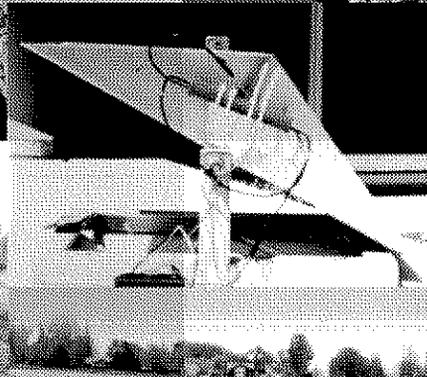
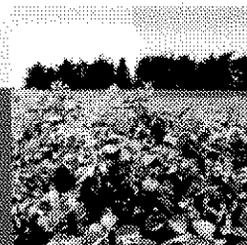
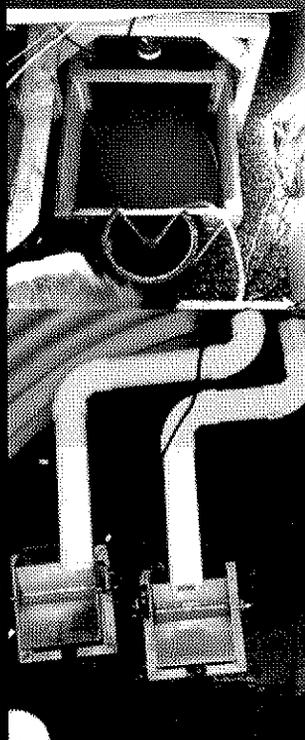
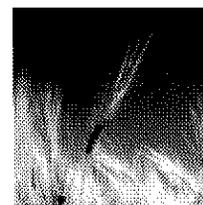


**CONCENTRATIONS ET CHARGES D'AZOTE  
ET DE PHOSPHORE PERDUES DANS LES DRAINS  
SOUTERRAINS SELON LES CULTURES  
ET LES MODES DE FERTILISATION**





# **CONCENTRATIONS ET CHARGES D'AZOTE ET DE PHOSPHORE PERDUES DANS LES DRAINS SOUTERRAINS SELON LES CULTURES ET LES MODES DE FERTILISATION**

**SITE DE SAINT-LAMBERT-DE-LAUZON**



Préparé par :

**Marcel Giroux**, agr. M. Sc.  
Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA)  
Courriel : marcel.giroux@irda.qc.ca

**Peter Enright**, agr., Ph. D.  
Université McGill, Collège Macdonald

En collaboration avec :

**Luc Vézina**, agr., directeur adjoint  
MAPAQ, Rimouski

**Raynald Royer**, technicien agricole principal,  
IRDA, Sainte-Foy

**Alain Berrouard**, stagiaire  
Université Laval, Sainte-Foy

Février 2002

### **Objectifs poursuivis**

L'Observatoire de la qualité des sols est un réseau de sites protégés, établis et maintenus à long terme dans plusieurs régions agricoles du Québec. Ses objectifs sont de suivre l'évolution de la qualité des sols cultivés sous l'influence des activités agricoles incluant principalement les régies et les systèmes culturaux. L'étude consiste pour l'essentiel dans la prise régulière de mesures permettant d'évaluer les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol, les rendements, la qualité et la composition chimique des récoltes ainsi que l'effet sur l'environnement, notamment sur la qualité de l'eau.

La connaissance des changements des caractéristiques du milieu dans le temps permet de juger de la valeur et de la durabilité des systèmes agricoles et d'apporter au besoin les correctifs appropriés. C'est l'objectif poursuivi par ce projet.

### **Diffusion des résultats**

Les résultats de ces études sont publiés dans les cahiers de l'Observatoire de la qualité des sols agricoles du Québec. Il s'agit d'une collection de plusieurs numéros faisant état des changements survenus selon les traitements appliqués aux différents sites de l'Observatoire.

**Michel Rompré**

*coordonnateur du réseau de l'Observatoire de la qualité de sols agricoles du Québec*

## TABLE DES MATIÈRES

---

LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES .....	7
RÉSUMÉ .....	9
PREMIÈRE PARTIE : Revue bibliographique .....	11
Effet des cultures sur les pertes de N-NO <sub>3</sub> aux drains .....	11
Effets de la fertilisation azotée sur les reliquats et les pertes de N-NO <sub>3</sub> aux drains .....	12
Influence du type de sol sur les pertes de nitrates aux drains .....	12
Importance relative des pertes saisonnières de nitrates dans les drains .....	13
Phosphore dans les drains agricoles .....	13
DEUXIÈME PARTIE .....	15
Mise en place de l'expérience .....	15
Résultat .....	17
Concentrations et charges en N et P des eaux des drains selon les modes de fertilisation et les cultures .....	17
TROISIÈME PARTIE .....	24
Critères d'interprétation pour N-NO <sub>3</sub> selon les cultures .....	24
Critères d'interprétation pour N-NO <sub>4</sub> selon les cultures .....	26
Critères d'interprétation pour P total dissous selon les cultures .....	27
CONCLUSION .....	29
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES .....	30

## **LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES**

---

Tableau 1. Total des éléments nutritifs appliqués et des éléments nutritifs disponibles appliqués en kg/ha dans le champ 35 .....	15
Tableau 2. Total des éléments nutritifs appliqués et des éléments nutritifs disponibles appliqués en kg/ha dans le champ 58 .....	16
Tableau 3. Concentration en nitrates (N-NO <sub>3</sub> ), en ammonium (N-NH <sub>4</sub> ) et P total dissous correspondant à un niveau de 50 % et 90 % de la distribution en rang percentile des teneurs dans les eaux des drains souterrains.....	28
Figure 1. Puits, système de mesure et d'échantillonnage des eaux des drains souterrains .....	16
Figure 2. Charges annuelles des éléments nutritifs perdus aux drains sous prairies .....	19
Figure 3. Charges annuelles des éléments nutritifs perdus aux drains sous maïs-grain .....	21
Figure 4. Charges annuelles des éléments nutritifs perdus aux drains sous l'orge .....	23
Figure 5. Distribution percentile des concentrations en nitrates de l'eau des drains selon les cultures .....	25
Figure 6. Distribution percentile des concentrations en ammonium de l'eau des drains selon les cultures .....	26
Figure 7. Distribution percentile des concentrations en P total dissous de l'eau des drains selon les cultures .....	27

### **Concentrations et charges d'azote et de phosphore perdus dans les drains souterrains**

Le but de cette étude est de mesurer les pertes d'éléments nutritifs N et P dans les drains agricoles en relation avec les cultures et les modes de fertilisation. L'azote nitrique (N-NO<sub>3</sub>) et ammoniacal (N-NH<sub>4</sub>), ainsi que le P total dissous ont été analysés dans l'eau des drains sous des cultures de prairies luzerne-mil, maïs-grain, orge et canola. Pour les nitrates, les concentrations et les charges perdues dans les drains agricoles sont très reliées aux cultures et à l'intensité des applications d'azote. Les pertes sous prairies ont varié de 2,7 à 13,0 kg N-NO<sub>3</sub>/an, selon les années et les modes de fertilisation. Sous maïs-grain, elles ont varié de 17,8 à 35,8 kg N-NO<sub>3</sub>/an. Les charges perdues tendent à être plus élevées avec les engrais de ferme qu'avec les engrais minéraux. Les pertes ont surtout lieu à l'automne et au printemps. Le lessivage des nitrates constitue pour plusieurs cultures une source importante de pertes d'azote. Les prairies font cependant exception et leur présence sur les fermes peut contribuer à l'amélioration de la qualité de l'eau. La concentration moyenne annuelle pondérée dans l'eau des drains sous prairies est très basse, variant selon les modes de fertilisation entre 1,1 et 5,2 mg N-NO<sub>3</sub>/l. L'azote ammoniacal constitue un élément intéressant pour établir les risques d'écoulement préférentiel provenant des engrais. En effet, sa concentration dans les sols est faible mais elle est élevée dans les engrais minéraux et les engrais de ferme. Les charges annuelles sont très variables, elles peuvent varier de moins de 100 g N-NH<sub>4</sub>/ha à près de 800 g N-NH<sub>4</sub>/ha. Généralement, les concentrations mesurées dans l'eau varient entre 0,01 et 0,1. Environ 10 % des échantillons présentent des résultats supérieurs à 0,1 mg N-NH<sub>4</sub>/l, ce qui peut être révélateur d'un écoulement préférentiel d'azote ammoniacal dans les drains. Cet écoulement préférentiel est susceptible de se produire autant sous les prairies que dans les autres cultures étudiées. Pour le P total dissous, les charges annuelles perdues sont assez semblables pour toutes les cultures. Elles varient de près de 50 g/ha de P total dissous à près de 250 g/ha annuellement. Les charges perdues tendent à être plus élevées avec les engrais de ferme. Environ la moitié des échantillons d'eau analysés respectent le critère de 30 microgrammes P/l (seuil pour l'eutrophisation). Près de 10 % des échantillons d'eau montrent des concentrations de P anormalement élevées, dépassant de 3 fois le niveau de 30 µg/l. Ceci est révélateur d'un écoulement préférentiel du P vers les drains. Malgré cela, les drains agricoles ne constituent pas la principale porte de sortie du P en agriculture. Les pertes par érosion et le ruissellement sont beaucoup plus importantes, de l'ordre de 1,5 à 2 kg P/ha. La présente étude a permis de préciser l'influence du système de drainage souterrain sur les pertes d'éléments nutritifs. Les drains souterrains constituent pour plusieurs cultures une voie importante pour l'azote nitrique mais beaucoup plus limitée pour l'azote ammoniacal et le phosphore. Toutefois, les écoulements préférentiels font en sorte que dans certaines situations, impliquant des interactions entre les conditions climatiques, les propriétés des sols et les épandages d'engrais, on mesure des pertes accrues en N-NH<sub>4</sub> et P total dissous. Ces conditions sont cependant très difficiles à prédire et l'agriculteur a peu de contrôle sur ces pertes.

