

**Évaluation économique et environnementale
des apports d'engrais azotés
sur la culture de maïs grain**

Rapport de recherche préparé pour le MAPAQ

Par :

Marcel Giroux, agronome, M.Sc.

Jean Baptiste Sarr, professionnel de recherche

Adrien N'Dayegamiye, agronome, Ph.D.



Institut de recherche
et de développement
en agroenvironnement

2700, rue Einstein, D1.110, Québec (Québec) G1P 3W8

Mars 2009

Liste des intervenants

Réalisation et rédaction du rapport

Marcel Giroux, IRDA
Jean-Baptiste Sarr, IRDA
Adrien N'Dayegamiye, coordonnateur du projet, IRDA

Collaborateurs

Marc-Olivier Gasser, IRDA
Simon Guertin, IRDA
Christine Landry, IRDA
Jules Blanchette, MAPAQ
Denis Ruel, MAPAQ,
Jean Cantin, MAPAQ
Huguette Martel, MAPAQ
Gilles Tremblay, CEROM
Éric Thibault, Club conseil Pleineterre inc.
Lota Dabio Tamini, IRDA

Subvention

Ce projet de recherche a bénéficié d'une subvention de recherche du MAPAQ.

Remerciements

Nous tenons à remercier les partenaires financiers et tous les collaborateurs sans lesquels ce travail n'aurait pu être réalisé. Nous remercions également le personnel du laboratoire d'analyse des sols de l'IRDA pour la rapidité et la qualité de leurs analyses.

Où s'adresser

Pour tout renseignement concernant ce rapport, veuillez vous adresser à :

Marcel Giroux, agronome, M.Sc.
Chercheur en chimie et fertilité des sols
Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA)
2700 Einstein, B.1.305.17
Québec (Québec) G1P 3W8

Téléphone : (418) 644-6838
Télécopieur : (418) 644-6855
Courriel : marcel.giroux@irda.qc.ca
www.irda.qc.ca

Table des matières

Résumé	6
1. Introduction	8
1.1 Problématiques des pertes d'azote en agriculture	8
1.2 Influence de la fertilisation azotée sur les teneurs en nitrates résiduels.....	9
1.3 Influence de la minéralisation de l'azote sur les teneurs en nitrates résiduels.....	9
1.4 Influence des cultures sur les teneurs en nitrates résiduels	10
1.5 Influence du régime hydrique sur les teneurs en nitrates résiduels.....	11
1.6 Influence de la texture sur les teneurs en nitrates résiduels	11
1.7 Modèle d'estimation des teneurs en nitrates résiduels	12
2. Objectif de l'étude	13
3. Matériel et méthodes	14
3.1 Dispositif expérimental	14
3.2 Échantillonnage et analyse des sols et des végétaux.....	17
3.3 Détermination de la dose N économique optimale.....	17
3.4 Détermination du coefficient d'utilisation de l'azote des engrais.....	18
3.5 Description des modèles environnementaux de suivi des nitrates résiduels	18
3.6 Mesure du bilan de l'azote des engrais	18
3.7 Analyses statistiques.....	18
4. Résultats	19
4.1 Variabilité des teneurs en nitrates résiduels selon les doses N et ΔNop	19
4.2 Variabilité des teneurs en nitrates résiduels selon les années.....	23
4.3 Variabilité des teneurs en nitrates résiduels selon les textures	25
4.4 Variabilité des teneurs en nitrates résiduels selon les précédents culturaux.....	26
4.5 Variabilité du coefficient d'utilisation de l'azote des engrais	27
4.6 Bilan de l'azote des engrais	30
4.7 Impact économique de la surfertilisation N.....	32
5. Conclusion	33
6. Références bibliographiques	34

Liste des tableaux

Tableau 3.1. Description des sols et des pratiques culturales utilisés selon les sites expérimentaux.

Tableau 3.2. Données sur les précipitations mensuelles à différentes stations météo selon Environnement Canada pendant la réalisation de cette étude.

Tableau 4.1. Dose N économique optimale (Nop), écart entre la dose N appliquée et la dose N économique optimale (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.

Tableau 4.2. Teneurs en nitrates résiduels (NRS) mesurées dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm selon les doses de N appliquées.

Tableau 4.3. Teneurs en nitrates résiduels (NRS) mesurées dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm selon l'écart entre la dose N appliquée et la dose N économique optimale (ΔNop).

Tableau 4.4. Doses économiques optimales (Nop), écart à la dose N économique optimale (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.

Tableau 4.5. Teneurs en nitrates résiduels dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm en fonction de leur texture et des doses N appliquées.

Liste des figures

Figure 4.1. Relation entre les teneurs en nitrates résiduels (NRS) dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm et les doses N appliquées.

Figure 4.2. Relation entre les teneurs en nitrates résiduels (NRS) dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm et l'écart entre la dose N appliquée et la dose N économique optimale (ΔNop) selon un modèle quadratique.

Figure 4.3. Relation entre les teneurs en nitrates résiduels (NRS) dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm et l'écart entre la dose N appliquée et la dose N économique optimale (ΔNop) selon un modèle linéaire à deux niveaux.

Figure 4.4. Relation entre les teneurs en nitrates résiduels dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm et l'écart entre la dose N appliquée et la dose N économique optimale (ΔNop) selon les années au site de Saint-Lambert de Lévis.

Figure 4.5. Relation entre les teneurs en nitrates résiduels dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm et l'écart entre la dose N appliquée et la dose N économique optimale (ΔNop) selon différents précédents culturaux.

Figure 4.6. Relation entre le coefficient d'utilisation de l'azote des engrais (CUN) et l'écart entre la dose N appliquée et la dose N économique optimale (ΔNop), tous sites confondus en 2007 et 2008.

Figure 4.7. Relation entre le coefficient d'utilisation de l'azote des engrais (CUN) et l'écart entre la dose N appliquée et la dose N économique optimale (ΔN_{op}) au site de Saint-Lambert de Lévis en 2002 et 2006.

Figure 4.8. Quantité d'azote provenant des engrais prélevée par le maïs grain et sous forme de nitrates résiduels dans le sol selon les doses N appliquées.

Figure 4.9. Proportion de l'azote provenant des engrais prélevée par le maïs grain et sous forme de nitrates résiduels dans les sols selon les doses N appliquées.

RÉSUMÉ

Cette étude a pour objectif d'évaluer les impacts des doses d'azote sur les accumulations des nitrates résiduels dans les sols (NRS) en post-récolte de la culture du maïs grain. La détermination du coefficient d'utilisation de l'azote des engrais (CUN) et un bilan sommaire du devenir de l'azote des engrais ont également été réalisés. L'étude comporte 31 sites répartis dans 7 régions agricoles du Québec qui ont été suivis en 2008. Des données de 2002 et 2006 au site de Saint-Lambert de Lévis sont par ailleurs utilisées pour illustrer la variabilité interannuelle des NRS et des CUN. Dans chaque site, l'essai comportait 5 ou 6 doses variables de N entre 0 et 250 kg N/ha disposées en 3 ou 4 blocs aléatoires. Des sols ont été prélevés sur une profondeur de 60 cm pour déterminer les teneurs en NRS en post-récolte du maïs grain. La densité apparente a été également déterminée de manière à évaluer les quantités de NRS présentes par hectare. La mesure des rendements en grains et en tiges a été effectuée sur un rang de 8 m. Un échantillon des grains et des tiges a été collecté pour déterminer les prélèvements en N. La dose N économique optimale de chaque site a été déterminée selon un modèle quadratique-plateau en considérant une productivité limite de 10 kg grains/kg N. Un bilan N de l'engrais établit les proportions relatives de N utilisées par la plante, résiduelles dans le sol ou qui ont pu être perdues.

Les nitrates résiduels dans les sols sont corrélés significativement aux doses de N apportées ($R^2 = 0,28$). Ils varient entre 4 et 147 kg N-NO₃/ha dans toutes les parcelles, tous sites confondus, pour des doses allant de 0 à 250 kg N/ha. Les teneurs moyennes sont de 16, 20, 22, 25, 36 et 61 kg N-NO₃/ha respectivement pour les doses 0, 50, 100, 150, 200 et 250 kg N/ha. L'écart entre la dose N appliquée et la dose économique optimale (ΔNop) explique mieux la variabilité des NRS ($R^2 = 0,51$). L'accumulation des NRS est moindre quand $\Delta Nop < 0$ (4-68 kg N-NO₃/ha avec une moyenne de 19 kg N-NO₃/ha). Quand $\Delta Nop > 0$, les quantités de NRS sont 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 en 2008. Cette teneur est de 80, 53 et 18 kg N-NO₃/ha respectivement en 2002, 2006 et 2008 au site de Saint-Lambert de Lévis.

Les précédents culturaux exercent également un effet sur les teneurs en NRS sous le maïs grain. Les cultures sont en ordre décroissant de NRS, le soya avec en moyenne 41 kg N-NO₃/ha, les engrais verts avec 38 kg N-NO₃/ha, les céréales à pailles avec 24 kg N-NO₃/ha et le maïs grain avec 16 kg N-NO₃/ha. Le niveau estimé de NRS à la dose économique 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. La texture des sols exerce également un effet significatif sur les teneurs en nitrates résiduels. Dans les parcelles recevant des doses de N de 150 kg N/ha à 250 kg N/ha, les sols à texture grossière ont montré de faibles teneurs en NRS sur 60 cm avec 14 kg N-NO₃/ha, comparativement à 35 kg N-NO₃/ha pour les sols argileux et 39 kg N-NO₃/ha pour les sols loameux.

