

Effet des doses d'azote sur les teneurs en nitrates résiduels en post-récolte des sols cultivés en maïs grain

J.B. SARR¹, *M. GIROUX¹ et A. N'DAYEGAMIYE¹

RÉSUMÉ - J. B. Sarr, M. Giroux et A. N'Dayegamiye. Effet des doses d'azote sur les teneurs en nitrates résiduels en post-récolte des sols cultivés en maïs grain. *Agrosolutions* 20 (1) : 23-34.

Cette étude avait pour objectif d'évaluer les relations entre les doses d'azote (N) (0 à 250 kg N/ha) et les quantités de nitrates résiduels dans les sols (NRS) après la récolte du maïs grain. L'étude a été réalisée en 2008 sur 31 sites répartis dans 7 régions agricoles du Québec. Les NRS étaient corrélés significativement aux doses de N apportées ($R^2 = 0,29$; $p < 0,001$). Ils ont varié entre 4 et 148 kg N-NO₃/ha sur 60 cm si l'on considère tous les sites et toutes les doses de N. L'écart entre la dose de N appliquée et la dose économique optimale de N (ΔNop) expliquait mieux la variabilité des NRS ($R^2 = 0,51$; $p < 0,001$). L'accumulation des NRS était moindre quand ΔNop était inférieur à 0 (4-68 kg N-NO₃/ha avec une moyenne de 19 kg N-NO₃/ha). Lorsque ΔNop était supérieur à 0, les quantités de NRS étaient plus élevées (9-147 kg N-NO₃/ha avec une moyenne de 55 kg N-NO₃/ha). La teneur en NRS au point optimal de fertilisation N a été de 33 kg N-NO₃/ha pour l'ensemble des sites. La teneur en NRS a augmenté de 0,52 kg N-NO₃/ha pour chaque kg d'azote apporté dans la zone $\Delta\text{Nop} > 0$. Cet accroissement était de seulement 0,07 kg N-NO₃/ha pour chaque kg d'azote appliqué dans la zone $\Delta\text{Nop} < 0$. Les précédents culturaux ont aussi exercé un effet sur les teneurs en NRS sous le maïs grain. En moyenne, les quantités de NRS étaient de 41 kg N-NO₃/ha sous le précédent de soya, 38 kg N-NO₃/ha pour celui des engrais verts, 24 kg N-NO₃/ha pour les céréales à pailles et 16 kg N-NO₃/ha pour le maïs grain. La texture des sols a également exercé un effet significatif sur les pertes de nitrates résiduels. Les teneurs moyennes en NRS toutes doses confondues étaient faibles dans les sites à texture grossière, avec 10 kg N-NO₃/ha, comparativement à 26 kg N-NO₃/ha pour la texture fine et 34 kg N-NO₃/ha pour la texture moyenne. Cette étude montre qu'un apport d'engrais N basé sur la dose économique optimale de N, les précédents culturaux et la texture permettrait de réduire les teneurs en NRS en post-récolte dans les sols agricoles.

Mots clés : nitrates résiduels du sol en post-récolte; dose d'azote; dose économique optimale d'azote; texture; précédent cultural; maïs.

ABSTRACT - J. B. Sarr, M. Giroux and A. N'Dayegamiye. Effects of nitrogen rates applied to corn on post-harvest residual soil nitrate contents. *Agrosolutions* 20 (1): 23-34. The objective of this study was to assess the relationships between nitrogen (N) fertilizer rates (0 to 250 kg N/ha) and soil residual nitrates (SRN) after corn harvest. The study was carried out in 2008 on 31 sites scattered in 7 agricultural regions of the province of Quebec. The quantities of SRN measured were correlated to N fertilizer rates ($R^2 = 0.29$; $p < 0.001$) and ranged from 4 to 148 kg NO₃-N/ha considering a soil depth of 60 cm. The differences between applied N rates and economic optimum N rate (ΔNop) were better correlated to SRN ($R^2 = 0.51$; $p < 0.001$) than N fertilizer rates. When ΔNop were < 0 , SRN values were low with an average of 19 kg NO₃-N/ha (4-68 kg NO₃-N/ha). On the opposite, SRN values averaged 55 kg NO₃-N/ha (9-147 kg NO₃-N/ha) when ΔNop was > 0 . SRN corresponding to economic optimum N rate (Nop) was 33 kg NO₃-N/ha. For every kg of N applied over Nop, SRN increased by 0.52 kg NO₃-N/ha and for each kg of N applied under Nop, SRN increased by only 0.07 kg NO₃-N/ha. Previous crops affected SRN values found after corn harvest. On the average, SRN recorded after soybeans, green manures, cereals and corn were 41, 38, 24 and 16 kg NO₃-N/ha, respectively. Quantities of SRN measured in this study were also related to soil texture. Coarse-textured soils had lower SRN levels (10 kg NO₃-N/ha) compared to fine-textured soils (26 kg NO₃-N/ha) and to medium-textured soils (34 kg NO₃-N/ha). These findings suggest that, in order to reduce SRN, N fertilizer applications should be based on Nop, and should also take into account previous crops and soil texture.

Key words: post-harvest residual soil nitrates; nitrogen rate; economic optimum nitrogen rate; soil texture; previous crops; corn.

1. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA), 2700 rue Einstein, Québec (Québec), G1P 3W8, Canada.

*Auteur pour la correspondance : téléphone : 418 644-6838, télécopieur : 418 644-6855, courriel : marcel.giroux@irda.qc.ca

Introduction

Les pertes d'azote en provenance des champs agricoles sont un enjeu majeur dans plusieurs pays dont le Canada, où une agriculture intensive est pratiquée (Yang et al. 2007). Les conséquences de ces pertes en azote constituent à la fois un problème sanitaire et environnemental. Le risque sanitaire tient au fait que les eaux dont la teneur en nitrates est supérieure à 10 mg N-NO₃/L sont impropres à la consommation humaine (OMS 1998). Par ailleurs, les transferts de nitrates vers les écosystèmes aquatiques peuvent entraîner leur dégradation, par prolifération des algues, réduction de leur teneur en oxygène et disparition des certaines espèces animales aquatiques (Bratkovich et al. 1994, Rabalais et al. 1995, Burkart et James 1999, Wang et al. 2004).

Les pertes d'azote surviennent principalement par transport des nitrates dissous dans les eaux de drainage. Une fraction moins importante est perdue sous forme organique ou ammoniacale. Plusieurs travaux démontrent que les pertes de nitrates vers les cours d'eau et les aquifères sont en lien avec l'utilisation des engrais minéraux et organiques par le milieu agricole. En Amérique du Nord, la culture du maïs est celle qui par ses superficies contribue le plus au transfert de nitrates vers le réseau hydrographique (Rabalais et al. 1995, Randall et al. 1997, Burkart et James 1999). En effet, seule la moitié des quantités totales d'azote qui sont apportées au maïs est effectivement prélevée par la culture et le tiers du stock restant est accumulé dans le sol en bonne partie sous forme de nitrates résiduels en post-récolte (Lory et al. 2003).

Or, les nitrates résiduels du sol (NRS) en post-récolte constituent la principale cause du lessivage de l'azote en agriculture (Steenvoorden 1989, Roth and Fox 1990, Geypens et al. 2005). Au Québec, les nitrates résiduels dans les sols à l'automne sont très variables selon les cultures et se situent entre 7 et 171 kg N-NO₃/ha (Giroux et al. 2003). Le lessivage se produit lors de la percolation de l'eau dans le profil de sol et atteint son maximum à l'automne et au printemps lorsque l'évapotranspiration est très limitée et que des excès d'eau sont présents dans les sols. Les drains agricoles

évacuent alors une importante quantité d'eau et une bonne partie des nitrates résiduels des sols vers les eaux de surface. Ces nitrates résiduels peuvent également atteindre les aquifères et accroître les concentrations parfois au-delà de la limite de 10 mg N-NO₃/L pour la potabilité de l'eau.

Les travaux de Mitsch et al. (2001) et Power et al. (2001) ont démontré que des apports adéquats d'engrais azotés, sans excès pour le besoin des cultures, contribuent à réduire le transfert des nitrates vers le réseau hydrographique. Des études plus récentes menées aux États-Unis confirment ces résultats et estiment que le contrôle du lessivage des nitrates doit passer par un meilleur ajustement de la fertilisation azotée des cultures et par une meilleure compréhension des facteurs cultureux responsables des niveaux élevés des NRS en post-récolte (Hong et al. 2007). Pour cela, il est impératif de définir de façon plus précise les doses d'azote à apporter aux cultures.