### Revue bibliographique

Suite au suivi de la qualité de l'eau des rivières effectué en milieu agricole, on a trouvé que le phosphore et l'azote ammoniacal (N-NH<sub>4</sub>) sont les deux paramètres les plus souvent en excès par rapport aux critères de référence pour les eaux de surface. Les critères pour la qualité de l'eau de ces deux paramètres sont de 30 µg P/l et 0,5 mg/l N-NH<sub>4</sub>. Pour les nitrates (N-NO<sub>3</sub>), le seuil est de 10 mg/l N-NO<sub>3</sub> et les rivières du Québec respectent ce critère en milieu agricole grâce notamment à une dilution des concentrations par les eaux provenant des secteurs forestiers et à certaines cultures comme les prairies qui perdent peu de N-NO<sub>3</sub>. Les zones forestières exportent moins de N-NO<sub>3</sub> que les zones agricoles. Gangbazo et Babin (2000) rapportent une concentration médiane dans l'eau des rivières de N-NO<sub>3</sub> 10 fois supérieure en bassin versant agricole qu'en bassins forestiers. En milieu agricole plus intensif, on a rapporté des teneurs pouvant dépasser 25 mg/l N-NO<sub>3</sub> au niveau des drains agricoles. L'analyse des eaux de drainage en N-NO<sub>3</sub> et en N-NH<sub>4</sub>, en termes de concentration et charge, peut se révéler un indicateur agroenvironnemental intéressant pour identifier les systèmes de productions végétales et les pratiques de fertilisation qui contribuent à enrichir en azote l'eau des rivières.

Plusieurs études ont démontré que les pertes en N-NO<sub>3</sub> sont reliées au lessivage, via les réseaux de drainage souterrain entre autres, plutôt qu'au ruissellement de surface. Guertin et al. (2001) ont retrouvé 20 fois plus de N-NO<sub>3</sub> dans l'eau de drainage que dans l'eau de ruissellement. Une étude de Pesant et al. (1987) rapporte une proportion moyenne d'environ 9 % d'azote perdu dans les eaux de surface, le reste étant sous forme dissoute et lessivée. Des résultats similaires ont été obtenus à Lennoxville avec des pertes totalisant de 50 à près de 100 kg/ha/an de N-NO<sub>3</sub> dans les eaux de drainage pour une culture de maïs (Pesant et coll. 1997).

### Effet des cultures sur les pertes de N-NO<sub>3</sub> aux drains

Le type de culture semble être la variable la plus importante pour expliquer les pertes de nitrates aux drains. Les cultures en rangées seraient les cultures les plus à risques. Sur une période de 6 ans, les cultures en rangées ont drainé 1,6 fois plus d'eau que la luzerne et un mélange de luzerne-graminées selon l'étude de Randall et al. (1997). Les charges de N-NO<sub>3</sub> sont influencées par ces cultures ainsi que la rotation pratiquée. Le maïs a perdu 2,9 fois plus de N-NO<sub>3</sub> que l'orge dans les eaux de drainage, selon une étude de Pesant et coll. (1997), et près de 6 fois plus que la prairie, selon l'étude de Gangbazo et al. (1997). Plusieurs études comparatives entre le maïs et d'autres cultures démontrent qu'il est très sensible à la perte de N-NO<sub>3</sub>. Les pertes par ordre d'importance sont, selon une étude de Randall et al. (1997), le maïs en continu > les rotations maïs-soya > la luzerne > et un mélange de luzerne-graminée. Les cultures en rangées de cette étude ont perdu près de 45 fois plus de N-NO<sub>3</sub> que les cultures pérennes. Il est à noter que des pertes plus importantes sont mesurées pour le maïs comparativement au soya lors de la rotation (Bjorneberg et al., 1998). Selon les années et le mode de travail du sol, les pertes d'azote nitrique pour le soya ont varié de 3,9 à 37,1 kg N/ha avec une concentration dans l'eau des drains variant de 5,9 à 11,5 mg N-NO<sub>3</sub>/l. L'étude de Piché et Gangbazo (1991) réalisée en Beauce, montre que le maïs génère plus de pertes que les autres types de cultures, l'ordre défini lors de cette étude est le suivant : maïs > orge > pâturage, avoine ou luzerne. Madramooto et al. (1992) ont mesuré des concentrations généralement supérieures à 10 mg N/l, atteignant 40 mg N/l dans l'eau des drains des champs de pommes de terre. Tran et Giroux (1991) ont mesuré des coefficients d'utilisation de l'azote des engrais par la pomme de terre variant de 35 à 80 % selon les champs et la date de la récolte.

## **Effets de la fertilisation azotée sur les reliquats et les pertes de N-NO<sub>3</sub> aux drains**

Des relations ont été établies entre la dose d'application de N et la quantité de N-NO<sub>3</sub> perdue par les drains. Simmelsgaard (1998) note un léger accroissement du lessivage jusqu'à l'application optimale de N et un lessivage accru dès le dépassement de cette dose. Des résultats semblables rapportés par Miller (1990), montrent des concentrations dans l'eau de drainage en N-NO<sub>3</sub> rarement supérieures à 10 mg/l si l'application est faite aux taux recommandés ou moins, mais rarement sous 10 mg/l si la fertilisation dépasse les doses recommandées. Giroux et Tran (1995), Guertin et coll. (1997), Roth et Fox (1990) et Angle et al. (1993) ont observé un enrichissement en N-NO<sub>3</sub> dans le profil de sol, suite à l'accroissement des doses d'azote dans le maïs, pouvant atteindre 100 kg N/ha dans le cas de doses excessives. Un des constats de ces études est qu'il ne faut pas simplement regarder les doses appliquées pour expliquer les reliquats de N-NO<sub>3</sub> du sol et les pertes aux drains, mais également les écarts entre les doses optimales et celles effectivement appliquées.

La quantité de N-NO<sub>3</sub> restant à l'automne est reliée aux résidus d'engrais ainsi qu'à la minéralisation de l'azote organique du sol. En effet, les reliquats à l'automne ont deux origines, les engrais appliqués et la minéralisation de la matière organique du sol ou des résidus de récolte. Afin de diminuer les pertes, il faut maximiser le prélèvement par les cultures et gérer l'azote après la culture. Le N-NO<sub>3</sub> résiduel à l'automne peut s'accroître si le rendement de la culture est inférieur aux prévisions, ce qui est souvent causé par les conditions climatiques. Lorsque les conditions culturales le permettent, le réensemencement d'une plante après la récolte est un très bon moyen de capter ce nitrate.

Des études ont démontré une plus grande efficacité de prélèvement de N pour le maïs avec un fractionnement des applications azotées (Bjorneberg et al. 1998, Tran 1995). Le fractionnement semble être plus efficace si la première application est effectuée comme démarreur et la seconde en postlevée. Un des buts du fractionnement des applications azotées est de fournir les quantités adéquates pour la culture au moment où celle-ci en aura besoin pour une croissance optimale, de manière à accroître le coefficient d'utilisation de l'azote, réduisant ainsi les applications d'azote.

Le mode de fertilisation peut également avoir un impact sur le reliquat de N dans le profil de sol et même sur les pertes aux drains. Les champs qui reçoivent de la fumure organique tendent à laisser de plus fortes concentrations en N-NO<sub>3</sub> dans les sols que les champs qui reçoivent de l'engrais minéral. Ceci serait dû à l'augmentation de la minéralisation des résidus organiques entre la fin de la période de prélèvement de N par le maïs et la période d'échantillonnage (Rothamstead Experimental Station 1988, dans Roth et Fox 1990). Par contre, une étude de Gangbazo et al. (1998) n'a pas démontré de différence dans les pertes d'azote nitrique (40,35 kg N-NO<sub>3</sub>/ha) et ammoniacal (0,19 kg N-NH<sub>4</sub>/ha) dans le maïs fertilisé avec du lisier de porcs ou avec une fumure minérale. Côté (2001) a démontré que les apports de lisier des 20 années précédentes n'affectent pas de façon importante les charges de nitrates et d'ammonium aux drains, sauf pour une dose annuelle de 120 t/ha.

## **Influence du type de sol sur les pertes de nitrates aux drains**

Le type de sol peut affecter la migration des N-NO<sub>3</sub> dans le profil de sol. La migration des N-NO<sub>3</sub> tend à se produire pendant la même saison de croissance dans des sols à texture grossière, tandis que les sols à texture argileuse auront tendance à accumuler, pendant un certain temps du moins, les N-NO<sub>3</sub> dans la zone racinaire (Guertin et coll. 1997). Les sols à drainage excessif n'ont pas la capacité de recevoir en une seule application plus de 100 kg N/ha. Il faut recourir au fractionnement de l'application de N sur ces sols. Guertin et coll. (1997)

ont échantillonné des sols à texture sableuse en culture de maïs dans lesquels ils ont mesuré une migration significative de la couche 0-30 cm vers la couche 30-60 entre les périodes de l'apparition des soies et de post-récolte. Dans cette même étude, des concentrations de N-NO<sub>3</sub> de 3 à 5 fois supérieures dans les couches 40-60 à 80-100 cm du profil de sol à texture argileuse au printemps, que dans ces mêmes couches dosées dans un sol à texture sableuse. Les résultats de Tran (1995) et de Tran et Giroux (1998) allaient dans le même sens, l'azote résiduel à l'automne ou au printemps suivant dépendait surtout de la fraction argileuse des sols. De plus, la réorganisation des N-NO<sub>3</sub> du sol par la microflore s'est révélée plus importante dans les sols argileux que dans les sols sableux (Tran 1995). Des pertes importantes d'azote peuvent se produire par écoulement préférentiel lorsque des pluies abondantes surviennent après les épandages d'engrais sur des sols de forte conductivité hydrique ou sur des sols lourds craquelés.