Le coefficient moyen d'utilisation de l'azote des engrais, toutes doses N confondues, a été de 50 % en 2008. Il n'a pas été affecté significativement par les doses N ni par ΔNop . En 2007, le coefficient moyen d'utilisation de l'azote des engrais a été de 55 % toutes doses N confondues. Les CUN moyens étaient respectivement de 55, 64, 57, 51 et 46 % pour les doses 50-100-150-200 et 250 kg N/ha. La diminution du coefficient d'utilisation de l'azote des engrais lorsqu'il y a surfertilisation contribue fortement à l'accroissement des teneurs en nitrates résiduels dans les sols en post-récolte du maïs grain. Un apport d'engrais N basé sur la dose N économique optimale, qui tient compte des précédents culturaux et des textures de sol permet d'éviter des teneurs trop importantes de NRS.

Le bilan de l'azote de l'engrais montre qu'en deçà du point optimal de fertilisation N, les doses N produisent un accroissement marqué des prélèvements N mais relativement peu de nitrates résiduels dans les sols. Au-delà du point optimal de fertilisation N, on observe l'effet inverse. L'accroissement des doses N produit une faible augmentation des prélèvements N mais un fort accroissement des nitrates résiduels. La teneur en nitrates résiduels du sol s'accroît de 0,52 kg N-NO₃/ha pour chaque kg d'azote apporté en sus du Nop dans la zone surfertilisée. Cet accroissement est de seulement 0,07 kg N-NO₃/ha pour chaque kg d'azote appliqué dans la zone sous-fertilisée.

La fraction de l'azote non récupéré s'accroît également. Environ 60 % de l'azote des engrais a été retrouvé dans la plante et dans le sol sous forme de nitrates. Une proportion relativement importante de l'azote des engrais a probablement été perdue par lessivage, volatilisation ou dénitrification ou se retrouve sous forme organique ou ammoniacale fixée dans les sols.

1. Introduction

1.1 Problématique des pertes d'azote en agriculture

Les pertes d'azote en provenance des champs agricoles sont un enjeu majeur dans plusieurs pays où une agriculture intensive est pratiquée. Ces pertes 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). Seule la moitié des quantités totales d'azote qui sont apportées au maïs est effectivement prélevée par la culture et le tiers 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 nitrates résiduels dans les sols (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. C'est ainsi que plusieurs études ont cherché à déterminer des moyens pour établir la dose économique optimale 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. 2006). Le concept de la dose économique optimale est de plus en plus considéré dans les modèles de recommandation des engrais N pour quantifier l'incidence de la fertilisation azotée sur le besoin en azote des cultures et 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 N apportée et la dose N économique optimale (Nop) requise du champ.

Les sections qui suivent traitent plus en détail des principaux facteurs qui régissent l'accumulation de nitrates résiduels dans le profil de sol. Une section décrit le modèle agroenvironnemental qui a été utilisé dans cette étude pour relier les teneurs en nitrates résiduels dans les sols avec les doses d'azote appliquées et la dose N économique optimale requise.

1.2 Influence de la fertilisation azotée sur les teneurs en nitrates résiduels

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 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.

Toutefois, l'effet des doses N sur les teneurs en nitrates résiduels s'explique non seulement par les quantités de N appliquées mais également par **l'écart entre la dose N appliquée et la dose N économique optimale**. 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 sousfertilisation (dose N appliquée < dose N économique optimale), 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 N économique optimale, la teneur en nitrates résiduels était de 108 kg N-NO₃/ha. La dose N économique optimale représente actuellement le compromis recherché entre les aspects agronomiques, économiques et environnementaux de la fertilisation azotée du maïs grain.

Près de la moitié de l'azote des engrais n'est pas utilisé par le maïs et se retrouve soit sous forme de nitrates résiduels en post-récolte, soit sous forme organique dans les corps microbiens et dans la matière organique du sol, soit fixé par les argiles sous forme NH₄⁺, ou soit lessivé, volatilisé ou dénitrifié (Tran 1994, Hong et al. 2007). Plusieurs cultures montrent des teneurs en NRS élevées, particulièrement celles exigeantes en azote comme le maïs et la pomme de terre. Bélanger et al. (2003) ont mesuré des teneurs en nitrates résiduels dans les sols variant entre 33 et 160 kg N-NO₃/ha sur une profondeur de 0-90 cm respectivement pour la parcelle témoin sans N et celle avec 200 kg N/ha pour une culture de pomme de terre. Ces auteurs concluent que les teneurs en nitrates résiduels peuvent être maintenues à un niveau relativement bas de 70 kg N-NO₃/ha, si la fertilisation est basée sur la dose N économique optimale. Gasser (2000) a mesuré les quantités de nitrates lessivés entre le 29 avril et le 3 décembre, sous une culture de pomme de terre cultivée en sols sableux et fertilisée avec des doses N variant entre 137 et 195 kg N/ha. Les quantités de nitrates lessivés ont varié entre 36 et 170 kg N-NO₃/ha avec une moyenne de 85 kg N-NO₃/ha. Cette étude a démontré que le lessivage des nitrates sous la pomme de terre était important et qu'il survenait pendant la période de végétation et après la récolte.

1.3 Influence de la minéralisation de l'azote sur les teneurs en nitrates résiduels

En Belgique, Geypens et al. (2005) ont effectué une étude exhaustive sur les facteurs régissant les charges en nitrates résiduels après la récolte. Ils ont démontré qu'il existait un lien étroit entre la teneur en carbone des sols et le niveau de nitrates résiduels en post-récolte. Ainsi, 80 % des sites à niveau faible en carbone avaient des charges en nitrates résiduels en deçà de 90 kg N-NO₃/ha sur une profondeur de 0-90 cm, seuil considéré comme critique. La teneur en nitrates résiduels dans les sols à niveau moyen en carbone était de 94 kg N-NO₃/ha et différait significativement de celle des sols riches en carbone qui avaient une teneur moyenne en NRS de 122 kg N-NO₃/ha. Le niveau de matière organique des sols semble donc avoir un effet sur les teneurs en NRS.

La minéralisation de l'azote dépend des engrais organiques appliqués en cours de saison. 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.

Les arrières effets des applications d'engrais organiques ont également une influence sur la fertilité des sols et sur leur capacité de minéralisation (Giroux et Lemieux 2006, Giroux et al. 2008). Il peut ainsi en résulter une teneur en nitrates résiduels plus élevée dans les sols suite à une minéralisation survenant en fin de saison.

1.4 Influence des cultures sur les teneurs en nitrates résiduels

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 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. Les doses d'azote appliquées sur les céréales étant modérées au Québec, les teneurs de nitrates résiduels des sols et les concentrations en nitrates dans l'eau des drains sont relativement basses, généralement inférieures à 10 mg N-NO₃/L (Giroux et Royer 2006). Les prairies ont une capacité élevée pour prélever l'azote des engrais de sorte que les concentrations dans l'eau des drains sont faibles, généralement inférieures à 5 mg N-NO₃/L, même avec une fertilisation élevée en azote (Giroux et al. 2006a). Les prairies prélèvent également de l'azote tardivement en saison, après les premiers gels. Le labour des prairies libère beaucoup de nitrates dans les sols. Un précédent prairies a eu comme effet d'accroître les teneurs en nitrates résiduels en post-récolte du maïs grain (Giroux et al. 2008).

Les concentrations en nitrates des eaux des drains sous le maïs grain varient généralement entre 15 à 20 mg N-NO₃/L selon Rivest et Leduc (1998) du fait des doses N appliquées plus élevées et d'un prélèvement d'azote quasi nul en fin de saison. 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

Les travaux menés en Belgique par Geypens et al. (2005) sont en adéquation avec ces conclusions. Ils indiquent que les prairies ont la capacité de recevoir des niveaux élevés d'engrais azotés sans risque d'accumulation d'azote dans le profil de sol. Ils expliquent ce constat par des besoins élevés de la plante et par une bonne utilisation des engrais azotés et une période de prélèvement plus longue. Dans leur étude, seule une faible proportion des sols sous prairies excédait le seuil de 90 kg N-NO₃/ha alors que cette proportion s'élevait à respectivement 37 et 44 % pour le maïs et la pomme de terre. Dans le cas de la pomme de terre, les auteurs estiment que la faible efficacité d'utilisation des engrais azotés explique cette situation. D'après les mêmes auteurs, la précocité de la récolte peut favoriser l'accumulation de nitrates résiduels du fait d'une minéralisation qui se poursuit jusqu'à la fin de la saison de végétation.

1.5 Influence du régime hydrique sur les teneurs en nitrates résiduels

Le niveau des nitrates résiduels dans le profil de sol est étroitement lié aux lames d'eau drainées pendant la saison de végétation. De même, toute régie de culture favorisant l'infiltration de l'eau et les conditions de drainage peut réduire les teneurs en nitrates résiduels en post-récolte (Smika et al. 1977). Bélanger et al. (2003) ont démontré que l'irrigation de la pomme de terre réduisait significativement le niveau de nitrates résiduels dans le profil de sol (0-90 cm). Des moyennes de 57 et 82 kg/ha de N-NO₃ ont été observées respectivement pour des parcelles irriguées et non irriguées. L'irrigation du maïs a également affecté les teneurs en nitrates résiduels du maïs (Gehl et al. 2006). Plusieurs facteurs sont en cause pour expliquer cette réduction lorsqu'on irrigue les cultures. L'apport en eau peut accroître le coefficient d'utilisation de l'azote des engrais mais peut aussi provoquer un lessivage d'azote en cours de saison. Bélanger et al. (2003) ont mesuré une proportion plus importante de nitrates dans la couche inférieure du profil de sol (11,7 contre 9,1 %) et attribuent en partie la baisse en nitrates résiduels au régime d'irrigation. Saffigna et Kenny (1977) avaient déjà démontré que la concentration en nitrates des lixiviats et des eaux de drainage peut être accrue lorsqu'un apport excessif est apporté comparativement à un apport approprié en eau d'irrigation. Les conditions des précipitations pendant la saison de végétation exercent un effet similaire. C'est généralement en juin et juillet, après les applications d'engrais N et avant la période de croissance active, qu'on mesure les plus fortes teneurs en nitrates dans les sols. Si les précipitations saturent le sol en eau à cette période, des quantités appréciables d'azote peuvent être lessivées particulièrement dans les sols sableux. Des conditions de précipitations très supérieures à la moyenne sont survenues en 2008 dans plusieurs régions du Québec favorisant le lessivage des nitrates (Tableau 3.2).