Ainsi, plusieurs études ont cherché à déterminer des moyens pour établir la dose économique optimale de N appropriée à chaque champ afin de limiter l'enrichissement des sols en nitrates résiduels et d'obtenir une utilisation plus judicieuse des engrais azotés aux plans agronomique et environnemental (Fox et Piekielek 1978, Magdoff et al. 1990, Blackmer et Mallarino 1993, Giroux et Lemieux 2006, Sharifi et al. 2007). Le concept de la dose économique optimale de N est de plus en plus considéré dans les modèles de recommandation des engrais azotés pour quantifier l'incidence de la fertilisation azotée sur la teneur en nitrates résiduels dans les sols (Andraski et al. 2000, Bélanger et al. 2003, Hong et al. 2007). Ces études démontrent que c'est non seulement la dose d'azote qui affecte les NRS mais aussi l'écart entre la dose de N apportée et la dose économique optimale de N (Nop) requise du champ.

La dose d'engrais azotés apportée à la culture est un critère qui affecte significativement les teneurs en nitrates résiduels dans les sols après la récolte. Ces teneurs sont d'autant plus élevées que des doses importantes de N sont appliquées (Roth and Fox 1990, Giroux et al. 1995, Isfan et al. 1995, Bélanger et al. 2003). Aux États-Unis, Magdoff et Amadon (1980) ainsi que Jokela

et Randall (1989, 1997) ont rapporté des teneurs en nitrates résiduels en post-récolte qui varient entre 40 et 160 kg N-NO₃/ha en relation directe avec l'accroissement de la dose d'azote appliquée pour une culture de maïs-ensilage. Selon Ferguson et al. (1991), il existe une différence significative entre les nitrates résiduels des parcelles à faibles doses de N (0 ou 75 kg/ha) et celles à fortes doses (150 et 300 kg N/ha) et la quantité de nitrates lessivés au-delà de 180 cm.

Les teneurs en nitrates résiduels s'expliquent également par l'écart entre la dose de N appliquée et la dose économique optimale de N. Ce concept appelé ΔNop (N appliqué - Nop) permet de mieux comprendre l'incidence d'une surfertilisation sur la charge en nitrates résiduels dans les sols en post-récolte. Andraski et al. (2000) ont établi une relation étroite entre les nitrates résiduels des sols (NRS) et le ΔNop dans le maïs grain. Dans le cas d'une sous-fertilisation (dose de N appliquée < dose économique optimale de N), la charge en NRS sur 90 cm a varié entre 25 et 50 kg N-NO₃/ha. Cette charge s'élevait respectivement à 150 et 375 kg N-NO₃/ha lorsque la dose d'azote appliquée dépassait la dose économique optimale de 50 et 200 kg N/ha. À la dose économique optimale de N, la teneur en nitrates résiduels était de 108 kg N-NO₃/ha. La dose économique optimale de N représente actuellement le compromis recherché entre les aspects agronomiques, économiques et environnementaux de la fertilisation azotée du maïs grain.

La minéralisation de l'azote affecte aussi les teneurs en NRS. Au Québec, N'Dayegamiye et al. (2004) et Giroux et al. (2007) ont mesuré les teneurs en nitrates résiduels suite à l'application de divers types d'engrais organiques (fumiers de bovins et boues de papetières). Ils rapportent que les sols où les charges en nitrates résiduels sont plus importantes sont ceux ayant reçu des apports d'engrais organiques avec des rapports C/N < 20, ce qui a favorisé une minéralisation de l'azote en fin de saison. Ceci démontre que les engrais organiques peuvent également accroître la teneur en nitrates résiduels des sols en post-récolte mais de façon variable selon leur composition.

La différence entre les cultures quant à la teneur en nitrates résiduels dans les sols provient en partie des besoins en azote et

du coefficient d'utilisation de l'azote des engrais (CUN) qui diffèrent entre eux (N'Dayegamiye et al. 2007). Le CUN est inversement proportionnel aux doses de N appliquées et est aussi fonction du type d'engrais (Halvorson et al. 2005, N'Dayegamiye et al. 2004, Giroux et Lemieux 2006). Il varie généralement entre 30 et 55 %. N'Dayegamiye et al. (2007) estiment que les cultures à cycle de développement court, comme les céréales, profitaient moins de l'azote des engrais organiques que les cultures avec une plus longue période de croissance (maïs) et cela se répercute sur les niveaux de nitrates résiduels. Giroux et al. (2003) proposent le classement ci-dessous pour traduire les possibilités de pertes de nitrates en fonction du type de cultures :

**Prairies < soya < céréales = canola
< maïs grain < pomme de terre**

La texture du sol peut expliquer une part importante de la variabilité des teneurs en nitrates résiduels dans le profil de sol (Gasser 2000; Geypens et al. 2005). Des études menées aux États-Unis ont montré que la teneur en nitrates au-delà d'une profondeur de 1,8 mètre était inversement proportionnelle à la teneur en argile de la couche sus-jacente (Lund et al. 1974). Dans une étude comparative effectuée au Québec, Liang et Mackenzie (1994) ont observé une corrélation positive entre l'augmentation de la teneur en nitrates résiduels dans les couches superficielles de sol et celle en argile alors qu'il y avait moins de nitrates dans les sols sableux, à cause d'un lessivage des nitrates en cours de saison.

Le but principal de cette étude consiste à évaluer l'impact des doses d'azote et de l'écart des applications par rapport à la dose économique optimale de N sur l'accumulation des nitrates résiduels dans le profil de 31 sols cultivés en maïs grain en 2008. Il s'agit aussi de montrer l'influence de la texture et des précédents culturaux sur l'accumulation des nitrates résiduels. Des résultats obtenus en 2002 et 2006 à Saint-Lambert de Lévis sont également rapportés afin de suivre la variabilité saisonnière des NRS et valider le modèle sur plusieurs années.

Matériel et méthode

Dispositif expérimental

Les données recueillies dans cette étude sont issues de 31 sites cultivés en maïs grain en 2008, répartis dans 7 régions agricoles du Québec : Montérégie Est, Montérégie Ouest, Centre-du-Québec, Chaudière-Appalaches, Lanaudière, Estrie et Capitale-Nationale (tableau 1). Les parcelles ont été soit implantées dans des champs de producteurs, soit sur les stations de recherche de l'IRDA (Saint-Lambert de Lévis, Saint-Hyacinthe et Deschambault) et du CEROM en Montérégie Est. Cette étude a été réalisée sur plusieurs importantes séries de sols au Québec, incluant différents types pédogénétiques. Différents modes de travail de sol ont été utilisés selon les pratiques des agriculteurs : semis direct, travail réduit ou labour. Plusieurs précédents culturaux ont également été utilisés. Le détail de chacun des 31 sites est résumé au tableau 1. Par ailleurs, les données recueillies à la ferme expérimentale de l'IRDA de Saint-Lambert de Lévis en 2002 et 2006 ont également été utilisées pour étudier la variabilité interannuelle des teneurs en NRS. Le dispositif utilisé dans ces études comportait des doses croissantes de N appliquées au maïs, tout comme celui suivi en 2008. Le détail sur le protocole utilisé en 2002 et 2006 est décrit dans l'étude de Giroux et Lemieux (2006).

Pour chaque site implanté en 2008, l'essai comportait 5 traitements d'azote (0, 50, 100, 150 et 200 kg N/ha). Certains champs comportaient en plus une sixième dose de 250 kg N/ha. Les traitements étaient disposés en 3 ou 4 blocs aléatoires complets. Chaque parcelle comprenait 4 rangs de maïs et mesurait de 8 à 12 m selon les sites. L'espacement entre les rangs était de 76 cm. Les dates de semis, le choix des hybrides de maïs et les techniques culturales appropriées étaient variables d'un producteur à l'autre. L'application d'engrais s'est faite en deux étapes successives. Une première application de 50 kg N/ha était faite au semis, sauf dans le cas du témoin sans N. Le reste de l'azote est apporté en post-levée au stade V6 du maïs en bandes à environ 20 cm du rang. Les besoins de la plante en P et K ont été couverts selon les recommandations du CRAAQ (2003) lors

de la première application au semis. Toutes les applications d'engrais azotés ont été faites sous forme de nitrate d'ammonium calcique (27-0-0).

Les données météorologiques concernant les précipitations mensuelles pour les années 2002, 2006, 2007 et 2008 sont présentées au tableau 2 pour différentes stations réparties dans les régions où se sont déroulés les essais.

Échantillonnage et analyse des sols

L'échantillonnage des sols pour le suivi des teneurs en nitrates résiduels a été effectué immédiatement après la récolte de chacun des champs qui s'est échelonnée du 15 octobre au 4 novembre 2008. Dans la totalité des 31 sites à l'étude, un échantillon composite de deux prélèvements a été recueilli dans chacune des parcelles, pour chacune des répétitions et pour chacune des doses de N utilisées. L'échantillon de sol a été recueilli avec une sonde de 1,87 cm de diamètre sur une profondeur de 60 cm par couches successives de 0-30 puis 30-60 cm. L'extraction des nitrates du sol s'est faite avec une solution de KCl 2N et le dosage par colorimétrie avec un Technicon autoanalyseur.