### **Importance relative des pertes saisonnières de nitrates dans les drains**

L'automne au Québec est une période très sensible pour la perte de N-NO<sub>3</sub>. Les cultures annuelles laissent le sol à nu durant la période automnale, ce qui influence la teneur en eau et en N-NO<sub>3</sub> du sol, d'autant plus que les pluies sont relativement abondantes durant cette période et que l'évaporation est limitée. Piché et Gangbazo (1991) ont mesuré des pertes de N-NO<sub>3</sub> supérieures à l'automne comparativement à l'été ou au printemps sous maïs-grain. Pour ces trois saisons, la proportion de pertes automnales est en moyenne de 72,6 % pour les années 1987 et 1988 sous différentes régies. Les pertes variaient beaucoup d'une saison à l'autre, pour l'automne, la charge au drain a atteint 37,8 kg N-NO<sub>3</sub>/ha. Rivest et Leduc (1998) ont démontré que les concentrations en nitrates des drains de champs de maïs mesurées à l'automne sont 1,4 fois plus élevées que celles mesurées au printemps dans les mêmes champs.

### **Phosphore dans les drains agricoles**

On dispose au Québec de quelques études permettant de connaître les concentrations et exceptionnellement les charges de P des drains agricoles.

Rivest et Leduc (1998) ont mesuré les concentrations en P des eaux de drainage de 80 champs de maïs à l'automne 1996 et au printemps et à l'automne 1997. Cette étude a démontré que les variations saisonnières sont importantes et qu'il n'est pas possible d'établir de liens entre la teneur en P des sols, la saturation en P et la teneur en P des eaux de drainage. Les doses de P apportées et les modes de fertilisation ne permettent pas non plus d'établir clairement une relation avec les teneurs en P aux drains. Un enrichissement en P dans les couches inférieures des sols a été noté dans certains sols de textures grossières et de conductivité hydrique excessive. Les auteurs concluent que le risque est davantage associé aux propriétés physiques des sols (forte conductivité hydrique et risque d'écoulements préférentiels) en combinaison avec les facteurs climatiques. Le critère de 30 µg P/l est souvent dépassé de 2 ou 3 fois sans que l'on puisse relier la teneur mesurée aux pratiques de fertilisation. Gangbazo et al. (1998) ont mesuré les charges de phosphore perdu dans les eaux de surface et de drainage souterrain en relation avec une fertilisation P provenant d'une fumure minérale et de lisier de porcs appliqués au printemps en présemis incorporé et en postlevée incorporé entre les rangs de maïs. Les charges moyennes annuelles de P perdu ont été de 0,34 kg P total par hectare dans les eaux de ruissellement et il n'y avait pas de différence entre la fumure minérale et le lisier de porcs. Par contre, l'épandage de lisier en présemis incorporé a produit significativement moins de pertes que l'épandage en postlevée. Dans les eaux des drains souterrains, la charge annuelle perdue a été en moyenne de 0,08 kg/ha de P total. Il n'y avait pas de différence entre les divers modes de fertilisation. On considère généralement que l'incorporation des engrais minéraux et organiques aux sols est un bon moyen de réduire les pertes de phosphore provenant des engrais. L'étude a également démontré

que 81 % du P perdu dans les eaux de ruissellement l'est surtout à cause des processus d'érosion des sols contre 19 % dans les eaux des drains souterrains. Côté (2001) a démontré que les teneurs en phosphore des eaux des drains ne sont pas affectées par la fumure annuelle, ni par l'arrière-effet des applications de lisier des 20 dernières années, à l'exception d'une dose annuelle excessive de 120 t/ha.

De leur côté, Beauchemin et al. (1998) ont démontré que, sur 14 sites où l'eau des drains excédait 30 µg/l de P total, 10 étaient des gleysols. La proportion du phosphore total en P particulaire, P organique et P orthophosphate a été mesurée; chacune de ces formes représente une part appréciable du P total mais les proportions fluctuent selon les saisons. Le P total mesuré aux drains a excédé le critère de 30 µg/l dans 14 échantillons sur 27 en 1994 et 6 échantillons sur 25 en 1995 dans des champs sous culture de soya et de maïs. Le P total dissous dans cette étude a varié entre 5 et 70 µg/l, alors que le P total, incluant les formes particulaires, a varié entre 10 et 117 µg/l. Selon les saisons, les formes de P organique représentent moins de 30 % à plus de 40 % du P total dissous. Simard et al. (2001) et Leclerc et al. (2001) ont démontré que, pour prédire avec une certaine fiabilité les teneurs en P des drains agricoles, des données relatives à la capacité de fixation, la texture, le groupement pédologique et la nature du substratum sont à considérer.

## DEUXIÈME PARTIE

### Mise en place de l'expérience

Plusieurs champs du réseau des « Observatoires de la qualité des sols agricoles du Québec » ont été munis de systèmes de captage des eaux des drains. Le système de drainage souterrain des parcelles a été mis en place par le MAPAQ en 1988 à Saint-Lambert de Lévis. Le raccordement des drains aux puits de collecte d'eau pour chacun des traitements fut effectué à l'automne 1996 ainsi que l'installation du système d'échantillonnage et de comptage de l'eau de ces drains. Depuis 1998, l'IRDA a repris le projet. L'échantillonnage et le comptage de l'eau des drains agricoles se font alors douze mois par année. La mesure du débit d'eau de drainage est réalisée à l'aide d'un auget à bascule jumelé à un compteur électronique autonome. Différentes cultures sont soumises à divers modes de fertilisation. Les éléments nutritifs appliqués annuellement apparaissent aux tableaux 1 et 2.

#### Expérience sur prairie (1900 m<sup>2</sup>/parcelle), Champ 35

Doses d'engrais organique et minéral

- 35A- Fumure minérale : 35 N, 35 P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, 88 K<sub>2</sub>O (kg/ha)
- 35B- Fumier de bovins laitiers : 25 tonnes/hectare après la 1<sup>ère</sup> coupe
- 35C- Fumier de poules : 4 tonnes/hectare après la 1<sup>ère</sup> coupe
- 35D- Lisier de porcs : 30 m<sup>3</sup>/hectare après la 1<sup>ère</sup> coupe

#### Expérience sur cultures commerciales : maïs-grain, orge, canola (1200 m<sup>2</sup>/parcelle), Champ 58

Doses d'engrais organique et minéral

- 58A- Fumier de bovins : 45 tonnes/hectare
- 59B- Témoin : prairie avec fumure minérale
- 58C- Lisier de porcs : 50 m<sup>3</sup>/hectare
- 58D- Fumure minérale : 150 N, 65 P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, 120 K<sub>2</sub>O (kg/ha)

Tableau 1. Total des éléments nutritifs appliqués et des éléments nutritifs disponibles appliqués en kg/ha dans le champ 35

	Traitements	N total	N disponible	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
1997	Fumure minérale (35A)	32	32	108	172
	Fumier de bovins et apport minéral (35B)	102	60	142	291
	Lisier de porcs et apport minéral (35C)	86	57	142	198
	Fumier de poules et apport minéral (35D)	174	103	205	274
1998	Fumure minérale (35A)	25	25	42	112
	Fumier de bovins et apport minéral (35B)	100	34	46	130
	Lisier de porcs et apport minéral (35C)	78	36	119	46
	Fumier de poules et apport minéral (35D)	155	44	123	75
1999	Fumure minérale (35A)	28	28	48	153
	Fumier de bovins et apport minéral (35B)	159	77	80	117
	Lisier de porcs et apport minéral (35C)	86	30	43	42
	Fumier de poules et apport minéral (35D)	135	44	146	80
2000	Fumure minérale (35A)	89	89	48	87
	Fumier de bovins et apport minéral (35B)	189	92	82	203
	Lisier de porcs et apport minéral (35C)	111	51	54	49
	Fumier de poules et apport minéral (35D)	117	39	78	72

Tableau 2. Total des éléments nutritifs appliqués et des éléments nutritifs disponibles appliqués en kg/ha dans le champ 58.

