		Pertes	Volume drainé
	moyenne pondérée	moyenne arithmétique	kg/ha N-NO ₃	l/ha/automne
Orge grainée (1997)				
Minéral (A)	1,41	1,16	0,30	207 528
Bovins (B)	4,16	5,14	1,44	346 892
Poules (C)	17,89	7,99	11,5	644 545
Porcs (D)	12,67	8,96	5,00	391 291
Prairie (1998)				
Minéral (A)	1,44	2,28	2,53	1 753 042
Bovins (B)	1,36	1,76	2,24	1 641 152
Poules (C)	2,41	2,79	3,90	1 613 347
Porcs (D)	3,19	4,11	6,41	2 006 380
Prairie (1999)				
Minéral (A)	0,91	0,67	1,27	1 387 257
Bovins (B)	1,62	1,42	2,62	1 615 741
Poules (C)	3,00	2,49	4,70	1 565 126
Porcs (D)	3,65	3,10	5,61	1 538 513
Prairie (2000)				
Minéral (A)	3,00	1,93	1,90	633 115
Bovins (B)	6,91	3,19	4,13	597 163
Poules (C)	3,86	2,74	1,87	485 609
Porcs (D)	5,30	3,68	2,80	527 836
Bilan du cycle	moyenne pondérée	moyenne arithmétique	Pertes totales	Volumes totaux (l/ha)
Minéral (A)	1,69	1,51	6	3 980 942
Bovins (B)	14,05	2,88	10,43	4 197 734
Poules (C)	6,79	4	21,97	4 305 994
Porcs (D)	6,20	4,96	19,82	4 461 496

Tableau 7. Analyse de variance de l'effet des années en fonction du reliquat de N-NO₃ sur un mètre de sol en kg/ha

STL-35	1997 vs 2000	STL-58	1997 vs 1998	1997 vs 2000	1998 vs 2000
EM	ns	FB	ns	ns	ns
FB	ns	Prairie-témoin	ns	ns	ns
FP	**	LP	ns	ns	ns
LP	*	FM	ns	ns	ns

ns : non significatif ** significatif à P≤0,01 *significatif à 0,05≥P

Équation 3.

$$\text{Concentration pondérée} = \frac{([N-NO_3] \cdot V_1)}{V_{\text{total}}} + \frac{([N-NO_3] \cdot V_2)}{V_{\text{total}}} + \frac{([N-NO_3] \cdot V_3)}{V_{\text{total}}} + \dots$$

La charge de N-NO₃ dans le sol influence la quantité lessivée vers le système de drainage. La figure 4 indique que plus le reliquat N-NO₃ dans le sol est important, plus on peut s'attendre à des pertes élevées dans les eaux de drainage à l'automne. Cependant, le EM et le FB ont subi des pertes plus élevées en 2000 qu'en 1997, ceci pourrait s'expliquer par des volumes d'eau drainés moins importants en 1997 et le travail du sol

qui a été fait à l'automne 2000. Le labour, en enfouissant la végétation, diminue le potentiel de captage d'eau par la végétation en plus de favoriser la minéralisation de l'azote de la végétation même. Par contre, pour ce qui est du FP et du LP la diminution de la charge N-NO₃ dans le profil du sol semble avoir eu un impact plus important sur la diminution des pertes que le volume d'eau drainée ou le labour.