Dans chaque site, on a procédé à deux mesures de la densité apparente dans les couches de sol 0-15 et 15-30 cm en utilisant la méthode du cylindre. La densité de la couche 30-60 cm a été estimée à 1,045 kg/L pour les fins de l'étude, après avoir établi cette valeur moyenne dans certains sites expérimentaux et trouvé qu'elle variait peu entre les sites. Les teneurs en nitrates résiduels exprimées en mg/kg ont été rapportées en kg/ha. Le calcul a d'abord été fait pour la couche 0-15 cm, puis 15-30 cm et finalement 30-60 cm selon la densité apparente de chaque couche. Les résultats des trois couches ont été cumulés pour obtenir la teneur en nitrates résiduels en kg/ha sur 60 cm. L'équation suivante a été utilisée pour les calculs :

$$\text{N-NO}_3 \text{ (kg/ha)} = \text{N-NO}_3 \text{ (mg/kg)} \times \text{profondeur d'échantillonnage (cm)} \times \text{densité (kg/L)/10}$$

Tableau 1. Description des sols et des pratiques culturales utilisés selon les sites expérimentaux.

Région	Site	Série de sol	Texture	Précédent cultural	Travail du sol	Hybride de maïs	UTM des hybrides utilisés
Montérégie Ouest	LETEJ	Providence	Loam limono-argileux	Blé	Conventionnel	NK 25N	2700
	LANDJ	Chambly + St-Blaise	Loam argileux	Maïs	Conventionnel		
	DESLM	Laprairie + Boucherville	Loam argileux	Blé	Conventionnel	Pionner 38 B 85	2850
	LAMOR	Napierville	Loam sablo-argileux	Soya	Semis direct	Dekalb 4493	2950
	LAMOB	Sherrington	Loam	Soya	Semis direct	Dekalb 4493	2950
	DUMEJ	Sabrevois + Laprairie	Loam sablo-argileux	Soya	Conventionnel	NK 25J7	2700
	Dubuc (Mercier)	Rideau	Argile lourde				
	Pilon engrais incorporé	St-Urbain	Argile				
	Huot	Rideau	Argile				
	IRDA CH 15	Du Contour	Loam sableux	Maïs	Conventionnel	38 N 87	2750
IRDA CH10	St-Urbain	Loam argileux	Maïs	Conventionnel	38 N 87	2750	
IRDA CH8	Ste-Rosalie	Loam argileux	Maïs	Conventionnel	38 N 87	2750	
CEROM	St-Urbain	Argile	Soya	Conventionnel	38 M 58	2850	
HÉLYON	Du Contour	Loam sablo-argileux	Haricot sec	Semis direct	Maisex MZ 3888	2900	
CIEL	Soulanges	Loam	Céréales	Conventionnel	38 T 41	2700	
Roch	Ste-Rosalie	Argile	Maïs	Semis direct depuis 4 ans	Hyland HL B264	2675	
Page	Ste-Rosalie	Loam limono-argileux	Soya	Conventionnel	Mycogen 2P174 B1 R1	2600	
Bonnerterre	Pontiac	Loam argileux	Soya	Semis direct depuis 3 ans	Pionner 38 M 58	2800	
Lafortune	Ste-Rosalie	Argile	Céréales	Conventionnel	NK N 25J7 B2L2	2700	
St-Esprit	St-Aimé	Loam	Céréales + moutarde EV	Semis direct	Pride A 5362	2675	
Touigny	St-Amable	Sable loameux	Maïs	Conventionnel			
Pare	Greensboro	Loam	Orge	Semis direct	Maisex 226	2500	
Enright	Sheldon	Loam	Coupe de foin début juin et semis direct de soya	Passage de offset et 1 hersage	Elite 20 T 16	2400	
Capitale-Nationale	Deschambault D2	Batiscan	Loam sableux très fin	Maïs	Conventionnel	DKC 33-10 Round up ready	2550
	Deschambault D3	Batiscan	Loam sableux fin	Orge	Conventionnel	DKC 33-10 Round up ready	2550
	Saint-Lambert-1	Le Bras	Loam limoneux	Maïs	Conventionnel	DKC 26-75 conventionnel	2150
	Saint-Lambert-2	Le Bras	Loam limoneux	Maïs	Conventionnel	DKC 26-75 conventionnel	2150
	Saint-Lambert-3	Le Bras	Loam limoneux	Maïs	Conventionnel	DKC 26-75 conventionnel	2150
	Saint-Lambert-4	Le Bras	Loam limoneux	Maïs	Conventionnel	DKC 26-75 conventionnel	2150
Chaudière-Appalaches	Saint-Lambert-5	Le Bras	Loam limoneux	Maïs	Conventionnel	DKC 26-75 conventionnel	2150
	Saint-Lambert-6	Le Bras	Loam limoneux	Maïs	Conventionnel	DKC 26-75 conventionnel	2150

Dans les 31 sites, un rang de 8 m a été utilisé pour la détermination des rendements en grains et en tiges. Les épis et les tiges étaient recueillis manuellement puis passés à la batteuse pour les grains et à l'ensileuse pour les tiges. Un échantillon représentatif des grains et des tiges a été prélevé et placé dans un séchoir jusqu'à un poids constant pour déterminer sa teneur en eau.

Détermination de la dose économique optimale de N

Plusieurs modèles sont disponibles pour établir les relations entre les rendements du maïs et les doses d'azote appliquées. Une évaluation préliminaire de quatre modèles de productivité de l'azote au site de Saint-Lambert de Lévis a permis de conclure que le modèle quadratique-plateau était celui qui conférait la plus grande précision et qui minimisait les résidus (Giroux et al. 2008). Le modèle quadratique-

plateau est de ce fait très couramment utilisé pour relier les rendements des cultures aux doses d'azote appliquées. Une certaine proportion des champs montre cependant un effet linéaire mais pas d'effet quadratique. Dans ce cas, c'est le modèle linéaire qui est utilisé.

La dose économique optimale est la dose qui concilie l'optimum de productivité agronomique avec la rentabilité économique de l'azote. Elle correspond à la dérivée première de la fonction de production. En

Tableau 2. Données sur les précipitations mensuelles à différentes stations météo selon Environnement Canada pendant la réalisation de cette étude.

	Janv.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Total	
													Annuel	Mai-oct.
Lauzon (Chaudière-Appalaches)														
2002	0,2	6,8	3,6	81,0	138,2	103,8	115,8	22,4	140,2	71,2	9,0	6,4	698,6	591,6
2006	56,0	20,4	34,0	64,0	106,0	146,2	104,6	75,6	140,3	236,8	67,8	19,0	1070,7	809,5
2007	23,2	0,0	19,0	31,4	81,4	122,6	154,6	166,8	150,4	0,0	nd	11,4	760,8	675,8
2008	43,6	8,0	13,3	82,7	79,8	214,1	179,1	130,5	127,8	97,2	57,0	nd	1033,1	828,5
Moyenne	13,2	10,5	31,2	69,7	103,3	115,8	131,6	113,6	118,5	97,9	67,4	22,2	894,9	680,7
Coaticook (Estrie)														
2007	41	0	28,6	47,4	132,6	98	97	164	63	111,2	103,4	8	894,2	665,8
2008	13,8	18,4	44,0	66,0	53,7	171,4	108,2	220,6	63,6	94,2	59,8	nd	913,7	711,7
Moyenne	25,1	16,1	27,8	62,6	95,1	113,6	112,5	119,3	92,9	90,8	64,5	32,1	852,4	624,2
Deschambault (Capitale-Nationale)														
2007	30,6	0	23,2	103,6	68	66,4	209,4	136,6	100,2	128,2	33,6	16,6	916,4	708,8
2008	43,2	8,6	23,4	63,0	59,4	180,9	167,7	106,1	103,4	104,7	0,0	nd	860,4	722,2
Moyenne	24,8	17,9	34,8	73,6	102,2	108,3	127,5	115,1	116,8	98,3	77,7	30,0	927,0	668,2
Joliette (Lanaudière)														
2007	28,0	0,0	27,6	61,8	68,6	59,0	98,6	96,6	70,6	117,4	34,2	20,0	682,4	510,8
2008	30,0	11,0	2,0	73,8	70,4	113,0	179,4	60,0	73,4	99,4	60,6	nd	773,0	595,6
Moyenne	25,6	20,6	37,0	62,7	83,5	102,9	90,8	89,1	85,1	82,8	72,1	30,0	782,2	534,2
Sainte-Martine (Montérégie Ouest)														
2007	40,4	0,0	36,0	108,6	82,4	90,2	117,0	46,8	71,6	140,8	81,8	5,3	820,9	548,8
2008	6,9	17,5	14,7	61,5	102,1	62,9	139,2	73,5	61,3	22,1	42,2	nd	603,9	461,1
Moyenne	25,4	20,4	42,1	66,8	82,0	91,0	91,4	103,0	98,2	80,8	76,9	35,4	813,4	546,4
Saint-Hyacinthe (Montérégie Est)														
2007	34,0	0,0	14,8	78,3	72,2	58,0	123,2	97,6	100,2	122,6	59,0	5,8	765,7	573,8
2008	47,8	6,4	20,8	88,6	78,7	88,1	142,1	178,4	73,6	93,4	62,4	nd	880,3	654,3
Moyenne	31,9	22,5	47,1	69,2	85,1	95,1	100,9	103,3	93,9	88,2	75,6	43,3	856,1	566,5
Nicolet (Centre-du-Québec)														
2007	18	0	t	53,8	65,8	48,8	108,8	88,6	100,6	106	25,2	20	635,6	518,6
2008	m	t	t	35,0	53,2	114,6	156,6	91,0	83,8	93,2	45,6	nd	673,0	592,4
Moyenne	15,5	10,5	27,7	58,2	83,5	88,1	98,3	98	91,6	77,9	61,3	20	730,8	537,4