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

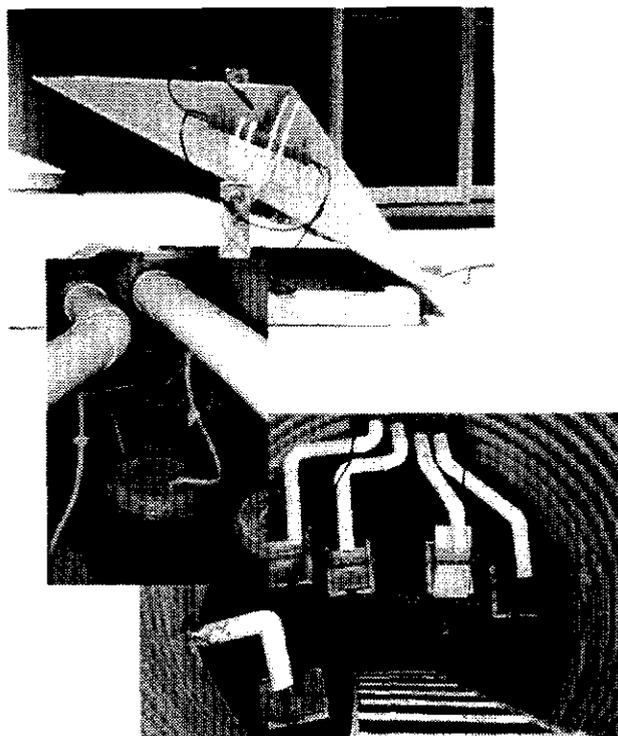


Figure 1. Puits, système de mesure et d'échantillonnage des eaux des drains souterrains

## Résultat

### Concentrations et charges en N et P des eaux des drains selon les modes de fertilisation et les cultures

#### Prairies - N-NO<sub>3</sub>

Sous prairies de luzerne-mil, les pertes annuelles de nitrates ont varié de 2,7 à 13,0 kg N-NO<sub>3</sub>/ha selon les cycles et les modes de fertilisation. La fumure minérale a produit le moins de perte avec 2,7 à 7,4 kg N-NO<sub>3</sub> selon les cycles comparativement à 5,2 à 12,3 kg N-NO<sub>3</sub> pour le fumier de bovins, de 7,0 à 12,3 kg N-NO<sub>3</sub> pour le fumier de poules et de 10,3 à 13,0 pour le lisier de porcs. Cet effet peut être attribuable aux doses d'azote total appliquées, plus élevées pour les engrais de ferme, et à une minéralisation plus importante de l'azote du sol à l'automne dans les parcelles qui reçoivent régulièrement des engrais de ferme. Berrouard et al. (2001) ont trouvé plus de reliquats de nitrates à l'automne dans les sols des parcelles fertilisées au lisier de porcs et au fumier de volailles. Ils ont établi une relation entre les teneurs en nitrates du profil de sol et les pertes en nitrates aux drains.

La concentration moyenne saisonnière pondérée a varié de 0,71 à 8,33 mg N-NO<sub>3</sub>/l en été, de 0,91 à 7,7 mg/l à l'automne, de 0,48 à 5,24 mg N-NO<sub>3</sub>/l en hiver et de 1,60 à 6,32 mg N-NO<sub>3</sub>/l au printemps. La concentration moyenne annuelle pondérée a varié selon les cycles de 1,14 à 3,74 mg N-NO<sub>3</sub>/l avec la fumure minérale, de 1,80 à 5,18 avec le fumier de bovins, de 2,59 à 4,93 mg N-NO<sub>3</sub>/l avec le fumier de poules et de 2,89 à 5,47 mg N-NO<sub>3</sub>/l avec le lisier de porcs. La teneur en nitrates sous prairies, bien qu'affectée par les modes de fertilisation, demeure globalement basse. Il en va de même des charges de nitrates perdus à l'hectare. Cette culture peut donc être considérée comme saine relativement aux pertes de nitrates aux drains et elle contribue, par la qualité de ses eaux, à l'assainissement de l'ensemble de la ferme en compensant notamment pour les charges plus importantes produites par d'autres cultures.

#### Prairies - N-NH<sub>4</sub>

Sous prairies mixtes de luzerne-mil, les pertes annuelles d'azote ammoniacal ont varié de 56 à 851 g N-NH<sub>4</sub>/ha selon les cycles et les modes de fertilisation. Selon les cycles, la fumure minérale a produit des pertes de 56 à 489 g N-NH<sub>4</sub>/ha, le fumier de bovins de 138 à 851 g N-NH<sub>4</sub>/ha, le fumier de poules de 115 à 534 g N-NH<sub>4</sub>/ha et le lisier de porcs de 118 à 322 g N-NH<sub>4</sub>/ha. La concentration moyenne saisonnière aux drains a varié de 0,022 à 0,184 mg N-NH<sub>4</sub>/l en été, de 0,039 à 0,072 mg N-NH<sub>4</sub>/l en automne, de 0,002 à 0,064 en hiver et de 0,022 à 0,352 mg N-NH<sub>4</sub> au printemps. Il semble que les concentrations et les charges perdues sont plus importantes au printemps, comme ce fut particulièrement le cas au printemps 1999 où les concentrations mesurées excédait nettement les concentrations moyennes des autres saisons. Cette année-là, les pertes printanières ont représenté 77,8 % des pertes annuelles de N-NH<sub>4</sub>. L'azote ammoniacal diffère donc de l'azote nitrique sous cet aspect, les concentrations de N-NO<sub>3</sub> étant plus élevées à l'automne.

La concentration moyenne annuelle pondérée a varié selon les saisons de 0,028 à 0,124 mg N-NH<sub>4</sub> avec la fumure minérale, de 0,058 à 0,209 mg N-NH<sub>4</sub>/l avec le fumier de bovins, de 0,048 à 0,113 mg N-NH<sub>4</sub>/l avec le fumier de poules et de 0,044 à 0,072 mg N-NH<sub>4</sub>/l avec le lisier de porcs.

## **Prairies - P total dissous**

Sous prairies, les pertes annuelles de P total dissous ont varié de 41,3 à 236,2 g P/ha, selon les cycles et les modes de fertilisation. La fumure minérale a produit le moins de perte avec 41,3 à 76,1 g P/ha selon les cycles, comparativement à 72,6 à 236,2 g P/ha pour le fumier de bovins, de 57,7 à 160,5 g P/ha pour le fumier de poules et de 68,4 à 133,1 g P/ha pour le lisier de porcs. Une charge comparable sous forme particulaire est également perdue aux drains. Globalement, les pertes de P par les systèmes de drainage agricole demeurent faibles si on les compare aux pertes par ruissellement qui seraient, d'après plusieurs études, de dix à vingt fois supérieures. Voilà une distinction importante à faire, les pertes de P se font principalement dans les eaux de ruissellement alors que les pertes de nitrates se font principalement par les eaux de drainage. Selon les cycles, les pertes automnales ont été soit plus faibles ou plus fortes que les pertes printanières.

La concentration moyenne saisonnière pondérée a varié de 18,2 à 107,3 µg P/l en été, de 17,3 à 73,9 µg P/l au printemps, de 8,7 à 87,0 µg P/l en hiver et de 10,1 à 131,7 µg P/l au printemps, selon les cycles et les modes de fertilisation. La concentration moyenne annuelle a varié de 17,7 à 22,4 µgP/l avec la fumure minérale, de 25,1 à 99,6 µg P/l avec le fumier de bovins, de 24,2 à 64,5 µg P/l avec le fumier de poules et de 25,8 à 56,6 µg P/l avec le lisier de porcs. La fumure minérale montre des concentrations plus faibles en P total dissous que les divers modes de fumures organiques.

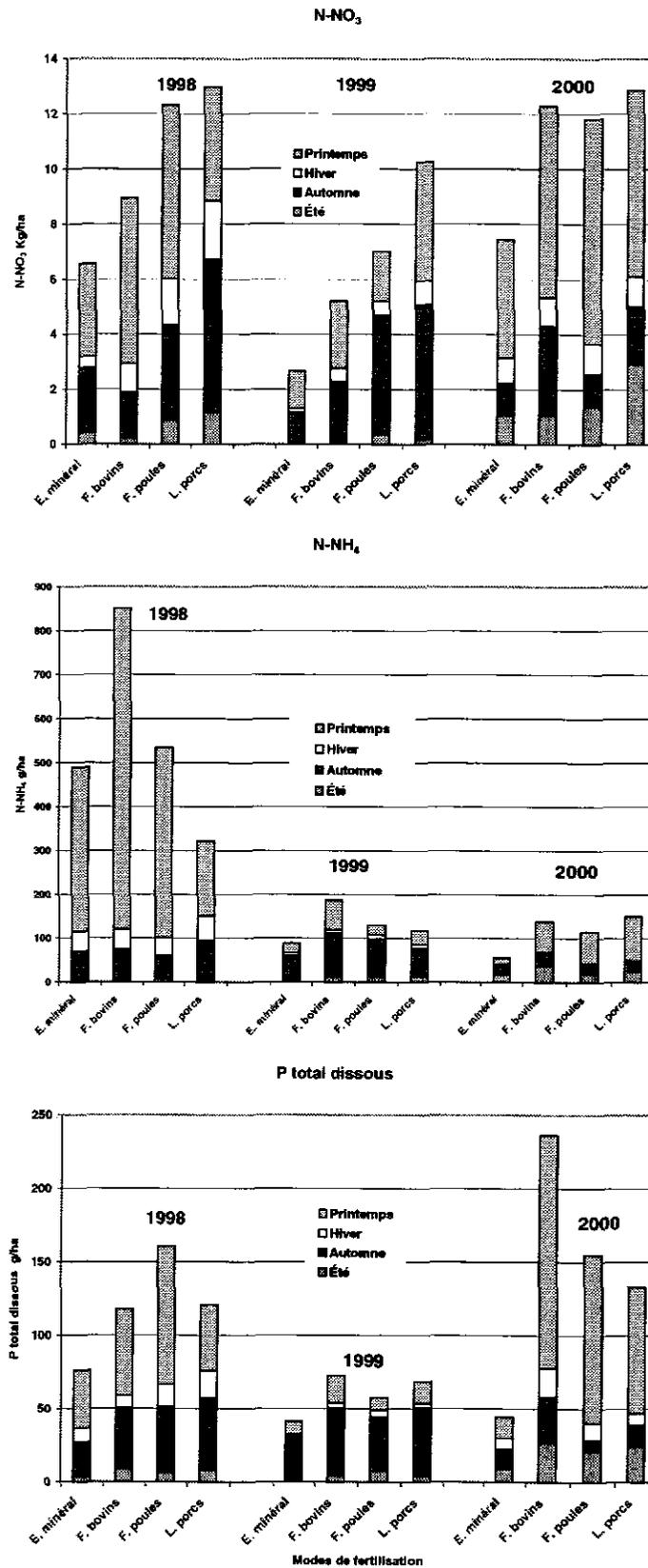


Figure 2. Charges annuelles des éléments nutritifs perdus aux drains sous prairies