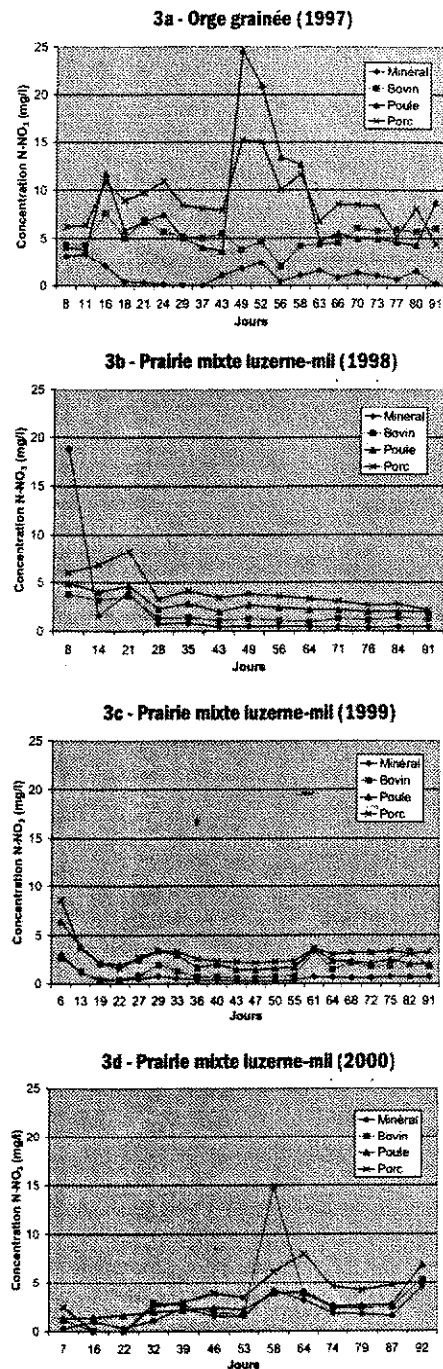


Figure 3. Concentrations N-NO₃ dans l'eau de drainage selon les années

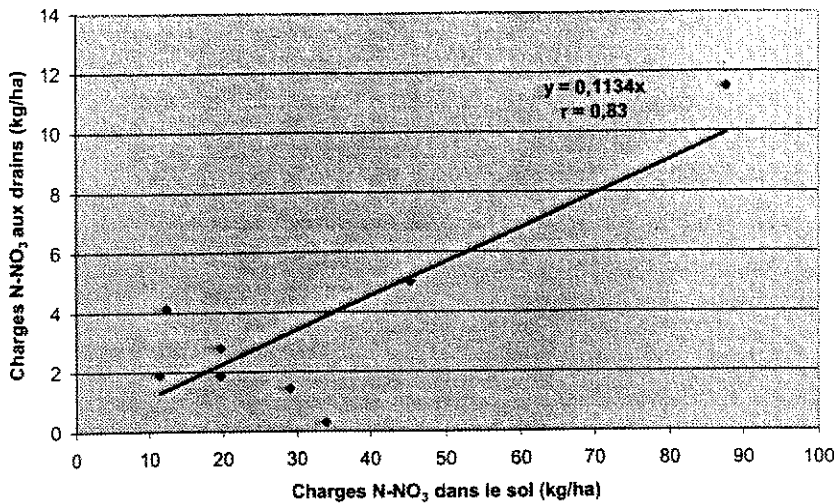


Figure 4. Charges N-NO₃ aux drains en fonction de la charge dans le sol en 1997 et en 2000 (champ 35)

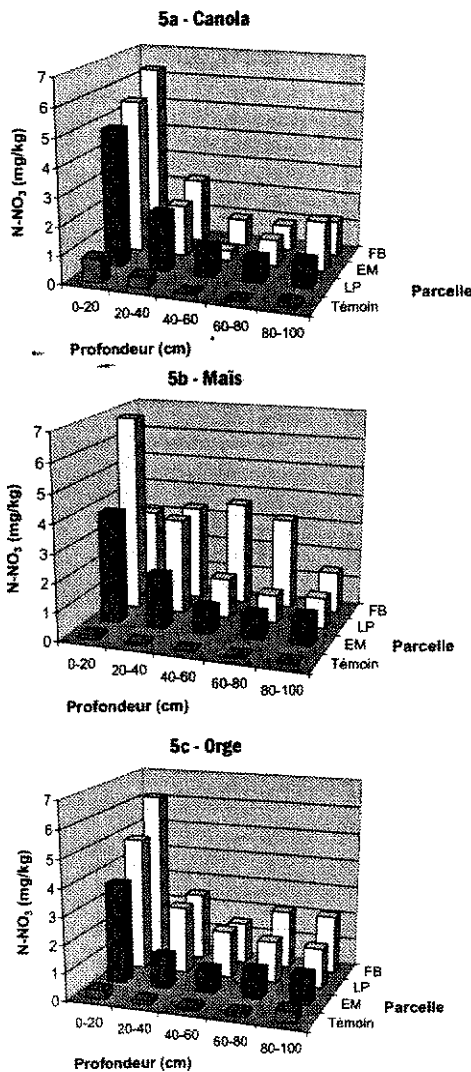


Figure 5. Impact de la fertilisation sur la concentration N-NO₃ résiduelle dans le profil de sol selon les cultures