1.6 Influence de la texture sur les teneurs en nitrates résiduels

La texture du sol peut expliquer une part importante de la variabilité des teneurs en nitrates résiduels dans le profil de sol. 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. Au Québec, Ziadi et al. (2003) corroborent ces résultats et indiquent que la mobilité des nitrates dans le profil de sol dépend beaucoup de la texture des sols. Ils expliquent cette observation par la capacité du substrat argileux à retenir davantage d'eau. De ce fait, ils suggèrent un ajustement de la fertilisation azotée du maïs grain en fonction de la texture. En Belgique, l'étude de Geypens et al. (2005) a montré une teneur en nitrates résiduels plus importante dans les sols argileux (136 kg N-NO₃/ha) que dans les sols sableux (68 N-NO₃/ha) sur 90 cm de sol. La même étude a révélé que 75 % des sites à texture sableuse avaient des charges en nitrates résiduels en deçà du seuil de 90 kg N-NO₃/ha. Il faut toutefois mentionner que même si des niveaux plus faibles de nitrates résiduels sont mesurés dans les sols sableux en post-récolte, cela ne signifie pas une absence de risque environnemental. Dans ces sols, il a été démontré que des charges importantes en nitrates avaient déjà migré plus en profondeur dans le profil de sol en cours de saison de croissance, laissant moins de nitrates en post-récolte (Guertin et al. 1997. Gasser 2000).

1.7 Modèle d'estimation des teneurs en nitrates résiduels

Les premiers modèles visant à expliquer les teneurs en nitrates résiduels dans les sols en post-récolte ne considéraient que la culture et la dose N appliquée (Roth and Fox 1990, Giroux et al. 1995, Isfan et al. 1995). Ces études ont établi une relation entre les doses N apportées et les teneurs en nitrates résiduels dans les sols, avec des variations considérables selon les sites et les saisons. Aux États-Unis, Magdoff et Amadon (1980) ainsi que Jokela et Randall (1989) ont rapporté des niveaux de nitrates résiduels qui variaient 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. Les particularités des champs aux plans physique et biologique n'étant pas considérées, ce modèle ne fournit qu'une faible explication des teneurs en nitrates résiduels lorsqu'on l'applique sur plusieurs années tous sites confondus. Un regroupement des sols au plan textural permettrait d'améliorer le modèle, comme démontré précédemment.

La fertilité azotée des sols est un facteur important qui affecte les nitrates résiduels dans les sols et qui doit également être pris en considération. Cette fertilité azotée des sols a beaucoup d'incidence sur la dose N optimale requise au plan agronomique (Giroux et al. 2008). L'intégration de la dose N économique optimale au modèle permet de prendre en considération les aspects biologiques liés à la capacité de minéralisation de l'azote du sol et d'améliorer le modèle agroenvironnemental pour expliquer les teneurs en nitrates résiduels des sols. La pertinence de corrélérer les nitrates résiduels du sol en post-récolte suivant l'écart à la dose optimale a été largement démontrée par Jemison et Fox (1994), Andraski et al. (2000), Bélanger et al. (2003) et Hong et al. (2007). C'est ce modèle que nous avons validé et appliqué dans cette étude.

2. Objectif de l'étude

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 N économique optimale sur l'accumulation des nitrates résiduels dans le profil de 31 sols cultivés en maïs grain en 2008. Des résultats obtenus en 2002 et 2006 à Saint-Lambert de Lévis sont également rapportés afin de suivre la variabilité saisonnière et valider le modèle sur plusieurs années.

Les objectifs spécifiques consistent premièrement à mesurer les quantités de nitrates résiduels dans les sols selon les saisons, les textures et les précédents culturaux en relation avec les doses N appliquées et l'écart entre les doses N appliquées et la dose N économique optimale requise.

Deuxièmement, l'étude se propose de mesurer les coefficients d'utilisation de l'azote des engrais selon les doses N appliquées et l'écart de fertilisation par rapport à la dose N économique optimale requise. Un lien sera établi entre le coefficient d'utilisation de l'azote des engrais et la teneur en nitrates résiduels dans les sols.

Troisièmement un bilan sommaire du devenir des engrais N appliqués au maïs grain sera établi. Ce bilan indiquera pour chaque dose d'azote appliquée, la fraction prélevée par la plante, la fraction présente dans le sol sous forme de nitrates résiduels et les autres formes d'azote.

Les aspects agronomiques et économiques de la fertilisation N, notamment son effet sur les rendements et le revenu brut du maïs grain, font partie d'une autre étude et ne sont pas traités dans ce rapport. La détermination de la dose économique optimale spécifique à chaque champ occupe une place importante dans cette étude, notamment dans l'établissement du modèle environnemental pour prédire les teneurs en nitrates résiduels dans les sols en post-récolte. La dose économique optimale a été établie à partir des fonctions de production de l'azote des engrais mesurés dans chacun des champs selon un modèle quadratique-plateau en considérant les prix du maïs grain à 170 \$/t et celui de l'azote des engrais à 1,70 \$ en vigueur en 2008.

3. Matériel et Méthode

3.1 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 : la Montérégie Est, Montérégie Ouest, Centre-du-Québec, Chaudière-Appalaches, Lanaudière, Estrie et la Capitale-Nationale (Tableau 3.1). 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 3.1. 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 nitrates résiduels et des coefficients d'utilisation de l'azote. Le dispositif utilisé dans ces études comportait des doses croissantes 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 appliquée 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).

Tableau 3.1. 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		
	LANDJ	Chambly + St-Blaise	Loam argileux	Maïs	Conventionnel	NK 25N	2700
	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				
Montérégie Est	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
Lanaudière	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
Centre-du-Québec	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
Estrie	Tourigny	St-Amable	Sable loameux	Maïs	Conventionnel		
	Pare	Greensboro	Loam	Orge	Semis direct	Maisex 226	2500
Capitale-Nationale	Enright	Sheldon	Loam	Coupe de foin début juin et semis direct de soya	Passage de offset et 1 hersage	Elite 20 T 16	2400
	Deschambault D2	Batiscan	Loam sableux très fin	Maïs	Conventionnel	DKC 33-10 Round up ready	2550
Chaudière-Appalaches	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
	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	

Les données météorologiques concernant les précipitations mensuelles pour les années 2002, 2006, 2007 et 2008 sont présentées au tableau 3.2 pour différentes stations réparties dans les régions où se sont déroulés les essais.

Tableau 3.2. 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

3.2 Échantillonnage et analyse des sols et des végétaux

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 N utilisées. L'échantillon de sol a été recueilli avec une sonde de 2 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 :

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

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. Les échantillons séchés ont ensuite servi pour effectuer l'analyse de la teneur en N total Kjeldahl des végétaux. Le prélèvement en N a été obtenu en multipliant la teneur en N des tiges et des grains par leur rendement respectif et en cumulant les prélèvements des tiges et des grains.

3.3 Détermination de la dose N économique optimale

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 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 N optimale.

3.4 Détermination du coefficient d'utilisation de l'azote des engrais

Le coefficient d'utilisation des engrais N (CUN) permet de calculer pour chaque dose N la proportion utilisée par la partie aérienne du maïs. Pour calculer le CUN, on considère que les prélèvements en N (grains + tiges) dans les parcelles témoins sans N correspondent à la fourniture d'azote par le sol. De ce fait, le CUN est égal à la différence des prélèvements N entre les parcelles fertilisées en N et la parcelle témoin sans N, divisé par la dose N appliquée (Giroux et al. 2000). Cette valeur représente un indicateur performant pour juger de l'efficacité d'absorption de l'azote des engrais.

Les coefficients d'utilisation de l'azote des engrais appliqués au maïs ont été déterminés dans plusieurs champs en 2002, 2006, 2007 et 2008. Il sera ainsi possible de mesurer les variations interannuelles des CUN.

3.5 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 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 N appliquée et la dose N économique optimale 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 sousfertilisation et une valeur $\Delta Nop = 0$ correspond à la dose N économique optimale. 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 N.

3.6 Mesure du bilan de l'azote des engrais

Dans cette étude, nous avons établi un bilan simple de l'azote qui consiste à déterminer pour une dose d'azote donnée, la fraction N de l'engrais utilisé par la plante, la fraction N de l'engrais sous forme de nitrates résiduels dans le sol et la fraction N de l'engrais non récupéré. Cette dernière fraction peut correspondre à l'azote lessivé plus en profondeur, à l'azote réorganisé présent dans les corps microbiens et la matière organique du sol, ou à l'azote fixé par le sol, volatilisé ou dénitrifié en cours de saison. Le dispositif utilisé ne permet pas de préciser davantage cette dernière fraction.

Le bilan sera réalisé en terme pondéral (kg/ha) et en terme relatif (%) selon les doses d'azote appliquées.