### **Maïs-grain - N-NO<sub>3</sub>**

Sous maïs-grain, les pertes annuelles de nitrates ont varié de 17,8 à 35,8 kg N-NO<sub>3</sub>/ha selon les saisons et les modes de fertilisation. Sous fumure minérale, la charge annuelle perdue aux drains a varié de 17,8 à 22,8 kg N-NO<sub>3</sub>/ha, de 23,2 à 30,9 kg N-NO<sub>3</sub>/ha avec le fumier de bovins et de 33,6 à 35,8 kg N-NO<sub>3</sub> avec le lisier de porcs. À titre comparatif, une parcelle témoin sous prairie de mil-trèfle rouge avec fumure minérale a perdu au cours de la même période de 6,0 à 7,7 kg N-NO<sub>3</sub>/ha. Les pertes automnales ont représenté 34 % des pertes annuelles pour le cycle 1 et 54 % pour le cycle 2.

La concentration moyenne saisonnière pondérée a varié de 5,6 à 17,7 mg N-NO<sub>3</sub>/l en été, de 8,6 à 16,0 mg N-NO<sub>3</sub>/l à l'automne, de 4,7 à 12,5 mg N-NO<sub>3</sub>/l en hiver et de 2,6 à 7,7 mg N-NO<sub>3</sub>/l au printemps. Les concentrations printanières sont plus faibles que celles automnales. Ces résultats confirment ceux de Rivest et Leduc (1998). La concentration moyenne annuelle pondérée a varié de 5,4 à 7,2 mg N-NO<sub>3</sub>/l avec la fumure minérale, de 7,4 à 9,5 mg N-NO<sub>3</sub>/l avec le fumier de bovins et de 9,7 à 11,0 mg N-NO<sub>3</sub>/l avec le lisier de porcs.

### **Maïs-grain - N-NH<sub>4</sub>**

Sous maïs-grain, les pertes annuelles d'azote ammoniacal ont varié de 131 à 491 g N-NH<sub>4</sub>/ha selon les cycles et les modes de fertilisation. La fumure minérale a produit selon les cycles, une perte annuelle de 210 à 227 g N-NH<sub>4</sub>/ha, de 131 à 227 g N-NH<sub>4</sub>/ha pour le fumier de bovins et de 214 à 491 g NH<sub>4</sub>/ha pour le lisier de porcs. Le lisier de porcs se distingue significativement des autres modes de fertilisation pour les pertes annuelles de N-NH<sub>4</sub>. Tout comme ce fut le cas pour les prairies, on mesure des pertes printanières de N-NH<sub>4</sub> importantes, particulièrement au printemps 2000 où les pertes représentent 62,6 % des pertes annuelles.

La concentration moyenne saisonnière pondérée a varié de 0,023 à 0,085 mg N-NH<sub>4</sub>/l en été, de 0,046 à 0,115 mg N-NH<sub>4</sub>/l en automne, de 0,050 à 0,089 mg N-NH<sub>4</sub>/l en hiver et de 0,032 à 0,219 mg N-NH<sub>4</sub>/l au printemps. Sous lisier au printemps 2000, on a enregistré les plus fortes moyennes saisonnières, soit 0,219 mg N-NH<sub>4</sub>/l.

La concentration moyenne annuelle pondérée a varié de façon importante selon les cycles. Elle est plus élevée en 1999-2000 qu'en 2000-2001. Avec la fumure minérale, la teneur a varié de 0,067 à 0,068 mg N-NH<sub>4</sub>/l, sous lisier de porcs, de 0,066 à 0,143 mg N-NH<sub>4</sub>/l, et sous fumier de bovins, de 0,040 à 0,072 mg N-NH<sub>4</sub>/l.

### **Maïs-grain - P total dissous**

Sous maïs-grain, les pertes annuelles de P total dissous ont varié de 85,1 à 231,7 g P/ha, selon les cycles et les modes de fertilisation. Avec la fumure minérale, les pertes annuelles aux drains ont varié de 95,6 à 118,3 g P/ha, sous fumiers de bovins, elles ont varié de 85,1 à 128,1 g P/ha et sous lisier de porcs de 137,6 à 231,7 g P/ha.

La concentration moyenne saisonnière pondérée a varié de 8 à 61 µg P/l en été, de 20 à 82 µg P/l en automne, de 10 à 44 µg P/l en hiver et de 22 à 116 µg P/l au printemps. La concentration moyenne annuelle pondérée a varié de 30 à 36 µgP/l sous fumure minérale, de 26 à 41 µg P/l avec le fumier de bovins et de 42 à 67 µg P/l avec le lisier de porcs.

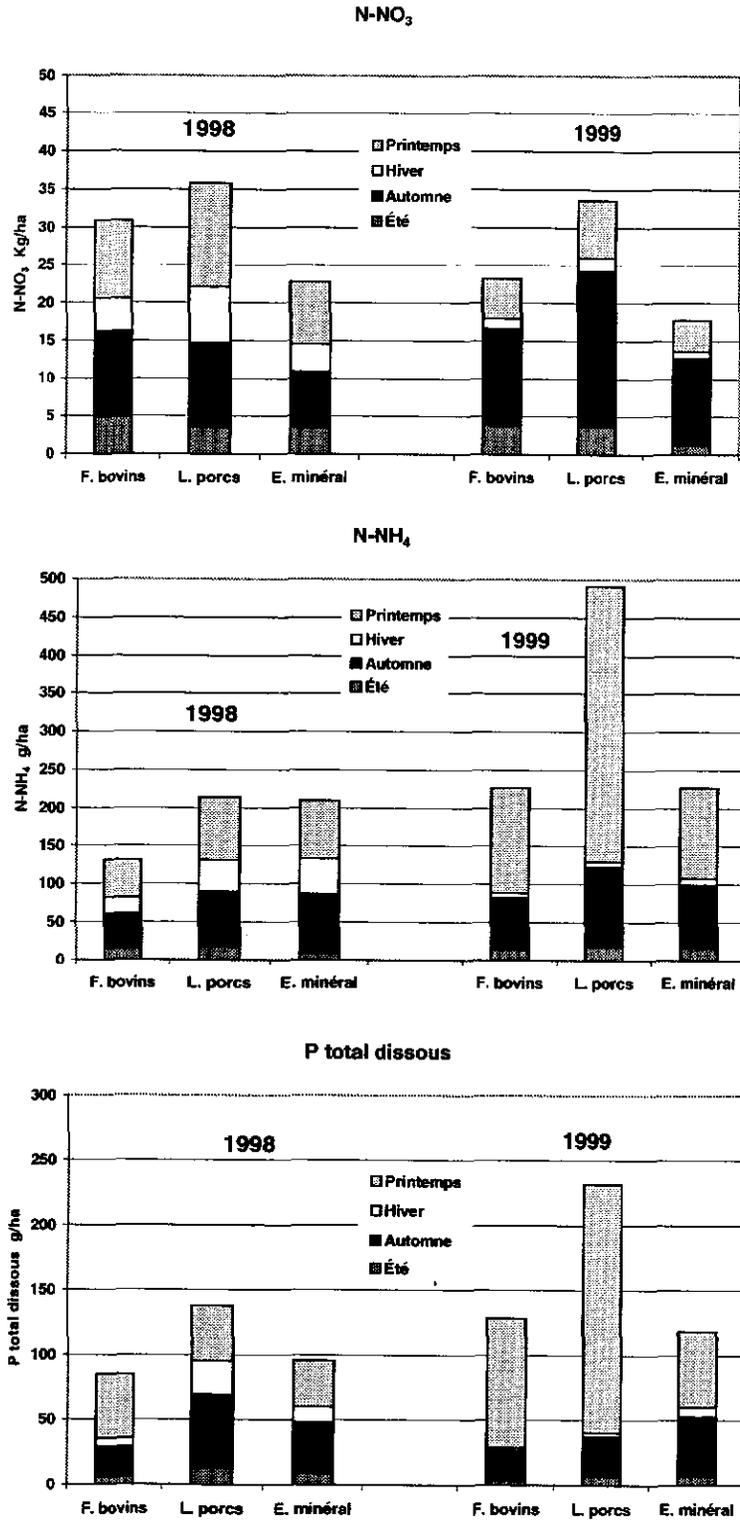


Figure 3. Charges annuelles des éléments nutritifs perdus aux drains sous maïs-grain

### **Orge – N-NO<sub>3</sub>**

Sous l'orge, les pertes annuelles de nitrates ont varié de 16,3 à 36,7 kg N-NO<sub>3</sub>/ha selon les modes de fertilisation. Les pertes annuelles ont été respectivement de 16,3 sous fumure minérale, de 20,4 sous fumier de bovins et de 36,7 sous lisier de porcs. L'utilisation de lisier à la dose de 50 m<sup>3</sup>/ha a donc augmenté les charges de nitrates perdus aux drains sous l'orge.