Champ 58

Dans le champ 58, le témoin (prairie trèfle-mil) montre des concentrations en N-NO₃ résiduelles dans le sol inférieures aux autres cultures et ce pour les trois années échantillonnées et à toutes les profondeurs (figure 5). Cependant, pour les autres cultures, il n'est pas possible de les comparer entre elles puisqu'elles n'ont pas été cultivées la même année. Notons seulement que les reliquats d'azote en fin de saison n'ont pas différencié significativement d'une saison à l'autre (tableau 7). L'ordre d'importance du reliquat de N-NO₃ à l'automne, a été : prairie < canola < orge < maïs.

Les modes de fertilisation n'ont pas différencié sauf en 2000 où EM s'est démarqué des autres modes de fertilisation (tableau 5) pour le reliquat de N-NO₃ dans le sol. Il est à noter que la parcelle EM est la seule qui a vu son reliquat de N-NO₃ diminuer de 1997 à 2000, passant de 32,95 kg/ha en 1997 à 27,41 kg/ha en 1998 à 24,64 kg/ha en 2000. Le FB a laissé sensiblement plus de reliquats N-NO₃ dans le sol lors des trois années échantillonnées (figure 6). La charge N-NO₃ laissée par le FB allait de 11,68 à 14,61 kg/ha soit environ 8 à 20% plus de reliquats que le LP et de 17 à 86% que le EM.

De 1998 à 2000, les pertes sont assez graduelles, mais en 1997, durant une période de neuf jours, soit du 3 au 12 novembre, la charge drainée représentait de 52,6 à 94,9% du total de la charge N-NO₃ drainée pour la saison, selon le type de fertilisation. Cette période critique coïncide avec celle du champ 35. La culture ayant laissé échapper le moins de N-NO₃ est la prairie témoin avec une moyenne saisonnière de moins de 2,4 kg/ha, malgré des volumes d'eau drainés totaux de 159 à 214% supérieurs aux autres traitements durant toute la durée du cycle. Ce fait est probablement causé par la présence de macropores qui se seraient formées depuis 1993 due à l'absence de travail du sol lors de cette période. Cette dernière parcelle a drainé des hauteurs d'eau équivalentes à plus de 50% des précipitations totales des automnes de 1998 à 2000. Les pertes N-NO₃, moyennes automnales des autres cultures sont par ordre d'importance : canola (3,85kg/ha/an) < orge (4,67 kg/ha/an) < maïs-grain (13,87 kg/ha/an).

EM est le traitement ayant laissé échapper le moins de N-NO₃, et ce pour toute la durée de l'expérimentation, bien qu'il ne diffère significativement que du LP (tableau 9), suivi du FB et finalement du LP. Le LP a été épandu à des doses azotées moyennes de 158 kg/ha contre 251 kg/ha pour le FB (tableau 4), mais a quand même exporté plus de N-NO₃ que les autres modes de fertilisation sur le total des quatre saisons (tableau 8).

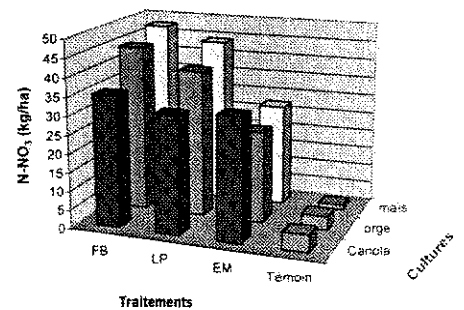


Figure 6. Charges N-NO₃ (0-100 cm) en fonction des traitements de fertilisation et des cultures du champ 58

Tableau 8. Concentrations et pertes N-NO₃ du champ 58 en fonction du mode de fertilisation