Moyenne = moyenne de 1971 à 2000

nd = non disponible

t = traces

m = manquante

2008, la productivité limite de l'azote était d'environ 10, c'est-à-dire qu'il fallait 10 kg de grains à 170 \$/T pour rentabiliser un kilogramme d'azote à 1,70 \$. La dérivée de la fonction quadratique-plateau a donc été résolue pour une productivité limite de 10 kg grains/kg N. Dans le cas où un modèle linéaire s'applique, si la pente de cette droite indique une productivité de l'azote supérieure à 10 kg grains/kg N, la rentabilité de l'azote est assurée au moins jusqu'à la dose maximale appliquée et c'est celle-ci qui a été utilisée comme dose économique optimale de N.

Description des modèles environnementaux de suivi des nitrates résiduels

Deux modèles ont été utilisés pour établir les relations entre les nitrates résiduels dans les sols et la fertilisation azotée. Le premier modèle consiste à établir un lien entre les teneurs en nitrates résiduels dans les sols et les doses de N appliquées. Nous avons également utilisé le modèle défini par Andraski et al. (2000) et Jemison et al. (1994) pour étudier les charges de nitrates résiduels. Ce modèle considère l'écart entre la dose de N appliquée et la dose économique optimale de N requise dans chaque champ. Cet écart (ΔNop) est mis en relation avec la teneur en nitrates résiduels dans les sols. Une valeur positive de ΔNop est associée à une surfertilisation, une valeur négative, à une sous-fertilisation et une valeur $\Delta\text{Nop} = 0$ correspond à la dose économique optimale de N. Ce modèle permet de mieux comprendre l'importance d'une fertilisation azotée juste et précise au plan environnemental et de mieux mesurer les impacts environnementaux d'une surfertilisation en N.

Analyses statistiques

Les études de corrélation et de régression ont été effectuées sur EXCEL version 2003. Les coefficients de détermination et le niveau de probabilité statistique sont présentés pour chaque régression. Une analyse de variance a été effectuée sur les NRS en fonction des doses de N et du ΔNop . Le niveau de probabilité (p) a été déterminé pour décrire le seuil statistique des effets.

Tableau 3. Dose économique optimale de N (Nop), écart entre la dose de N appliquée et la dose économique optimale de N (ΔNop) et teneurs en nitrates résiduels dans les sols (NRS) sur une profondeur de 0-60 cm dans les sites à l'étude en 2008.

	Nop (kg N/ha)	ΔNop (kg N/ha)	NRS 0-60 cm (kg N-NO ₃ /ha)
Minimum	111,0	- 250,0	4,0
Maximum	250,0	139,0	147,9
Médiane	169,0	- 50,0	20,1
Moyenne	177,0	- 55,8	29,2
Écart type	43,8	95,3	25,8

Tableau 4. Teneurs en nitrates résiduels (NRS) mesurées dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm selon les doses de N appliquées.

Dose (kg N/ha)	NRS (kg N-NO ₃ /ha)			Écart type
	Minimum	Maximum	Moyenne	
0	4,0	40,9	16,4	8,3
50	6,6	65,1	20,0	14,1
100	6,1	68,8	22,4	14,7
150	8,2	66,5	24,8	15,4
200	9,6	104,1	35,7	27,0
250	10,8	147,9	60,9	40,9

Résultats

Variabilité des teneurs en nitrates résiduels selon les doses de N et ΔNop

Un suivi des teneurs en nitrates résiduels (NRS) sur une profondeur de 0-60 cm de sol a été réalisé dans 31 champs en post-récolte du maïs grain dans différentes régions agricoles en 2008 selon le protocole décrit à la section précédente. Ces champs de maïs de différents précédents culturaux et textures ont été soumis à des doses de N variant entre 0 et 250 kg N/ha. Les NRS des parcelles ont été mis en rela-

tion avec les doses de N appliquées et avec l'écart entre les doses de N appliquées et la dose économique optimale de N (ΔNop). Ces deux facteurs ont particulièrement affecté les nitrates résiduels (NRS) dans les sols en post-récolte du maïs.

La dose économique optimale de N (Nop) a varié entre 111 et 250 kg N/ha avec une moyenne de 177 kg N/ha selon les sites à l'étude en 2008 (tableau 3). Le Nop est ainsi très variable d'un site à l'autre. Les résultats indiquent que les doses de N appliquées ont été supérieures à la dose économique optimale dans 28 % des cas, occasionnant une surfertilisation ($\Delta\text{Nop} > 0$). Ceci a été observé surtout avec les

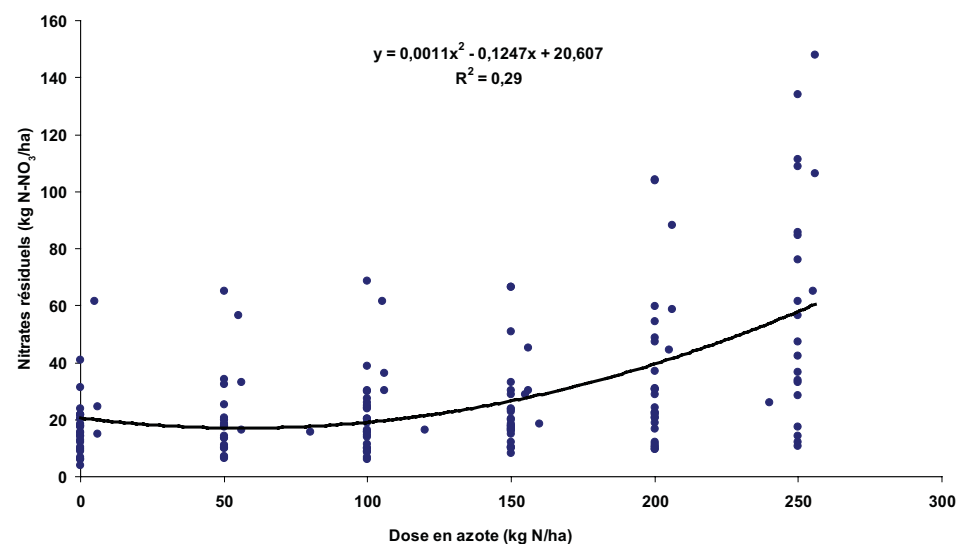


Figure 1. Relation entre les teneurs en nitrates résiduels (NRS) dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm et les doses de N appliquées.

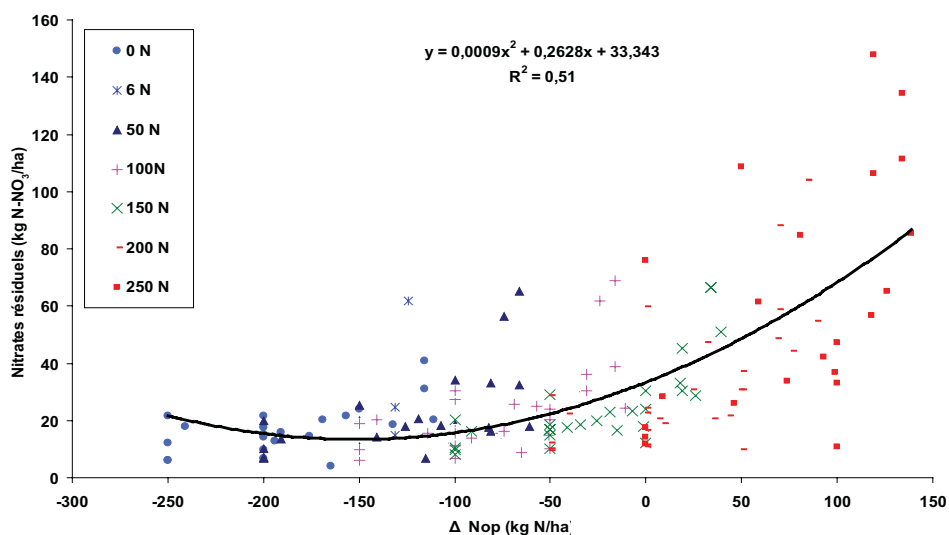


Figure 2. Relation entre les teneurs en nitrates résiduels (NRS) dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm et l'écart entre la dose de N appliquée et la dose économique optimale de N (ΔNop) selon un modèle quadratique.

doses de 200 et 250 kg N/ha. Dans 64 % des cas, les apports en azote ont été inférieurs à la dose économique optimale de N ($\Delta Nop < 0$). Il y a alors sous-fertilisation et la rentabilité économique optimale n'est pas atteinte dans ces parcelles. Ceci a particulièrement été observé avec les doses de 0, 50 et 100 kg N/ha dans les conditions très humides de 2008.