La concentration moyenne saisonnière pondérée a varié de 4,7 à 10,5 mg N-NO<sub>3</sub>/l en été, de 5,8 à 12,1 mg N-NO<sub>3</sub>/l en automne, de 5,1 à 9,6 mg N-NO<sub>3</sub>/l en hiver et de 4,5 à 9,5 mg N-NO<sub>3</sub>/l au printemps, selon le mode de fertilisation. La concentration moyenne annuelle pondérée a été de 5,4 mg N-NO<sub>3</sub>/l sous fumure minérale, de 5,9 mg N-NO<sub>3</sub>/l sous fumier de bovins et de 10,1 mg N-NO<sub>3</sub>/l sous lisier de porcs.

### **Orge – N-NH<sub>4</sub>**

Sous l'orge, les pertes annuelles d'azote ammoniacal ont varié de 70 à 466 g/ha. La fumure minérale a fourni une perte de 70 g N-NH<sub>4</sub>/ha, le fumier de bovins de 100 g N-NH<sub>4</sub>/ha et le lisier de porcs de 466,7 g N-NH<sub>4</sub>/ha. Un lessivage particulièrement important, suite à des pluies abondantes après l'épandage en début de saison, a été mesuré sous lisier de porcs. Ce lessivage en début de saison est responsable de la majorité des pertes sous lisier.

La concentration moyenne saisonnière pondérée a varié de 0,023 sous fumure minérale, à 0,029 sous fumier de bovins et à 0,013 sous lisier de porcs. L'écoulement préférentiel de lisier de porcs vers les drains a affecté substantiellement les concentrations d'azote ammoniacal, particulièrement en début de saison.

### **Orge – P total dissous**

Sous l'orge, les pertes annuelles de P total dissous ont varié de 105 à 149 g P/ha selon les modes de fertilisation. La fumure minérale a produit une charge aux drains de 105 g P/ha, le fumier de bovins de 149 g P/ha et le lisier de porcs de 117 g P/ha.

La concentration moyenne saisonnière pondérée a varié de 5 à 139 µg P/l en été, de 10 à 15 µg P/l en automne, de 27 à 48 µg P/l en hiver et de 21 à 55 µg P/l au printemps, selon les modes de fertilisation. Pour la fumure minérale, la concentration moyenne annuelle pondérée a été de 35 µg P/l, pour le fumier de bovins de 43 µg P/l et pour le lisier de porcs de 32 µg P/l. Il y a donc très peu de différence dans la concentration en P total dissous des eaux de drainage selon les modes de fertilisation.

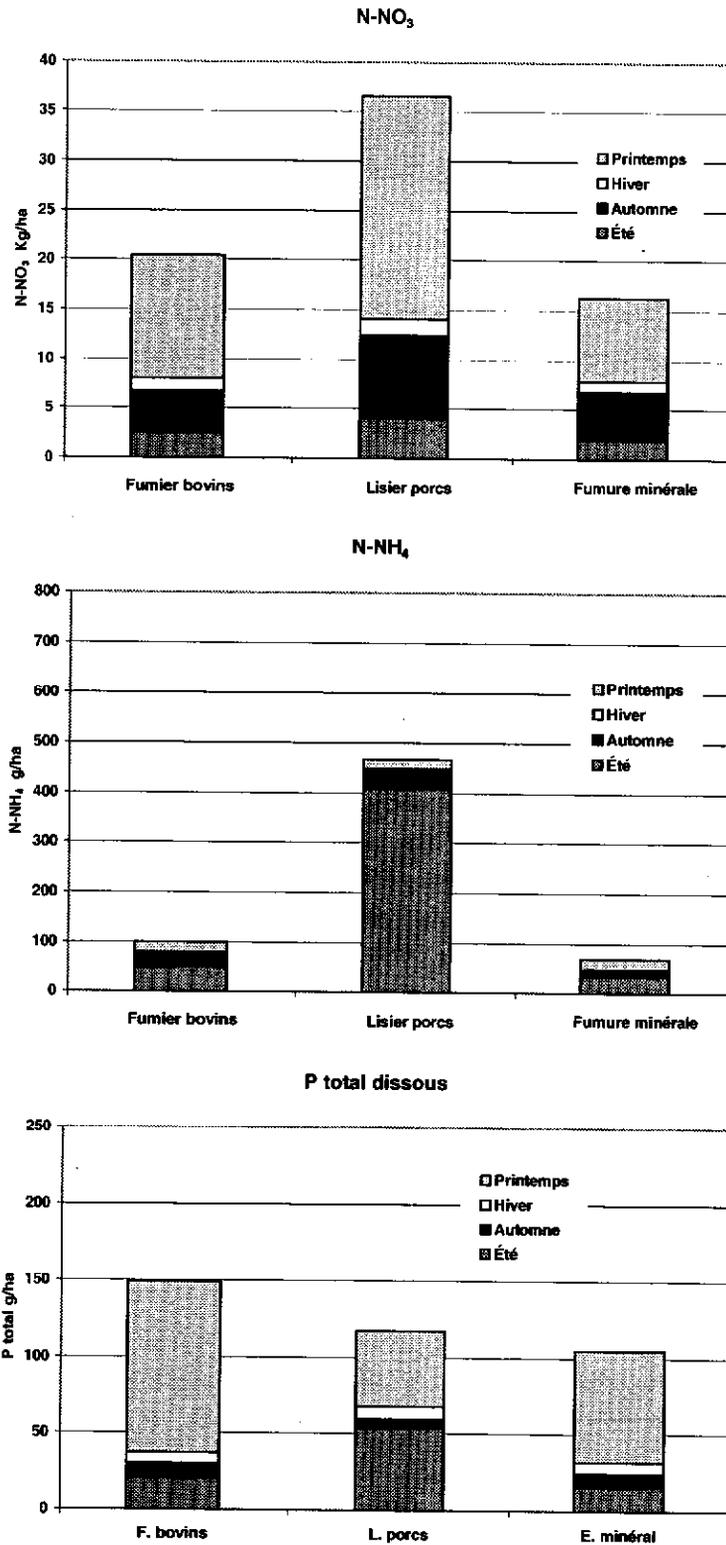


Figure 4. Charges annuelles des éléments nutritifs perdus aux drains sous l'orge

### **Critères relatifs à concentration en nitrates (N-NO<sub>3</sub>), en ammonium (N-NH<sub>4</sub>) et phosphore (P total dissous) selon les cultures**

Afin d'établir la répartition des concentrations de N-NO<sub>3</sub>, N-NH<sub>4</sub> et P total dissous selon la fréquence des concentrations mesurées pour les cultures, nous avons établi la distribution des concentrations respectives en rangs percentiles. Chacune des concentrations ponctuelles mesurées pour tous les modes de fertilisation et pour tous les cycles a servi pour établir ces courbes de distribution spécifiques à chaque culture. Ces courbes permettent d'établir deux valeurs de référence importantes. La première est la concentration médiane associée au niveau 50 % de la distribution. La seconde est la concentration critique associée au niveau 90 % (tableau 3).

### **Critères d'interprétation pour N-NO<sub>3</sub> selon les cultures**

Dans les prairies mixtes, la concentration médiane (50 %) dans l'eau des drains agricoles a été de 2,5 mg N-NO<sub>3</sub>/l et la concentration critique (90 %) de 6,1 mg N-NO<sub>3</sub>/l pour la période de 1998-2001. Pour le canola, la concentration médiane a été de 4,6 mg N-NO<sub>3</sub>/l et la concentration 90 % de 9,4 mg N-NO<sub>3</sub>/l. Pour l'orge, la concentration médiane a été de 5,3 mg N-NO<sub>3</sub>/l et la concentration 90 % de 10 mg N-NO<sub>3</sub>/l. Pour le maïs-grain, les résultats ont montré une valeur médiane de 7,3 mg N-NO<sub>3</sub>/l et une valeur 90 % de 14,7 mg N-NO<sub>3</sub>/l. (figure 5)

Le type de culture est très relié aux concentrations de nitrates dans les eaux des drains. Dans l'ordre croissant, on retrouve : prairie < orge ≅ canola < maïs. L'interprétation d'une teneur en nitrates dans un drain agricole ne doit pas être faite en considérant un critère de référence arbitraire, par exemple 10 mg N-NO<sub>3</sub>/l, mais considérer des critères plus spécifiques pour chaque culture. Ainsi une concentration de 10 mg N-NO<sub>3</sub>/l peut être considérée comme anormalement élevée pour une prairie et faible pour un champ de maïs.