3.7 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 N et du ΔNop . Le niveau de probabilité (p) a été déterminé pour décrire le seuil statistique des effets.

4. RÉSULTATS

4.1 Variabilité des teneurs en nitrates résiduels selon les doses 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 N variant entre 0 et 250 kg N/ha. Les NRS des parcelles ont été mis en relation avec les doses N appliquées et avec l'écart entre les doses N appliquées et la dose N économique optimale (ΔNop). Ces deux facteurs ont particulièrement affecté les nitrates résiduels (NRS) dans les sols en post-récolte du maïs.

La dose économique optimale 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 4.1). Le Nop est ainsi très variable d'un site à l'autre. Les résultats indiquent que les doses N appliquées ont été supérieures à la dose économique optimale dans 28 % des cas, occasionnant une surfertilisation ($\Delta Nop > 0$). Ceci a été observé surtout avec les doses de 200 et 250 kg N/ha. Dans 64 % des cas, les apports en azote ont été inférieurs à la dose N économique optimale ($\Delta Nop < 0$). Il y a alors sousfertilisation 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.

Tableau 4.1. Dose N économique optimale (Nop), écart entre la dose N appliquée et la dose N économique optimale (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

Les teneurs en nitrates résiduels en post-récolte du maïs sont corrélées ($R^2 = 0,28$; $p < 0,001$) et s'accroissent avec les doses N appliquées (Figure 4.1, tableau 4.2). Les différences sont cependant très importantes entre les sites (CV = 90 %). Les NRS varient en effet globalement entre 4 et 147 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 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 4.2). La plus grande quantité des nitrates résiduels se retrouvent dans la couche 0-30 cm, avec en moyenne 19,7 kg N-NO₃/ha comparativement à 9,5 kg N-NO₃/ha, que dans la couche 30-60 cm, soit en moyenne 67,4 % dans la couche 0-30 cm, comparativement à 32,6 % dans la couche 30-60 cm. Les quantités NRS dans 0-60 cm de sol varient selon les doses 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.

Tableau 4.2. 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

La dose 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 4.2).

Les doses N expliquent 28 % de la variabilité des teneurs en NRS des parcelles. Si on considère l'écart entre la dose N appliquée et la dose économique optimale 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 4.2). Un accroissement quadratique des NRS est observé lorsqu'on passe d'une sous-fertilisation des parcelles ($\Delta\text{Nop} < 0$) à une surfertilisation ($\Delta\text{Nop} > 0$) (Figure 4.2). À la dose économique optimale ($\Delta\text{Nop} = 0$), la teneur en NRS sur 60 cm est en moyenne de 25 kg N-NO₃/ha (Tableau 4.3). 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 ($\Delta\text{Nop} = 0$ 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 ($\Delta\text{Nop} = 50$ 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 ($\Delta\text{Nop} = 100$ à 150 kg N/ha), la teneur en NRS sur 60 cm est en moyenne de 101 kg N-NO₃/ha (Tableau 4.3).

Tableau 4.3. Teneurs en nitrates résiduels (NRS) mesurées dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm selon l'écart entre la dose N appliqué et la dose N économique optimale (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

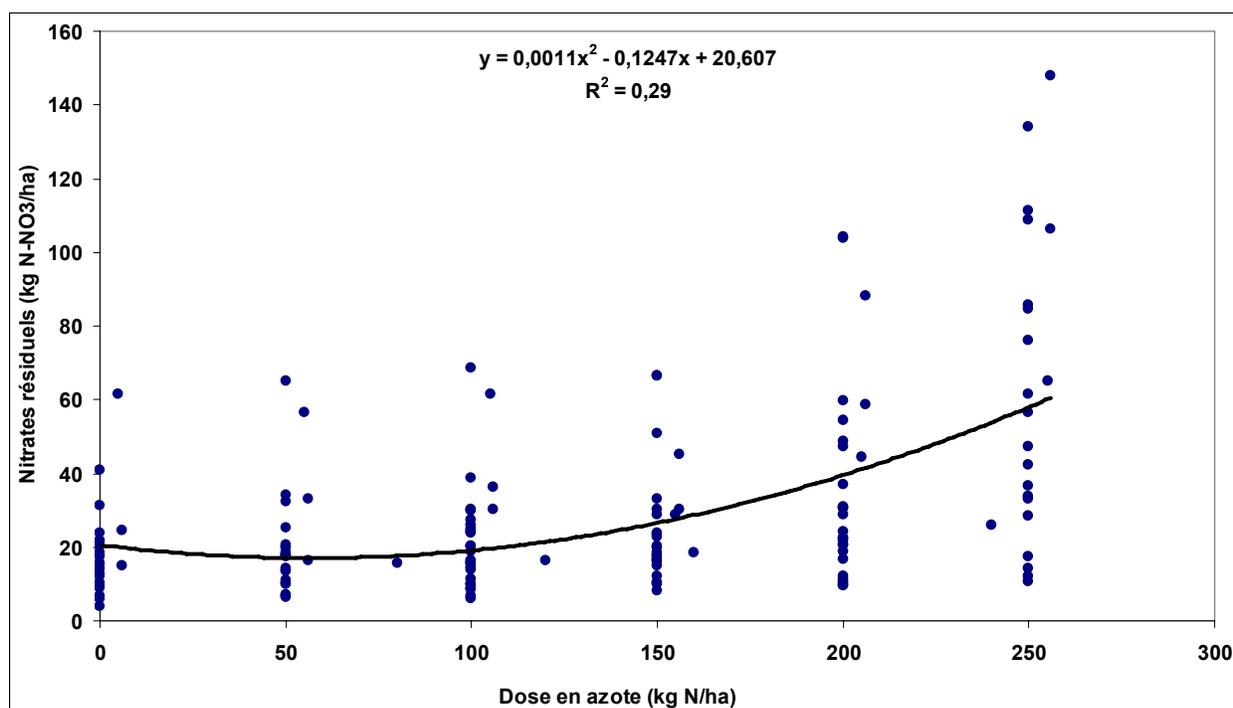


Figure 4.1. Relation entre les teneurs en nitrates résiduels (NRS) dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm et les doses N appliquées.

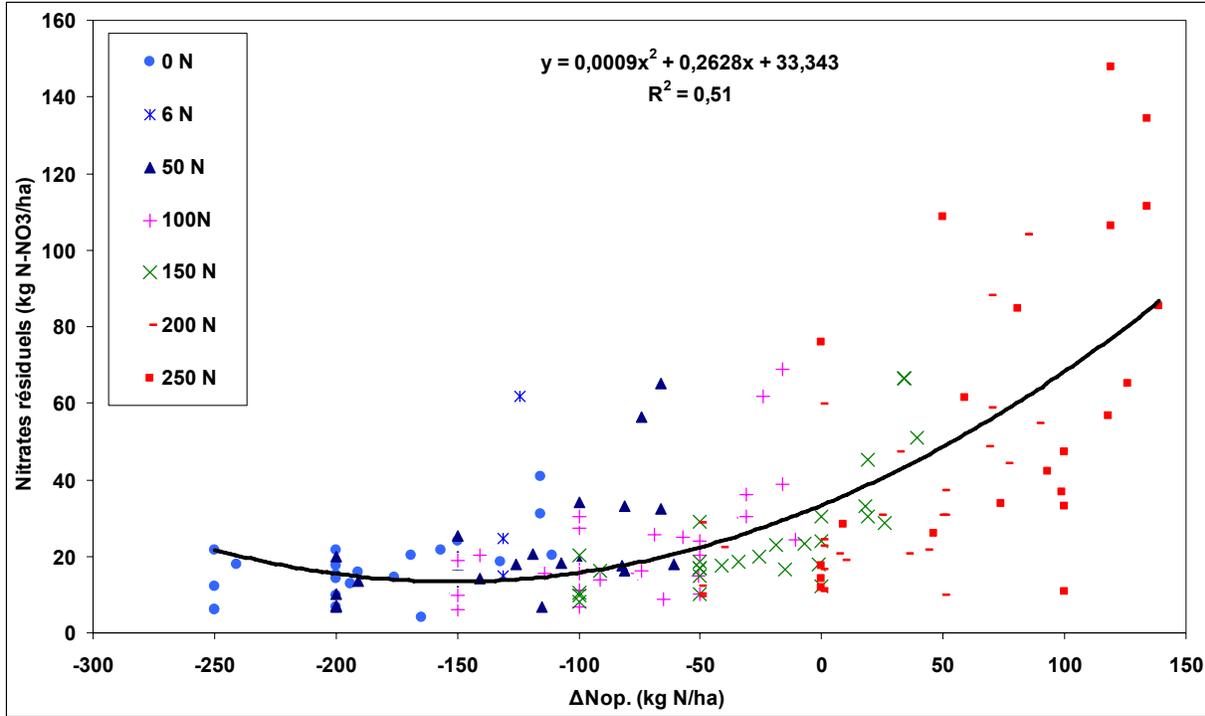


Figure 4.2. Relation entre les teneurs en nitrates résiduels (NRS) dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm et l'écart entre la dose N appliquée et la dose N économique optimale (ΔNop) selon un modèle quadratique.