Les teneurs en nitrates résiduels en post-récolte du maïs sont corrélées ($R^2 = 0,29$; $p < 0,001$) et s'accroissent avec les doses de N appliquées (figure 1, tableau 4). Les différences sont cependant très importantes entre les sites (coefficient de variation = 90 %). Les NRS varient en effet globalement entre 4 et 148 kg N-NO₃/ha sur les 60 premiers cm du sol, toutes doses et tous sites confondus. Dans les parcelles témoins sans N, les teneurs en NRS sont en moyenne de 16 kg N-NO₃/ha sur 60 cm de sol avec un écart-type de 8 kg N-NO₃/ha. Les parcelles avec la dose de 50 kg N/ha ont en

moyenne 20 kg N-NO₃/ha de NRS avec un écart-type de 14 kg N-NO₃/ha. Les parcelles avec la dose de 100 kg N/ha ont en moyenne 22 kg N-NO₃/ha de NRS avec un écart-type de 15 kg N-NO₃/ha. Les parcelles avec la dose de 150 kg N/ha ont en moyenne 25 kg N-NO₃/ha de NRS avec un écart-type de 15 kg N-NO₃/ha. Les parcelles avec la dose de 200 kg N/ha ont en moyenne 36 kg N-NO₃/ha de NRS avec un écart-type de 27 kg N-NO₃/ha. Les parcelles avec la dose de 250 kg N/ha ont en moyenne 61 kg N-NO₃/ha de NRS avec un écart-type de 41 kg N-NO₃/ha (tableau 4). La plus grande quantité des nitrates résiduels se retrouve dans la couche 0-30 cm, avec en moyenne 19,7 kg N-NO₃/ha comparativement à 9,5 kg N-NO₃/ha dans la couche 30-60 cm. Cela représente en moyenne 67,4 % des NRS dans la couche 0-30 cm, comparativement à 32,6 % dans la couche 30-60 cm. Les quantités de NRS dans 0-60 cm de sol varient selon les doses de N appliquées mais se retrouvent dans

une proportion relativement semblable de 2/3 dans la couche 0-30 cm et de 1/3 dans la couche 30-60.

La dose de N apportée au maïs affecte donc les teneurs en nitrates résiduels à la fin de la saison de végétation. À titre comparatif, Andraski et al. (2000) ont trouvé des teneurs en NRS variant entre 25 et 375 kg N-NO₃/ha pour des apports variant de 0 à 204 kg N/ha dans les 90 cm du sol. Les données rapportées aux États-Unis par Hong et al. (2007) se situent entre 2 et 237 kg N-NO₃/ha de NRS dans les 90 cm pour des doses variant entre 0 et 280 kg N/ha. Nos résultats vont dans le même sens que ces travaux mais il semble que l'année 2008 a fourni en moyenne des résultats plutôt faibles des NRS au Québec. Les teneurs maximales en NRS dépassent cependant 100 kg N-NO₃/ha dans certaines parcelles avec la dose de 200 kg N/ha et atteignent 148 kg N-NO₃/ha avec la dose de 250 kg N/ha (tableau 4).

Les doses de N expliquent 29 % de la variabilité des teneurs en NRS des parcelles. Si on considère l'écart entre la dose de N appliquée et la dose économique optimale de N requise de chacun des champs, la relation entre les NRS et ΔNop est significativement plus élevée ($R^2 = 0,51$; $p < 0,001$) et le modèle explique 51 % de la variabilité des teneurs en NRS des parcelles (figure 2). Un accroissement quadratique des NRS est observé lorsqu'on passe d'une sous-fertilisation des parcelles ($\Delta Nop < 0$) à une surfertilisation ($\Delta Nop > 0$) (figure 2). À la dose économique optimale ($\Delta Nop = 0$), la teneur en NRS sur 60 cm est en moyenne de 25 kg N-NO₃/ha (tableau 5). Les NRS des parcelles sous-fertilisées en N, ont généralement une teneur en nitrates ≤ 25 kg N-NO₃/ha. Pour une dose excédentaire comprise entre 0 et 50 kg N/ha ($\Delta Nop = 0$ à 50 kg N/ha), la teneur en NRS sur 60 cm est en moyenne de 38 kg N-NO₃/ha. Pour une dose excédentaire comprise entre 50 et 100 kg N/ha ($\Delta Nop = 50$ à 100 kg N/ha), la teneur en NRS sur 60 cm est en moyenne de 57 kg N-NO₃/ha. Pour une dose excédentaire de 100 à 150 kg N/ha ($\Delta Nop = 100$ à 150 kg N/ha), la teneur en NRS sur 60 cm est en moyenne de 101 kg N-NO₃/ha (tableau 5).

Tableau 5. Teneurs en nitrates résiduels (NRS) mesurées dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm selon l'écart entre la dose de N appliqué et la dose économique optimale de N (ΔNop).

ΔNop (kg N/ha)	NRS (kg N-NO ₃ /ha)			Écart type
	Minimum	Maximum	Moyenne	
[-250; -100]	4,0	61,6	16,4	9,4
[-100; -50]	8,8	65,1	21,3	13,1
[-50; 0]	16,4	68,8	29,9	15,9
0	10,7	76,0	25,5	20,1
[0; 50]	9,8	108,7	37,6	22,4
[50; 100]	10,8	104,1	56,9	27,2
[100; 150]	56,6	147,9	101,0	34,0

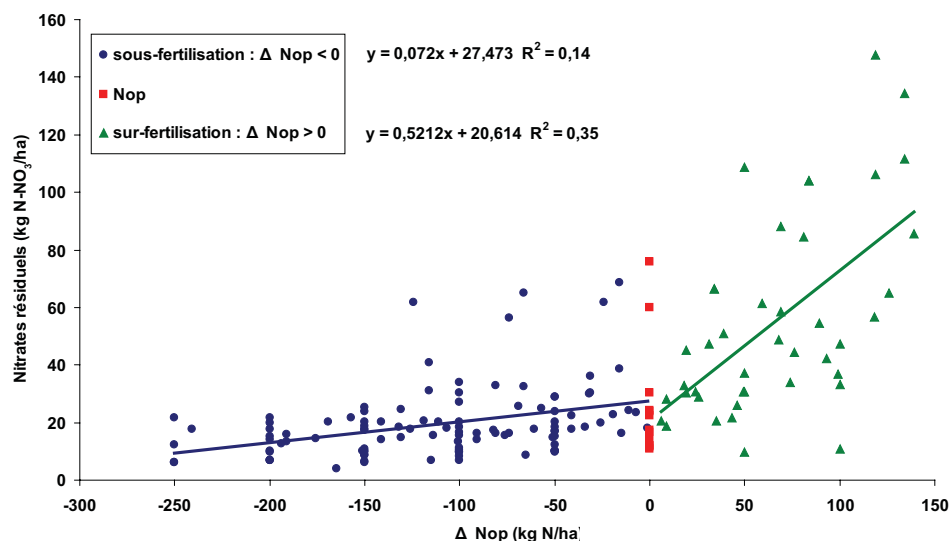


Figure 3. Relation entre les teneurs en nitrates résiduels (NRS) dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm et l'écart entre la dose de N appliquée et la dose économique optimale de N (ΔNop) selon un modèle linéaire à deux niveaux.

La figure 3 indique également des niveaux et des taux d'accroissement des NRS différents dans les zones de sous-fertilisation ($\Delta Nop < 0$) et de surfertilisation ($\Delta Nop > 0$). La teneur en NRS s'accroît de 0,52 kg N-NO₃/ha pour chaque kg d'azote apporté en sus du Nop (pente de la courbe = 0,52) dans la zone sur-fertilisée. Cet accroissement est de seulement de 0,07 kg N-NO₃/ha pour chaque kg d'azote appliqué dans la zone sous-fertilisée. Les pentes des courbes attestent de comportements différents en ce qui concerne l'accroissement des NRS suivant ΔNop et montrent que la dose économique optimale de N (Nop) représente un point critique au plan agroenvironnemental. En effet, ce point représente le niveau au-delà duquel les apports d'azote produisent un accroissement accéléré des teneurs en nitrates résiduels dans les sols. Ceci justifie la considération du Nop dans les modèles de recommandation des engrais N tant aux plans agronomique qu'environnemental.

En ne retenant que les cas où une surfertilisation a été observée, en moyenne 66 kg N/ha de plus que le Nop ont été apportés au maïs. De ce fait, 34 kg N-NO₃/ha (= 66 x 0,52) de NRS pourraient être imputés à l'azote apporté en surplus de la dose économique optimale de N. Hong et al. (2007) avaient également démontré que la moitié des engrais azotés apportés en surplus du Nop risque de se retrouver dans le sol sous forme de nitrates résiduels.