Canola (1997)	Concentrations N-NO ₃ (mg/litre)		Pertes kg/ha N-NO ₃	Volume drainé l/ha/automne
	moyenne pondérée	moyenne arithmétique		
Bovins (A)	22,11	14,02	4,62	208 890
Témoin (B)	2,16	1,16	1,36	628 959
Porcs (C)	18,83	14,06	4,00	212 232
Minéral (D)	15,11	8,25	2,92	193 352
Maïs (1998)				
Bovins (A)	11,3	11,12	15,65	1 375 566
Témoin (B)	1,81	1,67	3,25	1 794 852
Porcs (C)	15,4	14,51	12,86	835 207
Minéral (D)	10,38	9,62	8,20	790 284
Maïs (1999)				
Bovins (A)	8,99	8,62	13,89	1 544 849
Témoin (B)	1,77	1,40	3,14	1 776 400
Porcs (C)	14,22	13,89	20,40	1 434 692
Minéral (D)	8,23	7,59	12,31	1 495 968
Orge (2000)				
Bovins (A)	5,63	5,86	3,20	567 265
Témoin (B)	1,08	0,85	1,82	1 680 480
Porcs (C)	11,68	10,35	5,83	498 974
Minéral (D)	7,99	6,39	2,18	272 257
Bilan du cycle	moyenne pondérée	moyenne arithmétique	Pertes totales	Volumes totaux (l/ha)
Bovins (A)	12,01	9,91	37,26	3 696 569
Témoin (B)	1,71	1,27	9,57	5 880 691
Porcs (C)	15,03	13,20	43,09	2 981 325
Minéral (D)	10,43	7,96	25,61	2 751 861

Tableau 9. Analyse de variance des pertes N-NO₃ dans l'eau de drainage (kg/ha) en fonction du type de fertilisation

STL 35	Minéral	Bovins	Porcs	Poules
Minéral	-	n.s.	n.s.	n.s.
Bovins	n.s.	-	n.s.	n.s.
Poules	n.s.	n.s.	n.s.	-
Porcs	n.s.	n.s.	-	n.s.
STL 58				
Bovins	n.s.	-	n.s.	
Porcs	*	n.s.	-	
Minéral	-	n.s.	*	

La concentration moyenne en N-NO₃ des eaux de drainage sous LP a été plus élevée qu'avec les autres types de fertilisation. La figure 7 montre les mesures de concentrations échantillonnées lors des quatre automnes étudiés. La teneur en N-NO₃ de l'eau drainée par la prairie composée de trèfle-mil est toujours demeurée sous la barre des 6 mg/l. En 1997, la culture de canola a généré des concentrations dans l'eau de drainage sous FB dépassant la norme dans 64,7% des échantillons contre 93,3% dans le LP et 25% dans le EM. La culture de maïs-grain, a pour sa part, entraîné des dépassements de la norme dans 36,4% des échantillons avec le FB, 90,9% dans le cas du LP et 30,3% dans le cas de EM durant les automnes 1998 et 1999.

Finalement, pour la culture d'orge le pourcentage de dépassement a atteint 36,5% pour le FB, 82% pour le LP et 22,6% pour EM. Comme dans le champ 35, le champ 58 montre des concentrations pondérées généralement supérieures aux concentrations arithmétiques moyennes signifiant que des volumes plus importants sont associés aux concentrations plus élevées à l'automne (tableau 8). Les concentrations pondérées de N-NO₃ dans l'eau de drainage pour les cultures étudiées sont, par ordre croissant d'importance : prairie < orge < maïs < canola alors que pour les modes de fertilisation l'ordre croissant d'importance des concentrations de N-NO₃ est : EM < FB < LP. Ceci est particulièrement vrai pour le FB sous