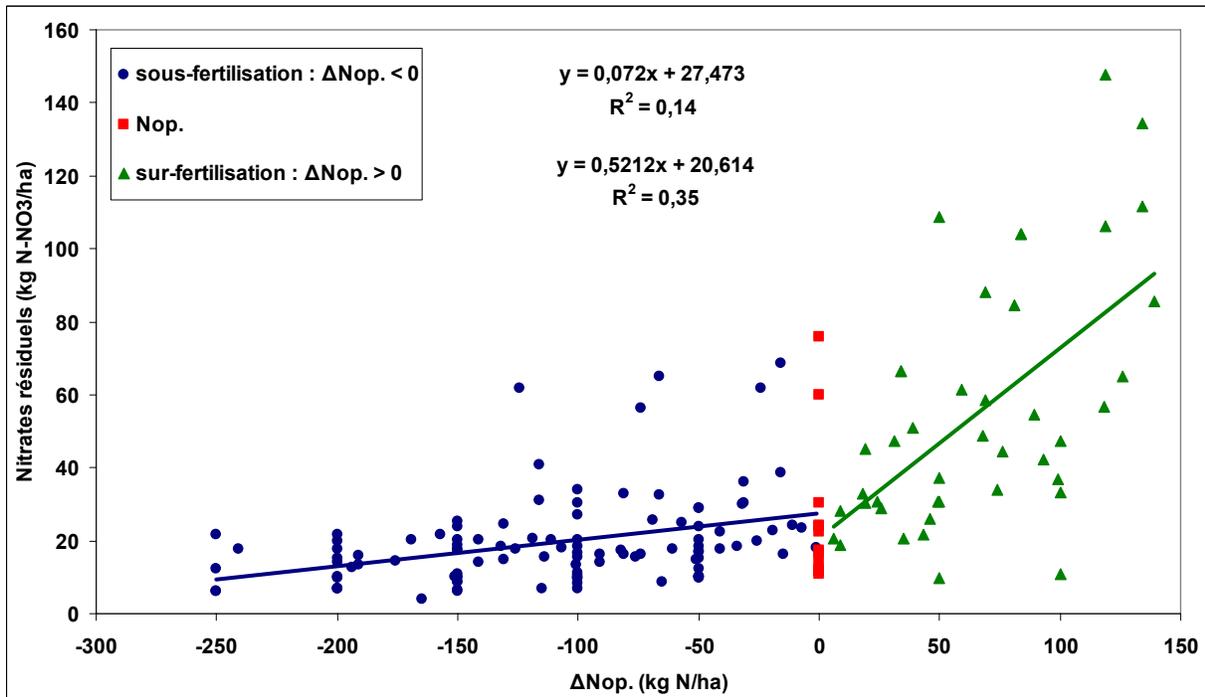


Figure 4.3. Relation entre les teneurs en nitrates résiduels (NRS) dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm et l'écart entre la dose N appliquée et la dose N économique optimale (ΔNop) selon un modèle linéaire à deux niveaux.

La figure 4.3 indique également des niveaux et des taux d'accroissement des NRS différents dans les zones de sousfertilisation ($\Delta\text{Nop} < 0$) et de surfertilisation ($\Delta\text{Nop} > 0$). La teneur en nitrates résiduels du sol 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 surfertilisée. 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 N économique optimale (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 N économique optimale. Hong et al. (2007) avaient également démontré que la moitié des engrais azotés apportés en surplus du Nop risquent de se retrouver dans le sol sous forme de nitrates résiduels.

4.2 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 N économiques optimales et sur les teneurs NRS (Tableau 4.4).

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 0,88 selon les années) par l'écart entre la dose N appliquée et la dose N économique optimale (ΔNop) (Figure 4.4). 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 4.4 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 3.2, 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 34 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 15 à 139 kg N-NO₃/ha. L'écart est nettement moins important en 2008 où les teneurs en NRS variaient entre 9 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 4.4. Doses économiques optimales (Nop), écart à la dose N économique optimale (Δ Nop) 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)			Δ Nop (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

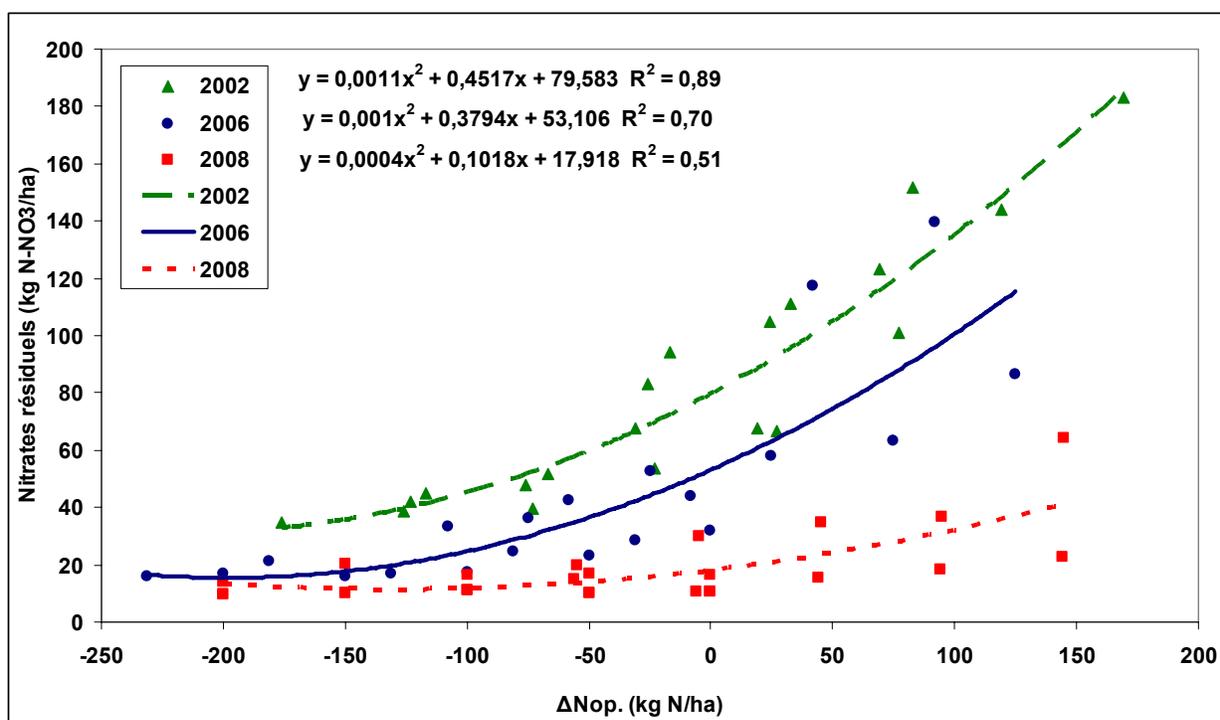


Figure 4.4. Relation entre les teneurs en nitrates résiduels dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm et l'écart entre la dose N appliquée et la dose N économique optimale (Δ Nop) selon les années au site de Saint-Lambert-de-Lévis.

Si l'on ne tient pas compte des teneurs en NRS anormalement basses en 2008, les teneurs en nitrates résiduels entre 44 et 83 kg N-NO₃/ha dans 60 cm de sol, correspondant aux teneurs en NRS mesurées à la dose N économique optimale 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 N économique optimale.

4.3 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 selon les classes texturales des sols. Nous avons également réparti les doses N en deux catégories, soit les doses faibles avec 100 kg N/ha et moins et les doses élevées avec 150 kg N/ha et plus. La texture a un effet significatif sur les teneurs en nitrates résiduels des sols sur 60 cm ($p = 0,03$) dans la catégorie 150 kg N/ha et plus (Tableau 4.5). Dans les sites à texture grossière, les teneurs en NRS sur 60 cm en post-récolte du maïs sont faibles, avec 14 kg N-NO₃/ha, comparativement à 35 kg N-NO₃/ha pour les sols argileux et 39 kg N-NO₃/ha pour les sols loameux. Dans la catégorie 100 kg N/ha et moins, il y a également une différence entre les groupes texturaux mais les teneurs en NRS sont moins élevées (Tableau 4.5).

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.

Tableau 4.5 Teneurs en nitrates résiduels dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm en fonction de leur texture et des doses N appliquées.

Groupe	Texture	Doses 0, 50 et 100 N			Doses 150, 200 et 250 N		
		Moyenne	Moyenne groupe	Écart type	Moyenne	Moyenne groupe	Écart type
		(kg N-NO ₃ /ha)			(kg N-NO ₃ /ha)		
Texture fine	Argile	20,7		7,4	45,9		27,5
	Argile lourde	12,8	16,7	2,3	28,4	34,9	9,6
	Loam argileux	15,0		7,7	30,3		35,8
Texture moyenne	Loam limoneux	15,9		2,6	27,5		17,3
	Loam	30,4	25,8	20,0	45,7	38,7	32,6
	Loam sablo-argileux	21,7		4,1	43,1		19,0
Texture grossière	Loam sableux	9,6		0,67	10,8		1,1
	Loam sableux fin	6,5	7,6	2,4	18,5	14,0	2,9
	Loam sableux très fin	6,8		0,17	14,2		3,8

4.4 Variabilité des teneurs en nitrates résiduels selon les précédents culturaux

Les précédents culturaux 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 distinguer 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 culturaux pouvaient affecter la dose N économique optimale du maïs et les teneurs en nitrates résiduels dans les sols. Pour mettre en évidence l'effet des précédents culturaux, 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 culturaux de 2007 relativement à la teneur en nitrates résiduels dans les sols sous le maïs en 2008 (Figure 4.5). Les précédents prairies et légumineuses 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 (Figure 4.5). Les cultures sont en ordre décroissant de NRS, le soya avec en moyenne 41 kg N-NO₃/ha, les engrais verts avec 38 kg N-NO₃/ha, les céréales à pailles avec 24 kg N-NO₃/ha et le maïs grain avec 16 kg N-NO₃/ha. Le niveau estimé de NRS à la dose économique 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 (Figure 4.5). 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.