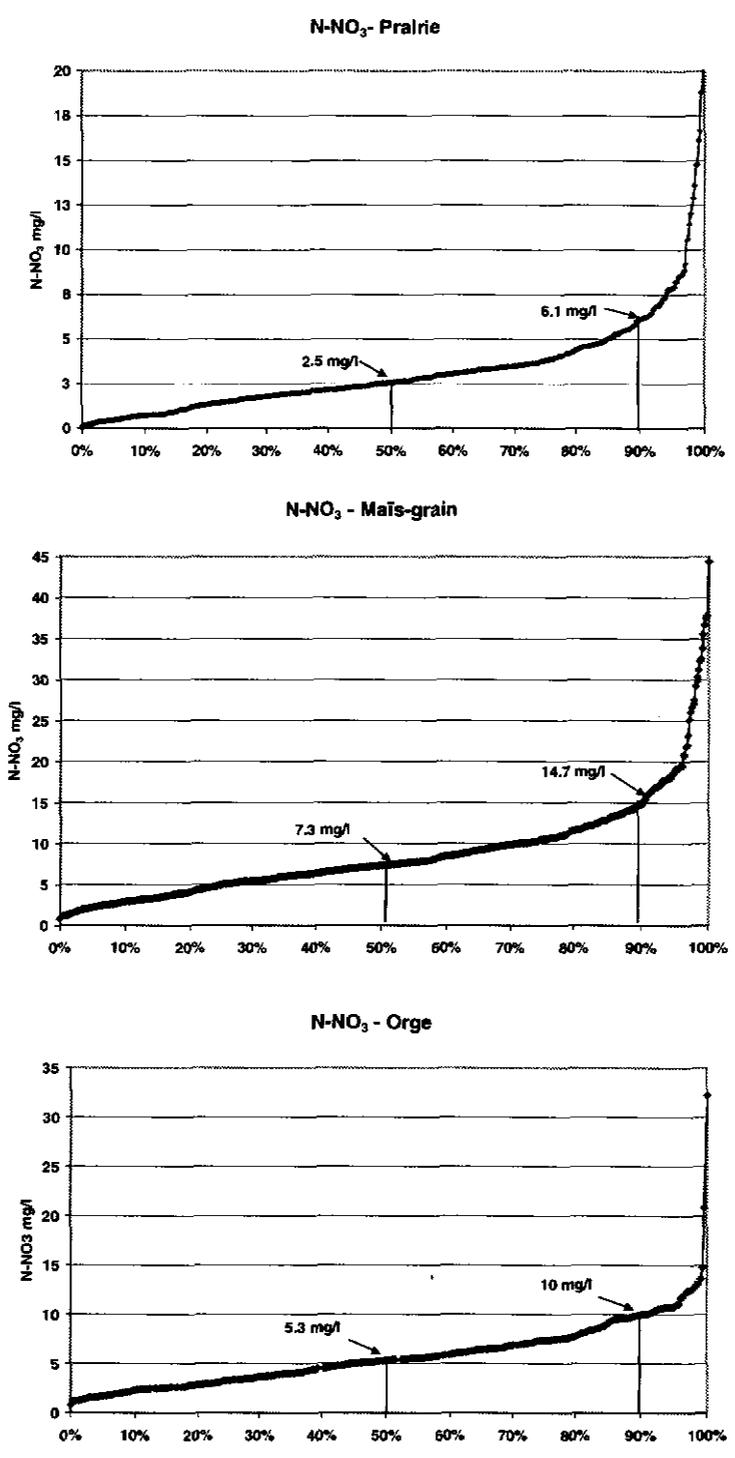


Figure 5. Distribution percentile des concentrations en nitrates de l'eau des drains selon les cultures

## Critères d'interprétation pour N-NH<sub>4</sub> selon les cultures

Dans les prairies mixtes, la concentration médiane (50 %) dans l'eau des drains agricoles a été de 0,03 mg N-NH<sub>4</sub>/l et la concentration critique (90 %) de 0,19 mg N-NH<sub>4</sub>/l pour la période 1998-2001. Pour le canola, la concentration médiane a été de 0,03 mg N-NH<sub>4</sub>/l et la concentration 90 % de 0,09 mg N-NH<sub>4</sub>/l. Pour l'orge, la concentration médiane a été de 0,012 mg N-NH<sub>4</sub>/l et la concentration 90 % de 0,08 mg N-NH<sub>4</sub>/l. Pour le maïs-grain, la concentration médiane est de 0,04 mg N-NH<sub>4</sub>/l et la concentration 90 % de 0,14 mg N-NH<sub>4</sub>/l (figure 6).

Il semble que des concentrations en N-NH<sub>4</sub> supérieures à 0,1 mg N-NH<sub>4</sub>/l dans les eaux des drains peuvent être associées à un écoulement préférentiel d'azote et constituent une charge de pollution diffuse si le volume d'eau est important. Toutes cultures confondues, le niveau critique de N-NH<sub>4</sub> dans les eaux des drains est de 0,12 mg N-NH<sub>4</sub>/l.

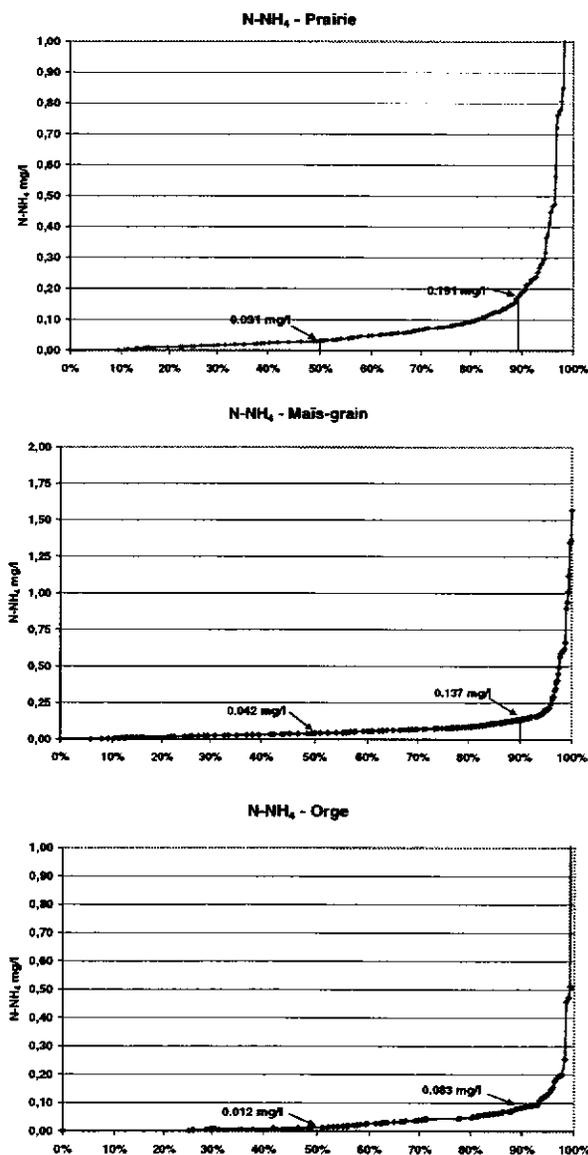


Figure 6. Distribution percentile des concentrations en ammonium de l'eau des drains selon les cultures

## Critères d'interprétation pour P total dissous selon les cultures

Dans les prairies mixtes de luzerne, la concentration médiane (50 %) dans l'eau des drains agricoles a été de 25 µg P/l et la concentration critique (90 %) de 105 µg P/l pour la période de 1998-2001. Pour le canola, la concentration médiane a été de 26,5 µg P/l et la concentration 90 % de 72 µg P/l. Pour l'orge, la concentration médiane a été de 25 µg P/l et la concentration critique de 67 µg P/l. Pour le maïs-grain, les résultats ont montré une valeur médiane de 27,5 µg P/l et une valeur 90 % de 85 µg P/l. (figure 7)

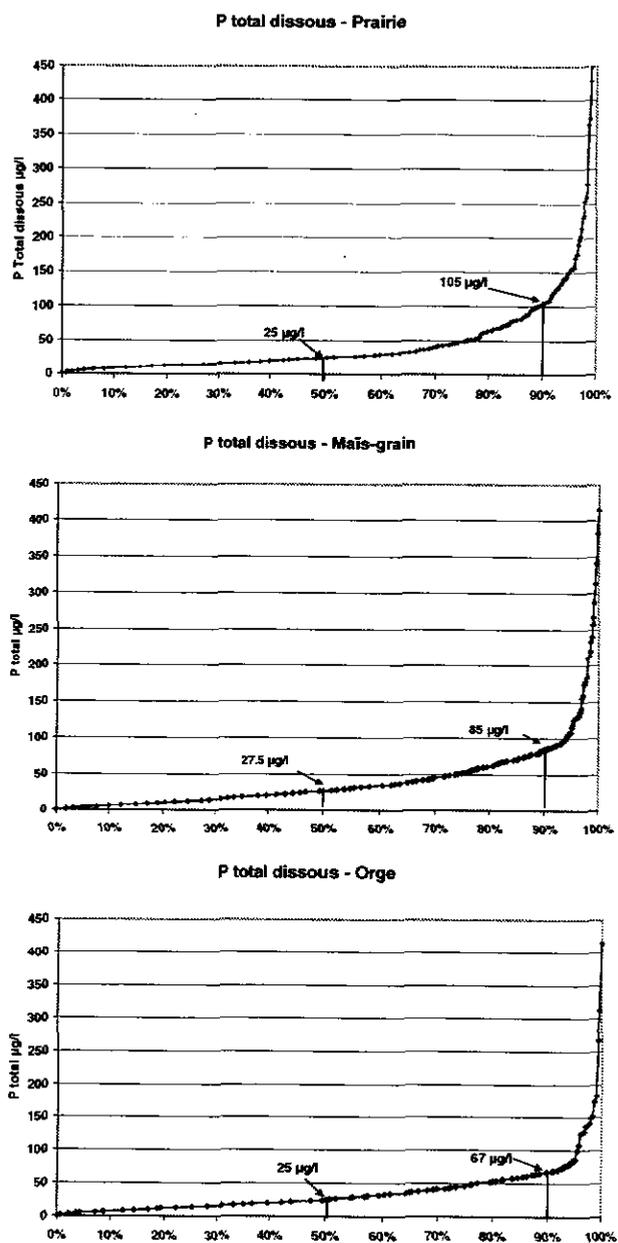


Figure 7. Distribution percentile des concentrations en P total dissous de l'eau des drains selon les cultures