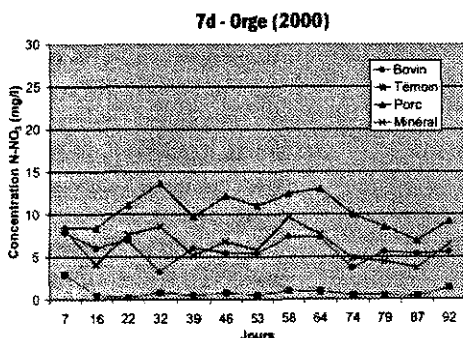
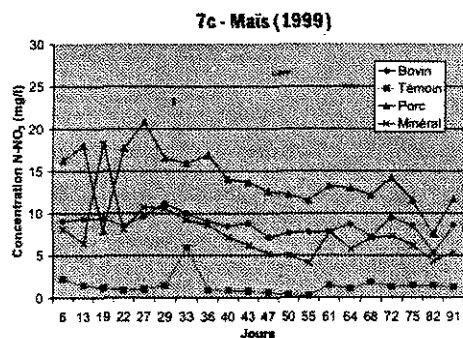
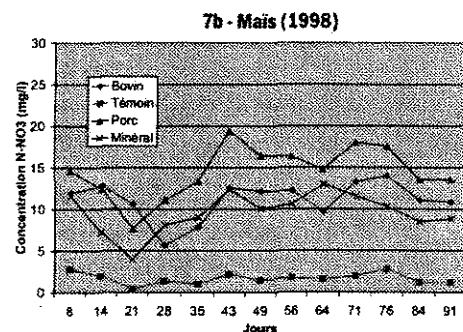
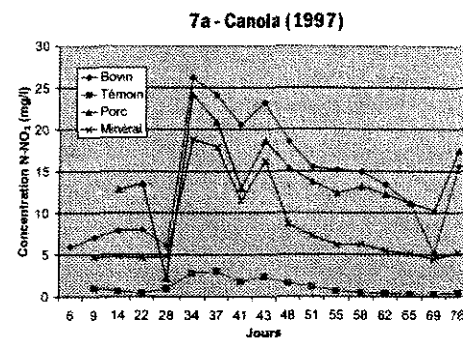


Figure 7. Concentrations N-NO₃ dans l'eau de drainage selon les années

Tableau 10. Analyse de variance des pertes N-NO₃ dans l'eau de drainage (kg/ha) en fonction du type de culture

STL 35	Prairie graminée	Orge grainée
Orge grainée	n.s.	—
Prairie graminée	—	n.s.

STL 58	Canola	Mais 1998	Mais 1999	Orge
Canola	—	*	—	n.s.
Mais 1998	—	—	n.s.	—
Mais 1999	*	n.s.	—	*
Orge	n.s.	*	*	—

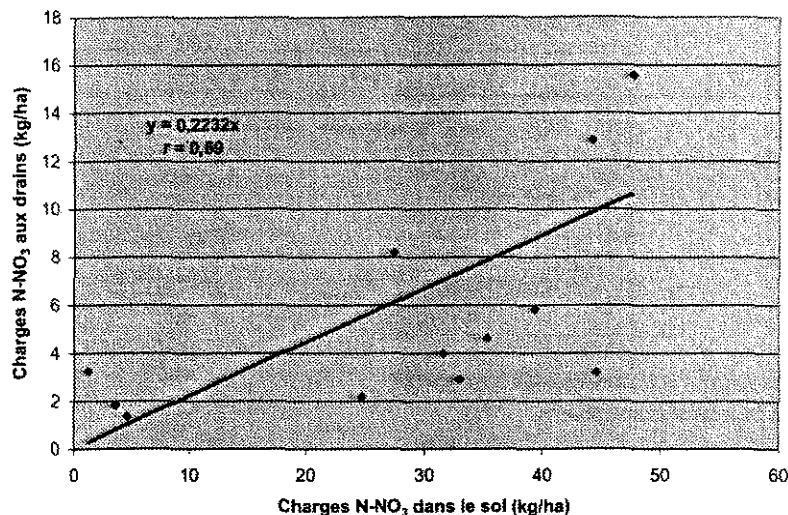


Figure 8. Charges N-NO₃ aux drains en fonction de la charge N-NO₃ résiduelle dans le sol en 1997, 1998 et 2000 (champ 58)

canola puisque 23,5% des échantillons avaient une concentration supérieure à 20 mg N-NO₃/l pour un volume drainé correspondant à 94,7% du volume total. La même année, EM avait plus de 75% des échantillons se situant sous la barre des 10 mg N-NO₃/l, mais correspondant à seulement 7,2% du volume. La charge N-NO₃ perdue au drain par le maïs a différée significativement des charges perdues par le canola et l'orge (tableau 10).