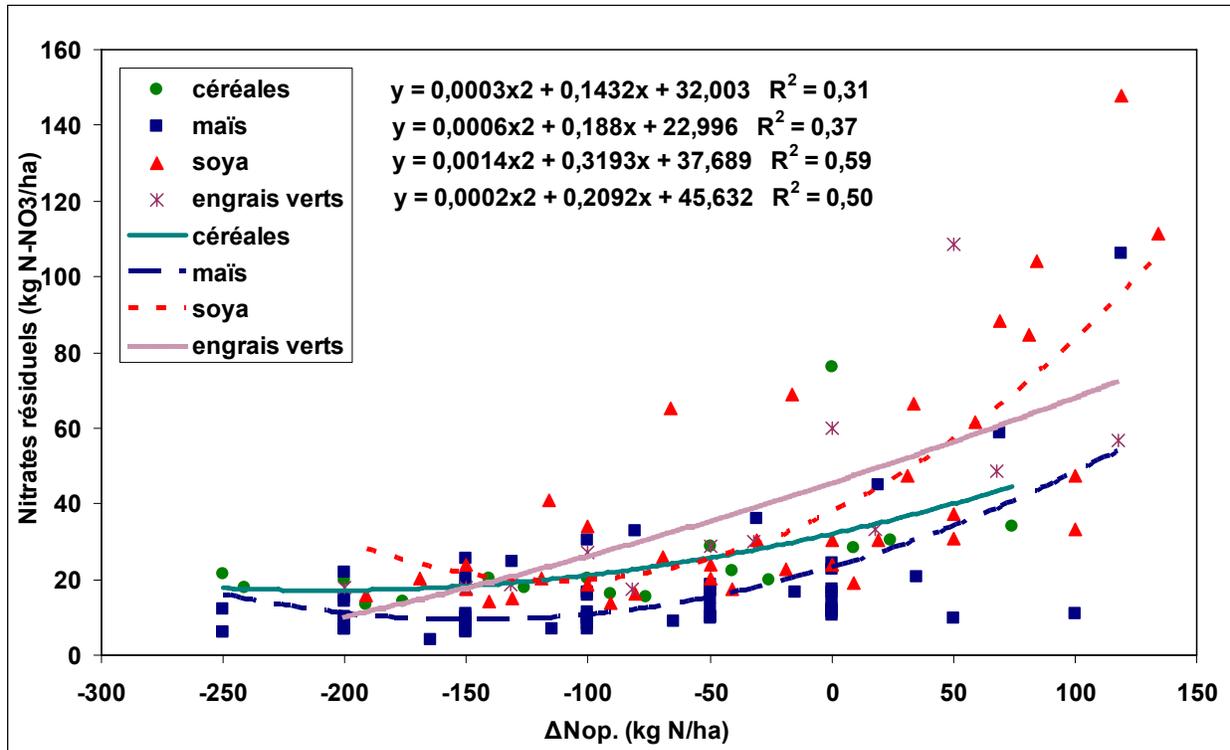


Figure 4.5. Relation entre les teneurs en nitrates résiduels dans les sols sur une profondeur de 0-60 cm et l'écart entre la dose N appliquée et la dose N économique optimale (ΔNop) selon différents précédents culturaux.

4.5 Variabilité du coefficient d'utilisation de l'azote des engrais

Le coefficient d'utilisation de l'azote des engrais a été affecté de façon très significative par l'écart entre la dose N appliquée et la dose N économique optimale mesurée pour chacun des champs (R^2 entre 0,51 et 0,88 selon les années) (Figure 4.6). La relation est de type quadratique et montre une forte diminution des coefficients d'utilisation au-delà de la dose N économique optimale. Ces résultats sont conformes à ceux obtenus par Tran (1994) et par Giroux et Lemieux (2006) pour le maïs et par Bélanger et al. (2007) pour la pomme de terre.

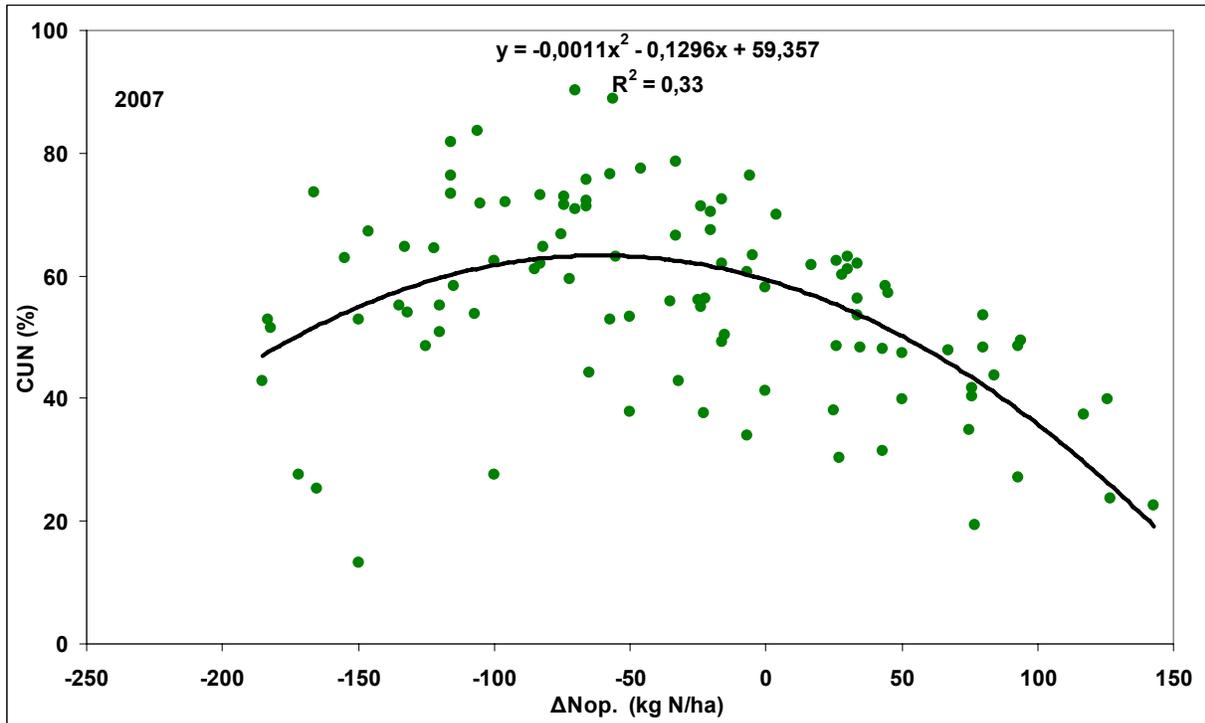
Le facteur qui a le plus d'importance sur le coefficient d'utilisation de l'azote des engrais demeure la dose d'azote. Cependant, pour bien comprendre l'effet des doses N, il faut considérer l'écart entre les doses d'azote apportées et la dose N économique optimale des champs concernés. La figure 4.6 montre qu'au niveau optimal de fertilisation N ($\Delta Nop = 0$), le coefficient d'utilisation de l'azote des engrais est d'environ 45 à 50 %. Il diminue de façon quadratique à des valeurs entre 30 et 40 % pour une surfertilisation de 50 kg N/ha, entre 20 et 30 % pour une surfertilisation de 100 kg N/ha et à moins de 20 % dans le cas d'une surfertilisation de plus de 100 kg N/ha. Ces résultats indiquent que la précision des recommandations d'azote demeure la meilleure garantie d'une bonne utilisation de l'azote des engrais par les cultures. Un coefficient moyen de 50 % se compare à celui

obtenu par Tran (1994) dans plusieurs essais de fertilisation azotée du maïs réalisés au moyen d'un engrais marqué avec l'isotope N15. Ces résultats indiquent que la diminution du coefficient d'utilisation de l'azote des engrais contribue fortement à l'accroissement des teneurs en nitrates résiduels dans les sols en post-récolte du maïs grain lorsqu'il y a surfertilisation.

En 2007, le coefficient moyen d'utilisation de l'azote des engrais est de 55 %, toutes doses confondues, et il varie entre 13 et 90 %. Les CUN moyens sont respectivement de 55, 64, 57, 51 et 46 % pour les doses 50, 100, 150, 200 et 250 kg N/ha. Le CUN est d'autant plus bas que des doses croissantes en azote ont été apportées. Par contre, en 2008, ni les doses N ($p = 0,30$), ni l'écart à la dose N économique optimale ($p = 0,44$) n'ont eu d'effets significatifs sur les CUN (Figure 4.6). Les CUN sont de 44, 55, 54, 52 et 48 % respectivement pour les doses 50, 100, 150, 200 et 250 kg N/ha.

À Saint-Lambert de Lévis, les doses N ont significativement affecté le CUN pour les années 2002 et 2006 mais pas en 2008. Dans ce site, on a observé une réduction des CUN suivant ΔN_{op} durant ces années (Figure 4.7). Cette tendance n'a pas été observée en 2008.