Variabilité des teneurs en nitrates résiduels selon les années

Un suivi des nitrates résiduels du sol (NRS) dans différents champs de maïs a été fait en post-récolte sur 60 cm en 2002, 2006 et 2008 à la station de recherche de l'IRDA de Saint-Lambert de Lévis. Ces champs de maïs ont été soumis à des doses variables d'azote de 0, 50, 100, 150 et 200 kg N/ha. Le sol est un loam limoneux de la série Le Bras. Cette étude sur un même type de sol a permis de démontrer

l'influence des années sur les doses économiques optimales de N et sur les teneurs NRS (tableau 6).

Pour chacune des trois années, les teneurs en nitrates résiduels dans les sols sur 60 cm ont été affectées de façon très significative (R^2 entre 0,51 et 0,89 selon les années) par l'écart entre la dose de N appliquée et la dose économique optimale de N (ΔNop) (figure 4). La relation est de type quadratique et montre un fort accroissement des teneurs en nitrates résiduels au-delà du niveau optimal de fertilisation N. Les courbes obtenues sont cependant très différentes d'une année à l'autre. Les teneurs de NRS à la dose économique optimale calculées à partir des équations de la figure 4 sont respectivement de 80, 53 et 18 kg N-NO₃/ha pour les années 2002, 2006 et 2008.

De façon générale, les charges en NRS en 2008 sont faibles par rapport aux années 2002 et 2006. Les conditions climatiques ont été très particulières en 2008, comme l'indique le tableau 2, avec des moyennes de pluviométrie au dessus des normales de saison. On peut penser que la pluviométrie pendant la saison de végétation au dessus des moyennes en 2008 a accru les lames d'eau drainées et favorisé le lessivage estival des nitrates. La teneur en NRS en 2002 variait entre 35 et 183 kg N-NO₃/ha avec une moyenne de 83 kg N-NO₃/ha dans la couche 0-60 cm. En 2006, la moyenne n'était que de 44 kg N-NO₃/ha pour des teneurs allant de 16 à 140 kg N-NO₃/ha. L'écart est nettement moins important en 2008 où les teneurs en NRS variaient entre 10 et 64 avec une moyenne de 18 kg N-NO₃/ha. Ainsi, il existe une variabilité interannuelle importante qui doit être prise en compte dans la modélisation des NRS mais la surfertilisation demeure un facteur important peu importe les années.

Tableau 6. Doses économiques optimales de N (Nop), écart à la dose économique optimale de N (ΔNop) et teneurs en nitrates résiduels (NRS) dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm au site de Saint-Lambert-de-Lévis en 2002, 2006 et 2008.

	Nop (kg N/ha)			ΔNop (kg N/ha)			NRS 0-60 cm (kg N-NO ₃ /ha)		
	2002	2006	2008	2002	2006	2008	2002	2006	2008
Minimum	31,0	75,0	55,0	-176,0	-231,0	-200,0	34,9	15,8	9,6
Maximum	176,0	231,0	200,0	169,0	125,0	145,0	183,1	139,7	64,0
Médiane	120,0	154,0	200,0	-20,0	-54,0	-50,0	67,6	32,6	15,2
Moyenne	111,8	153,5	142,2	-11,8	-53,5	-42,2	82,6	44,2	18,2
Écart type	60,0	73,9	79,1	90,0	97,9	102,1	42,9	34,5	12,3

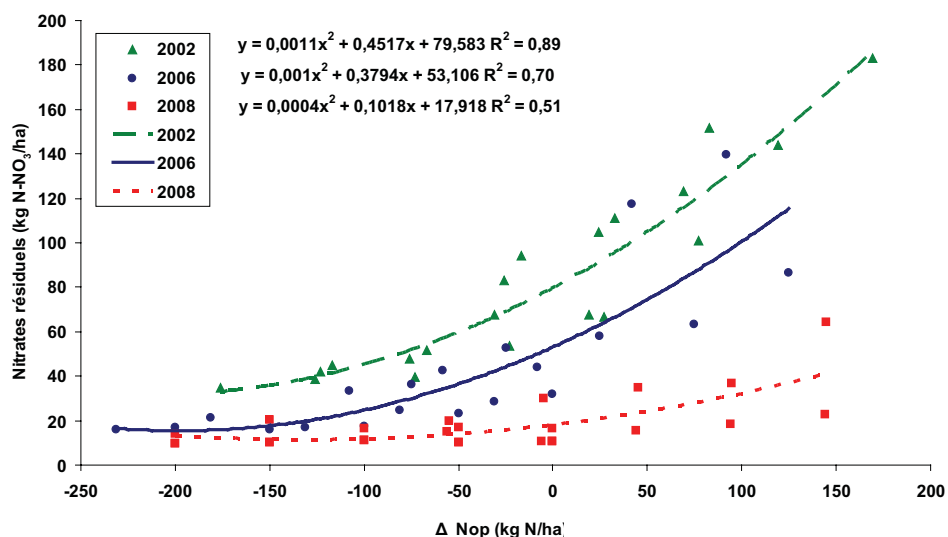


Figure 4. Relation entre les teneurs en nitrates résiduels dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm et l'écart entre la dose de N appliquée et la dose économique optimale de N (ΔNop) selon les années au site de Saint-Lambert-de-Lévis.

Si l'on ne tient pas compte des teneurs en NRS anormalement basses en 2008, les teneurs en nitrates résiduels entre 53 et 80 kg N-NO₃/ha dans 60 cm de sol, correspondant aux teneurs en NRS mesurées à la dose économique optimale de N en 2002 et 2006, apparaissent comme plus réalistes. En Belgique, Geypens et al. (2005) considèrent une teneur de 90 kg N-NO₃/ha critique à ne pas dépasser dans les 90 cm du sol. Même si cette profondeur d'échantillonnage n'est pas la même que celle de 60 cm de notre étude, un seuil de 90 kg N-NO₃/ha sur 90 cm de sol se rapprocherait d'un seuil de 75 kg N-NO₃/ha sur 60 cm, soit près de la teneur de 83 kg N-NO₃/ha mesurée en 2002. Un seuil critique des teneurs en NRS de 80 kg N-NO₃/ha en post-récolte du maïs grain sur une profondeur de 0-60 cm semble réaliste dans le contexte québécois.

On peut se demander quelle serait la concentration en nitrates dans l'eau des drains correspondant à la dose économique optimale. À la station de Saint-Lambert de Lévis, la lame d'eau drainée annuellement a été en moyenne 34,25 cm et la charge en nitrates perdue aux drains a été de 44 kg N-NO₃/ha sous une culture de maïs grain (Giroux et Royer 2006). Cela équivaut à une concentration moyenne pondérée dans l'eau des drains d'environ 12,8 mg N-NO₃/L. Une fertilisation à la dose économique optimale pourrait ainsi favoriser une

concentration en nitrates des eaux des drains agricoles près du critère de qualité environnementale de 10 mg N-NO₃/L. La réalité sur le terrain est cependant bien différente et des concentrations de 15 à 25 kg N-NO₃/ha dans l'eau des drains sous la culture de maïs grain sont souvent mesurées (Rivest et Leduc 1998). La précision des doses d'engrais N serait de nature à fournir des concentrations en nitrates dans l'eau des drains agricoles plus près du critère de qualité. Des réductions de 5 à 10 mg N-NO₃/L semblent possibles en fertilisant les champs selon la dose économique optimale de N.

Variabilité des teneurs en nitrates résiduels selon les textures

La rétention de l'azote et le mouvement de l'eau sont très affectés par la texture des sols. La capacité de rétention en eau dépend beaucoup de la teneur en argile et en matière organique des sols. Nous avons vérifié s'il existait une différence dans les teneurs en nitrates résiduels des sols en fonction des classes texturales. Les sols argileux possèdent une microporosité capable de retenir en partie les nitrates du sol et de les protéger du lessivage. Au plan physique, les sols sableux possèdent une grande macroporosité mais une faible microporosité alors que les sols argileux possèdent une bonne macroporosité mais également une bonne microporosité, ce qui leur permet de retenir plus d'éléments dissous comme les nitrates.

Pour déterminer l'effet des textures sur les teneurs en NRS, nous avons regroupé les sites en 3 catégories selon leur classe texturale : texture fine (argile, argile lourde et loam argileux), moyenne (loam limoneux argileux, loam et loam sablo-argileux) et grossière (loam sableux, loam sableux fin, loam sableux très fin et sable loameux). La texture a un effet significatif ($p = 0,001$) sur les teneurs en nitrates résiduels des sols sur 60 cm (tableaux 7a et 7b). Les teneurs moyennes en NRS toutes doses confondues sont faibles dans les sites à texture grossière, avec 10 kg N-NO₃/ha, comparativement à 26 kg N-NO₃/ha pour la texture fine et 34 kg N-NO₃/ha la texture moyenne.

Tableau 7a. Teneurs en nitrates résiduels (kg N-NO₃/ha) dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm en fonction de leur texture et des doses de N appliquées.