La charge dans le sol semble avoir eu une certaine influence sur la quantité de N-NO₃ perdue. La figure 8 montre la charge drainée en fonction de la charge présente dans le sol en fin de culture pour le champ 58. La charge résiduelle

en fin de culture se retrouve exposée au lessivage vers les drains, de sorte que plus la quantité de N-NO₃ est élevée, plus les pertes auront tendance à être élevées.

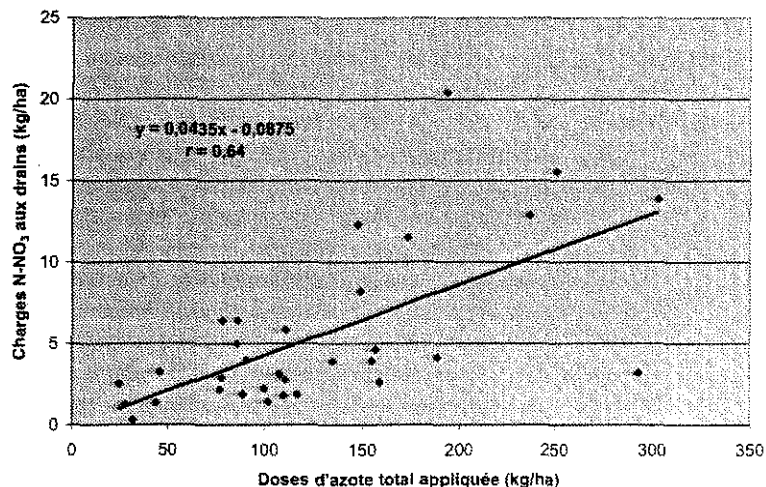


Figure 9. Charges N-NO₃ aux drains en fonction de la dose d'azote total appliquée dans les champs 35 et 58

Conclusion

Pour les deux champs de l'Observatoire, certains faits ont été observés permettant de faire quelques généralités. Tout d'abord, les pertes aux drains sont influencées par la dose d'azote appliquée lors de la saison culturale. Plus la dose appliquée sera élevée, plus les pertes N-NO₃ auront tendance à être élevées et ce toute année ou culture confondue (figure 9). Pour cette raison, il est très important d'effectuer des analyses de fumier ou de lisier avant un épandage. À dose constante de 25 t/ha dans le champ 35, la teneur en azote du FB a varié de 69,6 à 189 kg/ha. Il en est de même pour le LP qui a varié de 86 à 149 kg/ha pour une dose appliquée de 30 m³/ha. La fertilisation du champ 58 a montré des variations du même ordre. Une méthode efficace de dosage est également importante pour une bonne gestion des fumiers. Le FP, en 1997, a généré plus de la moitié de ses pertes totales sur quatre saisons automnales à cause d'un problème de dosage.

La charge N-NO₃ dans le sol en fonction de la charge dans l'eau de drainage pour les quatre automnes du cycle et pour toutes les parcelles de l'Observatoire a été établie avec un $r \approx 0,63$, la corrélation est significative bien que pas très élevée, mais l'influence des cultures est très présente.

Les résultats de la charge N-NO₃ au drain s'est révélée, pour la période automnale, similaire aux résultats de l'étude de Piché et Gangbazo (1991), mais nettement inférieur aux résultats de Gangbazo et al. (1997) en ce qui a trait aux pertes dans la culture de maïs. Les résultats que nous avons obtenus, en 1998 et 1999, démontrent des pertes de 25 à plus de 50% inférieures à ceux de Gangbazo et al. (1997) pour la période automnale dans le maïs. Les doses d'azote appliquées plus faibles dans les Observatoires que celles utilisées par Gangbazo et al. (1997) expliqueraient ces différences.