2007



2008

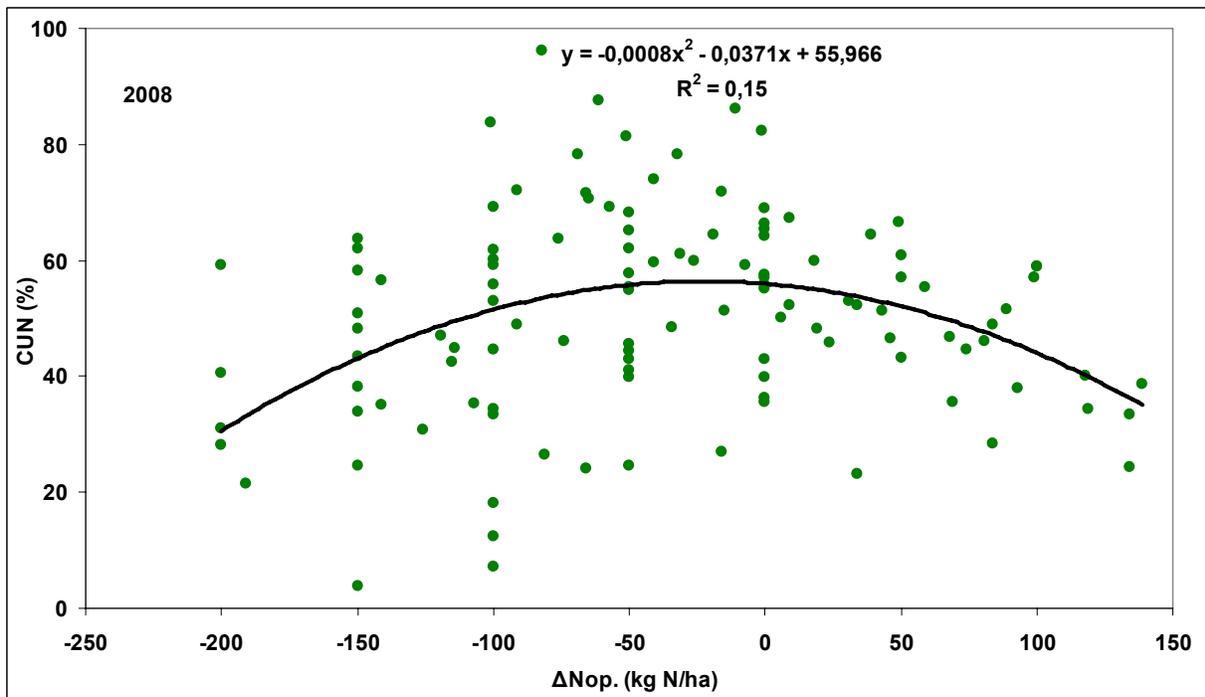


Figure 4.6. Relation entre le coefficient d'utilisation de l'azote des engrais (CUN) et l'écart entre la dose N appliquée et la dose N économique optimale (ΔNop), tous sites confondus en 2007 et 2008.

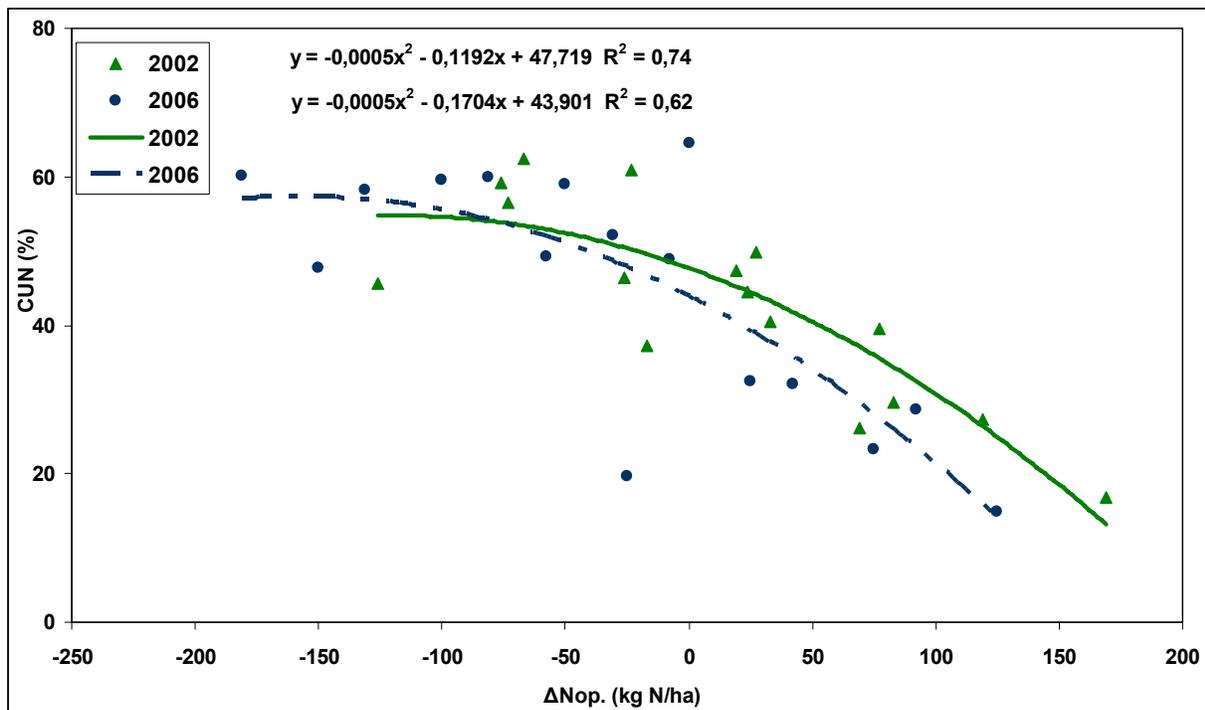


Figure 4.7. Relation entre le coefficient d'utilisation de l'azote des engrais (CUN) et l'écart entre la dose N appliquée et la dose N économique optimale (ΔNop) au site de Saint-Lambert-de-Lévis en 2002 et 2006.

4.6 Bilan de l'azote des engrais

Le bilan de l'azote de l'engrais est établi en considérant trois fractions : l'azote de l'engrais prélevé par la plante, les nitrates résiduels provenant des engrais N et une troisième fraction représentant la réorganisation et la fixation dans le sol, de même que les pertes par lessivage, dénitrification ou volatilisation.

$$N_{\text{engrais appliqué}} = N_{\text{engrais prélevé}} + \text{nitrates résiduels}_{\text{engrais}} + \text{autres}^*$$

* Cet azote peut se retrouver dans la matière organique du sol, dans les corps microbiens ou être perdu par lessivage, volatilisation ou dénitrification.

Les prélèvements par la plante varient entre 22 et 123 kg N/ha pour des doses allant de 50 à 250 kg N/ha, soit environ 51 % (44 - 55 %) des engrais azotés apportés au maïs (Figure 7). Isfan et al. (1995) ont rapporté au Québec des prélèvements situés entre 72 et 194 kg N/ha pour des doses allant de 0 à 200 kg N/ha dans une étude concernant trois types de sols à Lennoxville et à Saint-Lambert de Lévis. Au Québec, les prélèvements de l'azote de l'engrais par la plante se situent généralement autour de 50 % (N'Dayegamiye et al. 2004).

Les NRS provenant de l'engrais ont varié entre 1 et 38 kg N/ha, soit en moyenne 6 % (3-15 %) de la dose N apportée. Ils augmentent proportionnellement avec la dose N appliquée (Figures 4.8 et 4.9). La quantité de nitrates résiduels dans les sols sous culture de céréales au Québec se situe entre 2 et 10 % de la dose appliquée (Isfan et al. 1995). L'azote des engrais dans les sols sous forme organique ou minérale varie en général entre 20 et 40 %, sauf dans les situations qui favorisent les pertes par lessivage où seulement 10 % de l'azote des engrais peut rester dans le sol (Jokela et al. 1997).

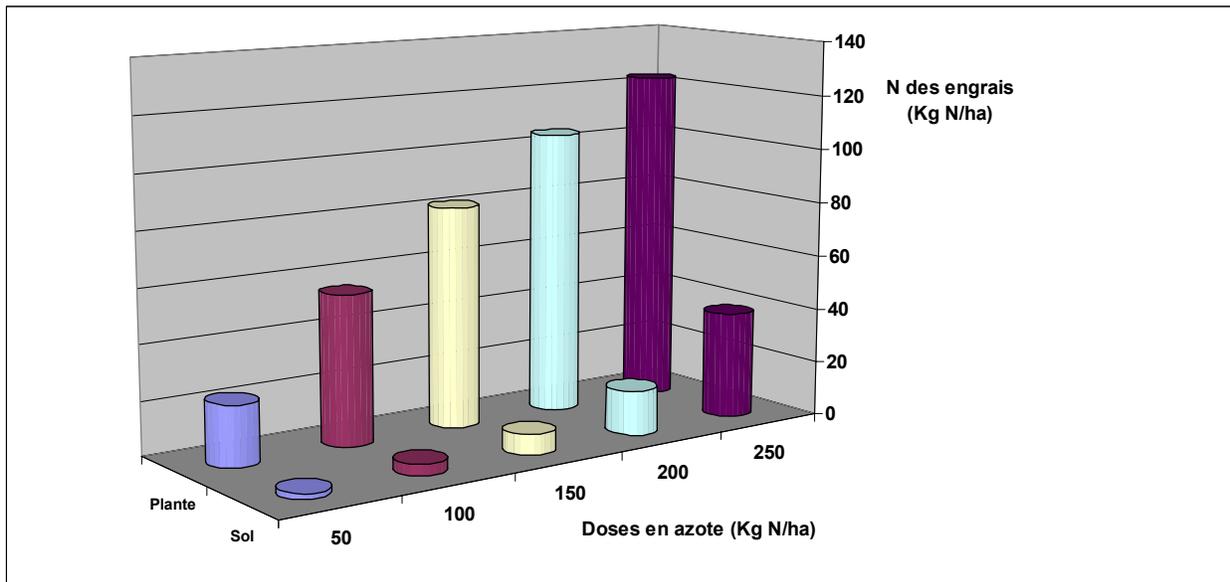


Figure 4.8. Quantité d'azote provenant des engrais prélevée par le maïs grain et sous forme de nitrates résiduels dans le sol selon les doses N appliquées.