Texture	Dose de N (kg N/ha)					
	0	50	100	150	200	250
fine	14,1	16,2	18,6	22,1	32,6	55,6
moyenne	23,3	25,5	28,7	26,5	38,6	63,9
grossière	6,6	7,7	8,6	15,1	13,9	10,7

Tableau 7b. Teneurs estimées en nitrates résiduels (kg N-NO₃/ha) dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm en fonction de leur texture et de ΔNop .

Texture	ΔNop (kg N/ha)					
	-200	-100	0	50	100	150
fine	12,0	12,0	31,9	49,4	71,9	99,4
moyenne	19,4	22,3	37,1	49,0	63,9	81,9
grossière	2,0	9,5	12,9	13,2	12,4	10,7

Texture fine : $y = 0,001x^2 + 0,2997x + 31,94$ $R^2 = 0,64$

Texture moyenne : $y = 0,0006x^2 + 0,2084x + 37,09$ $R^2 = 0,42$

Texture grossière : $y = -0,0002x^2 + 0,0149x + 12,94$ $R^2 = 0,46$

Tableau 8a. Teneurs en nitrates résiduels (kg N-NO₃/ha) dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm en fonction du précédent cultural et des doses de N appliquées.

Précédent cultural	Dose de N (kg N/ha)					
	0	50	100	150	200	250
Engrais verts	18,1	17,6	28,6	31,0	54,3	82,7
Soya	23,7	28,1	30,5	31,9	54,4	81,0
Céréales	17,9	17,1	18,2	18,7	27,3	46,1
Maïs	10,5	13,3	14,5	16,3	18,8	32,1

Tableau 8b. Teneurs estimées en nitrates résiduels (kg N-NO₃/ha) dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm en fonction du précédent cultural et de ΔNop.

Précédent cultural	ΔNop (kg N/ha)					
	-200	-100	0	50	100	150
Engrais verts	11,8	26,7	45,6	56,6	68,6	81,5
Soya	29,8	19,8	37,7	57,2	83,6	117,1
Céréales	15,4	20,7	32,0	39,9	49,3	60,2
Maïs	9,4	10,2	23,0	33,9	47,8	64,7

Engrais verts :	$y = 0,0002x^2 + 0,2092x + 45,6$	$R^2 = 0,50$
Soya :	$y = 0,0014x^2 + 0,3193x + 37,7$	$R^2 = 0,59$
Céréales :	$y = 0,0003x^2 + 0,1432x + 32,0$	$R^2 = 0,31$
Maïs :	$y = 0,0006x^2 + 0,188x + 23,0$	$R^2 = 0,37$

Le niveau estimé de NRS à la dose économique de N est de respectivement 32, 37 et 13 kg N-NO₃/ha pour les textures fine, moyenne et grossière.

En 2008, les sols sableux ont donc fourni des teneurs en nitrates résiduels plus faibles que les autres types de sol. Cette même année a été marquée par des précipitations supérieures à la moyenne pendant la saison de végétation. Ceci a vraisemblablement occasionné des pertes plus importantes de nitrates. Les sols sableux sont plus vulnérables aux pertes saisonnières de nitrates. Ceci peut expliquer les teneurs en NRS plus faibles dans ces sols.

Variabilité des teneurs en nitrates résiduels selon les précédents cultureux

Les précédents cultureux exercent un effet sur la fertilité azotée des sols et modifient les besoins en engrais N. Les cultures de légumineuses fixent l'azote de l'air et transfèrent aux cultures qui suivent une partie de cet azote. Ainsi, la disponibilité de l'azote du sol permet de couvrir une plus grande partie des besoins des cultures et de réduire les apports d'engrais azotés. Ce phénomène a été démontré au Québec par Rivest (2006) et par Bélanger et al. (2007). Cependant, il y a lieu de faire une distinction entre les types de légumineuses. Les prairies, particulièrement de luzerne et de trèfle, le pois, le haricot et le soya se

classent en ordre décroissant quant à leur capacité à fournir de l'azote à la culture subséquente. À l'opposé, le maïs laisse dans le sol beaucoup de résidus avec un rapport C/N élevé. Cette culture fournit peu d'azote à la culture subséquente de sorte que les besoins en engrais N sont élevés sous un précédent maïs. Les céréales à paille ne fournissent pas non plus d'azote aux cultures subséquentes. Les engrais verts génèrent une fertilité azotée accrue à cause de l'azote contenu dans la matière organique fraîche à faible rapport C/N qui se minéralise. Nous avons voulu savoir si les précédents cultureux pouvaient affecter les teneurs en nitrates résiduels dans les sols. Pour mettre en évidence l'effet des précédents cultureux, nous disposons des résultats d'une seule année. La teneur en nitrates résiduels des sols sur 60 cm dans 31 champs de maïs grain cultivés en 2008 a été mise en relation avec la culture qui a été implantée en 2007.

Il existe une différence significative ($p < 0,001$) entre les précédents cultureux de 2007 relativement à la teneur en nitrates résiduels dans les sols sous le maïs en 2008. Les précédents engrais verts et soya ont tendance à laisser davantage de nitrates dans les sols en post-récolte du maïs. Les céréales à pailles et le maïs grain en laissent moins (tableaux 8a et 8b). Les teneurs moyennes toutes doses confondues sont de 41 kg N-NO₃/ha pour le soya, 38 pour les engrais verts, 24 pour les céréales et 16

pour le maïs lorsque ces cultures précèdent le maïs. Le niveau estimé de NRS à la dose économique de N est de 38, 46, 32 et 23 kg N-NO₃/ha respectivement pour des précédents de soya, d'engrais verts, de céréales et de maïs (tableau 8b). Lorsque le maïs est précédé par du soya, nos résultats sont en adéquation avec ceux de Hong et al. (2007) qui ont rapporté des teneurs entre 12 et 57 kg N-NO₃/ha pour une moyenne de 33 kg N-NO₃/ha à la dose optimale. Par contre, lorsque le maïs fait suite à du maïs, nos résultats diffèrent de ceux d'Andraski et al. (2000) qui ont trouvé des teneurs en NRS autour de 108 kg N-NO₃/ha à la dose économique optimale. Les conditions particulières de l'année 2008 concernant les teneurs en nitrates résiduels des sols peuvent expliquer cette différence.

Conclusion

Cette étude a démontré que les teneurs en nitrates résiduels dans les sols augmentent de façon très marquée lorsque les doses de N appliquées dépassent la dose économique optimale de N. Elle a démontré l'intérêt de fertiliser le maïs selon la dose économique optimale de N afin de limiter les teneurs en NRS. Le ΔNop a expliqué 51 % de la variabilité des teneurs en nitrates résiduels des sols.

Les résultats indiquent une variabilité saisonnière importante des teneurs en nitrates résiduels dans les sols. Pour les sites à l'étude provenant de la station de recherche de l'IRDA de Saint-Lambert de Lévis sur le loam limoneux Le Bras, fertilisé à la dose économique optimale de N (ΔNop = 0), les teneurs en nitrates résiduels mesurées sur une profondeur de 0-60 cm ont été de 80 kg N-NO₃/ha en 2002, de 53 kg N-NO₃/ha en 2006 et de 18 kg N-NO₃/ha en 2008.

Le précédent cultural a aussi affecté les teneurs en nitrates résiduels dans les sols. Les teneurs en NRS mesurées à la dose économique optimale de N sur une profondeur de 0-60 cm ont varié suivant le précédent cultural. Elles étaient de 38, 46, 32 et 23 kg N-NO₃/ha respectivement pour des précédents de soya, d'engrais verts, de céréales et de maïs.

La texture du sol a également influencé les teneurs en NRS. Il existe une différence entre les teneurs en NRS selon les 3 groupes texturaux de sols considérés. Les teneurs moyennes en NRS sont de 26, 34 et 10 kg N-NO₃/ha respectivement pour les sols à texture fine, moyenne et grossière. Les sols sableux subissent une perte de nitrates pendant la saison de végétation ce qui contribue à réduire les nitrates résiduels en fin de saison.

Cette étude montre qu'un apport d'engrais N basé sur la dose économique optimale de N, les précédents culturaux et la texture permettrait de réduire les teneurs en NRS en post-récolte dans les sols agricoles.