On ne peut prédire avec certitude les pertes de N-NO₃ à venir pour une saison automnale. Par contre, le carottage peut nous permettre d'identifier les champs les plus à risque pour une même saison selon la culture qui y a été pratiquée et le type de fertilisation qui y a été appliquée. Plus une parcelle contient des résidus importants de N-NO₃ en fin de culture, plus cette parcelle représentera un risque potentiel élevé de pertes par lessivage.

Le maïs est la culture qui a laissé le plus de N-NO₃ résiduels dans le sol à l'automne et qui a généré le plus de pertes de N-NO₃ par le réseau de drainage souterrain. Les pertes, par ordre d'importance, ont été prairie < orge ≈ canola < maïs. La fertilisation LP a généré les concentrations les plus élevées de N-NO₃ dans l'eau de drainage. Pour l'automne, une concentration ponctuelle de N-NO₃ dans l'eau de drainage ne semble pas être un paramètre suffisant et performant afin d'évaluer l'impact réel d'une culture sur la qualité de l'eau. La charge (kg/ha) et la concentration moyenne saisonnière pondérée en fonction du volume semblent être de meilleures méthodes afin de quantifier l'impact d'une culture ou d'une fertilisation pour cette saison. Pour une dose de 50 m³/ha, le LP a généré des pertes en N-NO₃ plus élevées que le FB (45 t/ha) et que le EM. Le EM a été le mode de fertilisation qui a produit le moins de pertes aux drains.

Références bibliographiques

- Bjorneberg, D.L., R.S. Kanwar et S.W. Melvin 1996. *Seasonal changes in flow and nitrate-N loss from subsurface drains*. Transactions of the ASAE 39 :961-976.
- Gangbazo, G. et F. Babin (2000). *Pollution de l'eau des rivières dans les bassins versants agricoles*. Vecteur environnement 33 (4) : 47-57.
- Gangbazo, G., A.R. Pesant et G.B. Barnett 1997. *Effets de l'épandage des engrais minéraux et de grandes quantités de lisier de porcs sur l'eau, le sol et les cultures*. Direction des écosystèmes aquatiques : Ministère de l'environnement et de la faune. Bibliothèque Nationale du Québec.
- Giroux, M. et T.S. Tran 1995. *Effet des doses et des modes d'apport des engrais azotés sur le rendement et la qualité du maïs-ensilage et sur les reliquats de nitrates dans les sols*. Agrosol, volume 8, numéro 1 : 3-11.
- Guertin, S.P. en collaboration M.G. Barnett, A. Pesant, L.É. 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. p.139.
- Guertin, S.P., G.M. Barnett, M. Giroux, A. F. Mackenzie, A. Pesant et L.E. Parent, (2001). *Effet de pratiques culturales dans la culture de maïs, en terrain vallonné, sur les risques de contamination des eaux de ruissellement et de drainage*. Agrosol, volume 11, numéro 2 : 107-113.
- Miller, M.H. 1990. *Impact of nutrient use in crop production on water quality*. Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole : Conseil des productions végétales du Québec. p. 139-150.
- Pesant, A.R. en collaboration M. Perron, G. Barnett, S.P. Guertin, A. Bélanger et G. Gangbazo 1997. *Effet de la période et du type de travail primaire du sol sur la perte d'azote et de phosphore dans les eaux de surface et de drainage (dans les cultures du maïs-grain et de l'orge)*. Colloque de l'entente Canada-Québec pour un environnement durable en agriculture. p. 53-57.
- Piché, I. et G. Gangbazo 1991. *Étude de la qualité des eaux de drainage souterrain*. Direction de l'assainissement agricole. Ministère de l'environnement du Québec. p.37.
- Roth, G.W. et R.H. Fox 1990. *Soil nitrate accumulations following nitrogen-fertilized corn in Pennsylvania*. J. Environ. Qual. 19 :243-248.
- Schertz, D.L. et D.A. Miller 1972. *Nitrate-N accumulation in the soil profile under alfalfa*. Agronomy Journal 64 :660-664.
- Tran, T.Sen. 1995. *Efficacité et devenir de l'engrais azoté marqué (¹⁵N) appliqué à la culture de maïs (Zea Mays L.)*. Thèse de doctorat, Faculté des Sciences de l'Agriculture et de l'Alimentation, Université Laval, Qué.