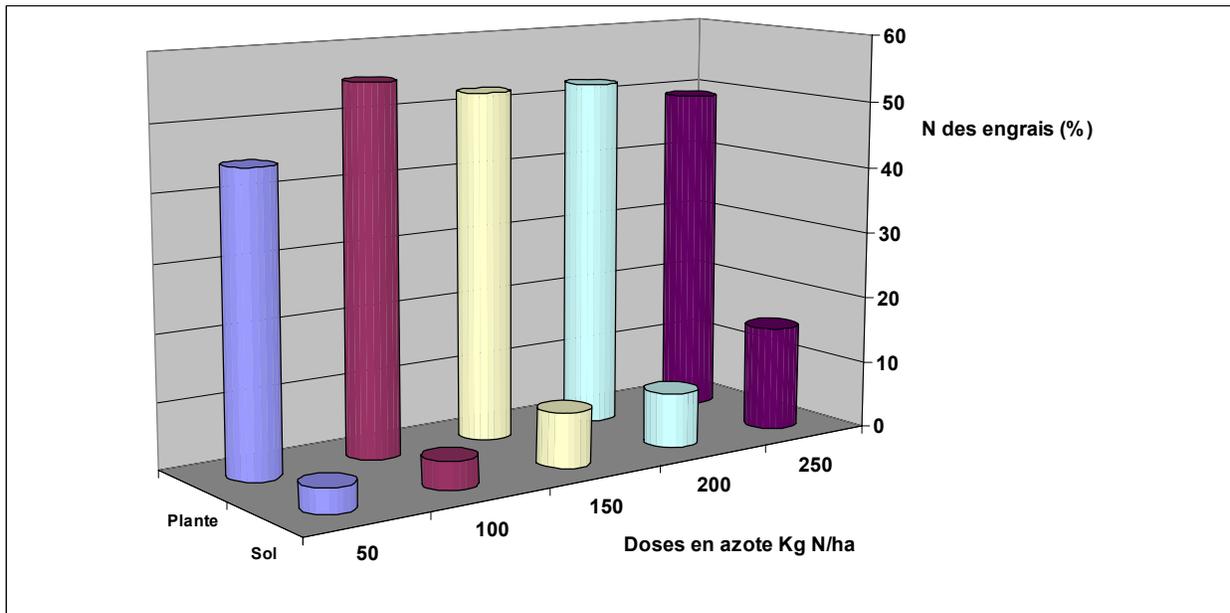


Figure 4.9. Proportion de l'azote provenant des engrais prélevée par le maïs grain et sous forme de nitrates résiduels dans les sols selon les doses N appliquées.

Le bilan de l'azote de l'engrais montre qu'en deçà du point optimal de fertilisation N, un accroissement de la dose N produit une augmentation marquée des prélèvements N mais laisse

relativement peu de nitrates résiduels dans les sols. Au-delà du point optimal de fertilisation N, on observe l'effet inverse. L'accroissement des doses N produit une faible augmentation des prélèvements N et laisse beaucoup des nitrates résiduels dans les sols.

Au total, l'azote de l'engrais prélevé par la plante et celui accumulé dans le sol représentent entre 70 et 90 % de la dose appliquée (Jokela et al. 1997). Or, nos résultats indiquent que seulement 48 à 64 % de l'azote de l'engrais se retrouve dans la plante et dans le sol sous forme de nitrates en 2008. La part de l'azote non retrouvée est donc relativement importante. Cet azote pourrait se trouver sous forme organique dans le sol ou être immobilisé dans les corps microbiens mais également être perdu par dénitrification, volatilisation ou lessivage. Une proportion assez importante de l'azote de l'engrais a probablement été perdue par lessivage.

4.7 Impact économique de la surfertilisation N

Au point optimal de fertilisation N, la rentabilité économique maximale de l'engrais N est atteinte. Cependant, ceci ne correspond pas au rendement maximum. Au-delà de cette dose, le rendement peut augmenter légèrement mais l'accroissement du rendement ne couvre plus les coûts d'achat de l'engrais azoté. Notre étude a démontré que le coefficient d'utilisation de l'azote des engrais (CUN) est en moyenne de 50 % au point optimal de fertilisation et qu'il diminue avec la surfertilisation. Pour une dose N en excès de 50 kg N/ha, le CUN est de 40 % environ et pour une dose N excédentaire de 100 kg/ha, le CUN n'est que de 30 % environ.

En 2008, le coût du kilogramme d'azote a été de 1,70 \$/kg N. En plus d'occasionner un impact environnemental important et de diminuer l'efficacité globale du plan de fertilisation, une surfertilisation de 50 kg N/ha augmente les coûts de production de 85 \$ sans produire un accroissement de rendement pour rentabiliser ce coût. Cette surfertilisation accroît les teneurs en nitrates résiduels de 15 kg N-NO₃/ha par rapport à celles mesurées au point optimal de fertilisation. Une surfertilisation de 100 kg N/ha augmente les coûts de production de 170 \$ et cette surfertilisation accroît la teneur en nitrates résiduels de 35 kg N-NO₃/ha par rapport à celle mesurée au point optimal de fertilisation. Une surfertilisation de 150 kg N/ha augmente les coûts de production de 255 \$ et cette surfertilisation accroît la teneur en nitrates résiduels de 60 kg N-NO₃/ha par rapport à celle mesurée au point optimal de fertilisation. Il est difficile de chiffrer les coûts environnementaux de la surfertilisation azotée. Cependant, la quantité importante de nitrates transportés vers les eaux de surface ou souterraines affecte leur qualité, soit en termes de potabilité au plan chimique ou de dégradation au plan biologique. On ne connaît pas encore tous les impacts des pertes d'azote en provenance des champs agricoles sur la qualité des eaux de surface.

5. CONCLUSION

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

Les résultats attestent également d'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 N économique optimale ($\Delta N_{opt} = 0$), 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 N économique optimale sur une profondeur de 0-60 cm ont varié suivant le précédent cultural. Elles étaient de 37, 45, 32 et 22 kg N-NO₃/ha respectivement pour des précédents de soya, d'engrais verts, de céréales et de maïs.

La texture du sol a aussi 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 35, 39 et 14 kg N-NO₃/ha respectivement pour les sols à texture fine, moyenne et grossière fertilisés avec des doses de 150 kg N/ha, 200 kg N/ha ou 250 kg N/ha.

Les coefficients d'utilisation de l'azote des engrais diminuent de façon marquée au-delà de la dose N économique optimale. Cette diminution des CUN au-delà du point optimal de fertilisation N explique l'accroissement quadratique des NRS dans les sols. En effet, il y a une très bonne concordance entre l'accroissement des NRS dans les sols et la diminution de CUN à mesure que les doses N s'accroissent et que les écarts avec Nop augmentent.

Le bilan de l'azote de l'engrais montre qu'en deçà du point optimal de fertilisation N, les doses N produisent un accroissement marqué des prélèvements N mais relativement peu de nitrates résiduels dans les sols. Au-delà du point optimal de fertilisation N, on observe l'effet inverse. L'accroissement des doses N produit une faible augmentation des prélèvements N mais un fort accroissement des nitrates résiduels. La teneur en nitrates résiduels du sol s'accroît de 0,52 kg N-NO₃/ha pour chaque kg d'azote apporté en sus du Nop dans la zone surfertilisée. Cet accroissement est de seulement de 0,07 kg N-NO₃/ha pour chaque kg d'azote appliqué dans la zone sous-fertilisée.

La fraction de l'azote non récupéré s'accroît également. Environ 60 % de l'azote des engrais a été retrouvé dans la plante et dans le sol sous forme de nitrates. Une proportion relativement importante de l'azote des engrais a probablement été perdue par lessivage, volatilisation ou dénitrification ou se retrouve sous forme organique ou ammoniacale fixée dans les sols.

6. 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.
- Burkart, M.R. et D.E James. 1999. Agricultural-nitrogen contributions to hypoxia in the Gulf of Mexico. *JEQ* 28:850-859.
- Ferguson, R.B., C.A. Shapiro, G.W. Hergert, W.L. Kranz, N.L. Klocke et D.H. Krull. 1991. Nitrogen and irrigation management practises 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.
- Gehl, R.J., J.P. Schmidt, C.B. Godsey, L.D. Maddux et W.B. Gordon. 2006. Post harvest soil nitrate in irrigated corn: Variability among eight field sites and multiple nitrogen rates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70: 1922-1931.
- 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. Compte-rendu 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.
- Guertin, S., G.M. Barnett, M. Giroux, A.F. Mackenzie, A. Pesant et L.E. Parent. 1997. Évaluation des besoins NPK dans la culture de maïs selon les caractéristiques du sol et des systèmes culturaux. Rapport final. Entente Canada-Québec pour un environnement durable.
- 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 papetières : 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.

- 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.
- Saffigna, P.G. et D.R. Kenny. 1977. Nitrogen and chloride uptake by irrigated Russet Burbank potatoes. *J. of Agronomy* 69:258-264.
- 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.
- Smika, D.E., D.F. Heermann, H.R. Duke et A.R. Batchelder. 1977. Nitrate-N percolation through irrigated sandy soils as affected by water management. *J. of Agronomy* 69:623-626.
- 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.
- Ziadi, N., M.C. Nolin, A.N. Cambouris et R.R. Simard. 2003. Calibrage des besoins en azote des groupes homogènes de sols dans la production de maïs grain. Rapport final PPFI, 44 p.