Références bibliographiques

- Andraski, T.W., L.G. Bundy et K. R. Brye. 2000. Crop management and corn nitrogen rate effects on nitrate leaching. *JEQ* 29:1095-1103.
- Bélanger, G., N. Ziadi, J.R. Walsh, J.E Richards et P.H. Milburn. 2003. Residual soil nitrate after potato harvest. *JEQ* 32:607-612.
- Bélanger, B., M. Giroux, R. Morin et D. Pagé. 2007. Effets de huit précédents culturaux sur le rendement et la fertilisation azotée de la pomme de terre (*Solanum tuberosum* L.), cv. Shepody. Rapport de recherche. IRDA, Québec. 50 p.
- Blackmer, A.M. et A.P. Mallarino. 1993. Soil testing to optimize nitrogen management for corn. Iowa State University Extension.
- Bratkovich, A., S.P. Dinnel et D.A. Goolsby. 1994. Variability and prediction of freshwater and nitrate fluxes for the Louisiana-Texas shelf: Mississippi and Atchafalaya river source functions. *Estuaries* 17: 766-778
- Burkart, M.R. et D.E James. 1999. Agricultural-nitrogen contributions to hypoxia in the Gulf of Mexico. *JEQ* 28:850-859.
- Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ). 2003. Guide de référence en fertilisation. 1^{ère} édition. Sainte-Foy, Québec, 297 p.
- Environnement Canada. 2008. Archives nationales d'information et de données climatologiques. [http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/climate_normals/stnselect_f.html] (Consulté le 20.11.08).
- Ferguson, R.B., C.A. Shapiro, G.W. Hergert, W.L. Kranz, N.L. Klocke et D.H. Krull. 1991. Nitrogen and irrigation management practices to minimize nitrate leaching from irrigated corn. *J. Prod. Agric.* 4:186-192.
- Fox, R.H. et W.H. Piekielek. 1978. Field testing of several nitrogen availability indexes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42:751-753.
- Gasser, M.O. 2000. Transformation et transfert de l'azote dans les sols sableux cultivés en pommes de terre (*Solanum tuberosum* L.) Thèse de doctorat. Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation. Université Laval. 200 p.
- Geypens, M., J. Mertens, P. Ver elst., J. Bries. 2005. Evaluation of fall residual nitrogen influenced by soil chemical characteristics and crop history in flanders (Belgium). *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 36:363-372.
- Giroux, M., A. Michaud, C. Côté et N. Ziadi. 2003. Stratégies de réduction à la ferme des risques environnementaux liés à la fertilisation avec engrais de ferme. Comptendu du Colloque en agroenvironnement. IRDA.
- Giroux, M., A. N'Dayegamiye et R. Royer. 2007. Effet des apports d'automne et de printemps de fumiers et de boues mixtes de papetières sur le rendement, la qualité de la pomme de terre et l'efficacité de l'azote. *Agrosolutions* 18(1):25-34
- Giroux, M., 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* 8 (1):3-11.
- Giroux, M. et R. Royer. 2006. Influence des modes de fertilisation sur les pertes d'éléments nutritifs dans les drains agricoles sous le maïs grain, l'orge et le canola. Cahier de l'Observatoire de la qualité des sols. No 6, 84 p. IRDA, Québec.
- Giroux, M. et R. Royer. 2006a. Influence des modes de fertilisation sur les pertes d'éléments nutritifs dans les drains agricoles sous prairies et orge grainée. Cahier de l'Observatoire de la qualité des sols. No 5, 57 p. IRDA, Québec.
- Giroux, M. et M. Lemieux. 2006. Comparaison de différentes méthodes d'évaluation de la fertilité azotée des sols et détermination de la dose N optimale du maïs ensilage. *Agrosolutions* 17 (10):39-50.
- Giroux, M., A. N'Dayegamiye et M. Lemieux. 2008. Effets de l'historique des épandages d'engrais minéraux et organiques et des rotations de culture sur les rendements, les besoins en engrais N du maïs grain et la fertilité azotée des sols. Cahiers de l'Observatoire des sols. No 7, 39 p. IRDA, Québec.
- Halvorson, A.D., F.C Schweissing, M.E. Bartolo et C.A. Reule. 2005. Corn response to nitrogen fertilization in a soil with high residual nitrogen. *J. of Agronomy.* Vol. 97, no 4, p. 1222-1229.
- Hong, N., P.C. Scharf, J.G. Davis, N.R. Kitchen et K.A. Sudduth. 2007. Economically optimal nitrogen rate reduces soil residual nitrate. *JEQ* 36:354-362.
- Isfan, D., J. Zizka, A. D'Avignon et M. Deschenes. 1995. Relationships between nitrogen rate, plant nitrogen concentration, yield and residual soil nitrate-nitrogen in silage corn. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 26 (15-16) : 2531-2557.
- Jemison, J.M. et R.H. Fox. 1994. Nitrate leaching from nitrogen-fertilized and manured corn measured with zero-tension pan-lysimeters. *JEQ* 23:337-343.
- Jokela, W.E. et G.W. Randal. 1989. Corn yield and residual soil nitrate as affected by time and rate of nitrogen application. *J. of Agronomy.* 81:720-726.
- Jokela, W.E et G.W. Randal. 1997. Fate of fertilizer nitrogen as affected by time and rate of application on corn. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61:695-1703.

- Liang, B.C. et A.F. Mackenzie. 1994. Changes of soil nitrate-nitrogen and denitrification as affected by nitrogen fertilizer on two Quebec soils. *JEQ* 23:521-525.
- Lory, J.A. et Scharf P.C. 2003. Yield goal versus delta yield for predicting fertilizer nitrogen need in corn. *J. of Agronomy*. 95:994-999.
- Lund, L.J., D.C. Adriano et P.F. Pratt. 1974. Nitrates concentrations in deep soils core as related to soil profile characteristics. *JEQ* 3:78:82.
- Magdoff, F. et J.F. Amadon. 1980. Nitrogen availability from sewage sludge. *JEQ* 9:451-455.
- Magdoff, F., W.E. Jokela et G. Griffin. 1990. A soil test for nitrogen availability in the north-eastern United States. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 21:1103-1115.
- Mitsch, W., J. Day, J. Gilliam, P. Groffman, D. Hey, G. Randall et N. Wang. 2001. Reducing nitrogen loading to the Gulf of Mexico from the Mississippi River basin: Strategies to counter a persistent problem. *BioScience*. 51(5) : 373-388.
- N'Dayegamiye, A., M. Giroux et R. Royer. 2004. Épandages d'automne et de printemps de divers fumiers et boues mixtes de papétières : coefficients d'efficacité et nitrates dans le sol. *Agrosol* 15(2) : 97-106.
- N'Dayegamiye, A., M. Giroux et M.O. Gasser. 2007. La contribution en azote du sol reliée à la minéralisation de la MO : facteur climatique et régies agricoles influençant les taux de minéralisation d'azote. *Colloque CRAAQ-OAQ*. 9 p.
- OMS. 1998. Directives OMS de qualité pour l'eau de boisson. Additif au Volume 1: Recommandations et Additif au Volume 2: Critères d'hygiène et documentation d'appui. 2nd édition, 8-10.
- Power, J.F., R. Wiese et D. Flowerday. 2001. Managing farming systems for nitrate control: A research review from management systems evaluation areas. *JEQ* 30:1866-1880.
- Rabalais, N.N., W.J. Wiseman, R.E. Turner, B.K. Sen Gupta, et Q. Dortch. 1995. Nutrient changes in the Mississippi river and system responses on the adjacent continental shelf. *Estuaries* 19:386-407.
- Randall, G.W., D.R. Huggins, M.P. Russelle, D.J. Fuchs, W.W. Nelson et J.L. Anderson. 1997. Nitrate losses through subsurface tile drainage in conservation reserve program, alfalfa, and row crop systems. *JEQ* 26:1240-1247.
- Rivest, R. et P. Leduc. 1998. Évaluation du risque de pollution diffuse associée au phosphore des sols classés excessivement riches. MAPAQ et Société d'agriculture du comté de Saint-Hyacinthe.
- Rivest, R. 2006. Parcelles de confirmation des besoins d'azote du maïs réalisées avec les équipements de ferme sous divers précédents. Programme d'atténuation des gaz à effet de serre. Rapport d'analyse des résultats d'essais sur l'azote. 39 p.
- Roth, G.W. et R.H. Fox. 1990. Soil nitrate accumulations following nitrogen-fertilized corn in Pennsylvania. *JEQ* 19:243-248.
- Sharifi, M., B.J. Zebarth, D.L. Burton, C.A. Grant et J.M. Cooper. 2007. Evaluation of some indices of potentially mineralisable nitrogen in soil. *Soil Sci. Soc. Am. JK.* 71(4) : 1233-1239.
- Steenvoorden, J.H.A.M. 1989. Agricultural practices to reduce nitrogen losses via leaching and surface runoff. P. 72-84. In J.C. Germon (ed) *Managements systems to reduce impact of nitrates*. Elsevier, London.
- Tran, T.S. 1994. Efficacité et devenir de l'engrais marqué (N15) appliqué à la culture de maïs (*Zea may L.*). Thèse de doctorat FSAA, Université Laval. Québec. 132 p.
- Wang, H. L., G.N. Magesan and N.S. Bolan. 2004. An overview of the environmental effects of land application of farm effluents. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 47 (4), 389-403.
- Yang, J.Y., E.C. Huffman, R. De Jong, V. Kirkwood, K.B. MacDonald and C.F. Drury. 2007. Residual soil nitrogen in soil landscapes of Canada as affected by land use practices and agricultural policy scenarios. *Land Use Policy*, 24(1), pp. 89-99.