Le type de culture exerce un effet peu important sur la teneur en P dissous dans les eaux de drainage. Le maïs-grain, l'orge, le canola et la prairie de luzerne-mil montrent une teneur médiane (50 %) assez semblable, d'environ 25 µg P/l. Le niveau critique (90 %) est également relativement semblable pour ces cultures, soit de 60 à 85 µg P/l, sauf pour la prairie mixte luzerne-mil qui a montré une teneur 90 % plus élevée avec 105 µg P/l. Le comportement du P aux drains diffère donc substantiellement de celui des nitrates en ce qui concerne l'incidence des cultures. Le critère 30 µg P/l auquel on réfère souvent, pour l'interprétation des concentrations dans les eaux de surface, se rapproche beaucoup de la valeur médiane (50 %) de la distribution. Les concentrations critiques, correspondant au niveau 90 % de la distribution percentile, montrent pour les prairies une teneur critique de 105 µg P/l, de 60 à 85 µg P/l pour le maïs-grain, de 68 µg P/l pour l'orge et de 72 µg P/l pour le canola. Ces résultats ont été obtenus avec des pratiques de fertilisation appropriées agronomiquement et environnementalement acceptables et ils permettent de préciser les valeurs critiques entre ce qu'on pourrait appeler le bruit de fond agricole et la pollution diffuse. Toutes cultures confondues, le niveau critique 90 % dans les eaux des drains est de 78 µg P/l, alors que la concentration médiane est de 26 µg P/l.

**Tableau 3. Concentration en nitrates (N-NO<sub>3</sub>), en ammonium (N-NH<sub>4</sub>) et P total dissous correspondant à un niveau de 50 % et 90 % de la distribution en rang percentile des teneurs dans les eaux des drains souterrains.**

Culture	N-NO <sub>3</sub> (mg/l)		N-NH <sub>4</sub> (mg/l)		P total dissous ( g/l)	
	50 %	90 %	50 %	90 %	50 %	90 %
Prairie mixte	2,5	6,1	0,03	0,19	25	105
Orge	5,3	10,0	0,01	0,08	25	67
Canola	4,6	9,4	0,03	0,09	26,5	72
Maïs-grain	7,3	14,7	0,04	0,14	27,5	85
Toutes cultures confondues	4,3	12,1	0,03	0,12	26	78

## CONCLUSION

---

La présente étude a permis de préciser l'influence du système de drainage souterrain sur les pertes d'éléments. Les drains souterrains constituent une voie d'évacuation importante pour l'azote nitrique, spécialement pour le maïs-grain, mais beaucoup plus limitée pour l'azote ammoniacal et le phosphore. Toutefois, les écoulements préférentiels font en sorte que, dans certaines situations impliquant des interactions entre les conditions climatiques, les propriétés des sols et les épandages d'engrais, on mesure des pertes accrues en  $N-NH_4$  et P total dissous. Ces conditions sont cependant très difficiles à prédire et l'agriculteur a peu de contrôle sur ces pertes. Si on compare ces résultats avec ceux rapportés pour les eaux de ruissellement en surface, on trouve que les pertes aux drains ne représentent qu'environ 10 % des pertes annuelles pour le phosphore, mais environ 90 % des pertes de nitrates. Les prairies perdent beaucoup moins de nitrates que les autres cultures mais autant de phosphore et d'azote ammoniacal dans les drains. Les pertes d'éléments nutritifs tendent à être plus élevées avec les engrais de ferme comparativement aux engrais minéraux.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

- Angle, S.S., C.M. Gross, R.L. Hill et M.S. McIntosh. 1993. Soil nitrate concentrations under corn as affected by tillage manure and fertilizer applications. *J. Environ. Qual.* 22 : 141-147.
- Beauchemin, S., R.R. Simard et D. Cluis. 1998. Forms and concentration of phosphorus in drainage water of twenty-seven tile-drained soils. *J. Environ. Qual.* 27 : 721-728.
- Berrouard, A., M. Giroux, M. Blackburn et R. Royer. 2001. Effet des systèmes culturaux et des modes de fertilisation sur les nitrates résiduels dans les sols et les pertes aux drains. Rapport de stage. U. Laval-IRDA.
- Bjorneberg, D.L., R.S. Kanwar et S.W. Melvin. 1996. Seasonal changes in flow and nitrate-N loss from subsurface drains. *Transactions of ASAE* 39: 961-976.
- Bjorneberg, D.L., D.L. Karlen, R.S. Kanwar et C.A. Cambardella. Alternative N fertilizer management strategies effects on subsurface drain effluent and N uptake. *Applied engineering in agriculture.* 14: 469-473.
- Côté, D. 2001. Impact des arrière-effets et de la fertilisation récente avec du lisier de porcs sur la qualité de l'eau de drainage. Communication personnelle.
- Gangbazo, G., D. Côté, A.R. Pesant et G.M. Barnett. 1998. Effets de l'épandage du lisier de porcs en présemis ou en postlevée sur la qualité de l'eau et du sol et la production du maïs-grain. *Dir. écosystèmes aquatiques. Min. Environnement et Faune du Québec.*
- Gangbazo, G., A.R. Pesant et G.M. Barnett. 1997. Effet de l'épandage des engrais minéraux et de grandes quantités de lisier de porcs sur l'eau, le sol et les cultures. *Dir. écosystèmes aquatiques. Min. Environnement et Faune du Québec.* 37 p.
- Gangbazo, G., et F. Babin. 2000. Pollution de l'eau des rivières dans les bassins versants agricoles. *Vecteur environnement.* 33 (4) : 47-57.
- Giroux, M. et T.S. Tran. 1995. Effet des doses et des modes d'apport des engrais azotés sur le rendement et la qualité du maïs-ensilage et sur les reliquats de nitrates dans les sols. *Agrosol* 8 (1) : 3-11.
- Guertin, S.P., G.M. Barnett, A. Pesant, L.E. Parent, M. Giroux et A.F. Mackenzie. 2001. Effet de pratiques culturales dans la culture de maïs en terrain vallonné sur les risques de contamination des eaux de ruissellement et de drainage. *Agrosol* 11 (2) : 107-113.
- Guertin, S.P., G.M. Barnett, A. Pesant, L.E. Parent, M. Giroux et A.F. Mackenzie. 1997. Évaluation des besoins en engrais N, P et K dans la culture du maïs selon les caractéristiques du sol et des systèmes culturaux. *Entente auxiliaire Canada-Québec pour un environnement durable.* 139 p.
- Leclerc, M.L., M.C. Nolin, D. Cluis et R.R. Simard. 2001. Grouping soils of the Montreal Lowlands (Quebec) according to fertility and P sorption and desorption characteristics. *Can. J. Soil Sci.*: 71-83.
- Madramootoo, C.A., Wiyo, K.A. et P. Enright. 1992. Nutrient losses through tile drains from two potato fields. *Applied engineering in agriculture.* 8 (5): 639-646.

- Miller, M.H. 1990. Impact of nutrient use in crop production on water quality. Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole. CPVQ, p. 139-150.
- Pesant, A.R., J.L. Dionne et J. Genest. 1987. Soil and nutrient losses in surface runoff from conventional and no-till corn systems. Can. J. Soil. Sci. 67: 835-843.
- Pesant, A.R., M. Perron, G.M. Barnett, S.P. Guertin, A. Bélanger et G. Gangbazo. 1997. Effet de la période et du type de travail primaire du sol sur la perte d'azote et de phosphore dans les eaux de surface et de drainage dans les cultures du maïs-grain et de l'orge. Colloque de l'Entente Canada-Québec pour un environnement durable en agriculture. p. 53-57.
- Piché, I. et G. Gangbazo. 1991. Étude de la qualité des eaux de drainage souterrain. Dir. assainissement agricole. Min. Environnement du Québec. 37 p.
- 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. J. Environmental Qual. 26 : 1240-1247.
- Rivest, R. et P. Leduc. 1998. Évaluation du risque de pollution diffuse associé au phosphore des sols classés excessivement riches. MAPAQ et Soc. Agr. du comté de St-Hyacinthe. 67 p.
- Roth, G.W. et R.H. Fox. 1990. Soil nitrate accumulations following nitrogen-fertilized corn in Pennsylvania. J. Environ. Qual. 19: 243-248.
- Simard, R.R., S. Beauchemin et M.G. Nolin. 2001. Prédiction de la teneur en P de l'eau de drainage de deux écosystèmes de basses-terres. Compte-rendu du 15<sup>e</sup> congrès de l'AQSSS.
- Simmelsgaard, S.E. 1998. The effect of crop, N-level, soil type and drainage on nitrate leaching from Danish soil. Soil use and management 14: 30-36.
- Tran, T.S. 1995. Efficacité et devenir de l'engrais azoté marqué (<sup>15</sup>N) appliqué à la culture de maïs (*Zea mays L.*). Thèse de doctorat. Fac. Sci. Agric. et Alimentation. U. Laval, Qué.
- Tran, T.S. et M. Giroux. 1998. Étude du bilan de l'engrais azoté (<sup>15</sup>N) pour le maïs cultivé dans différents types de sol. Agrosol 10 (2) : 50-56.
- Tran, T.S. et M. Giroux. 1991. Effects of N rates and harvest dates on the efficiency of <sup>15</sup>N-labelled fertilizer on early harvested potatoes (*Solanum tuberosum L.*). Can. J. Soil Sci. 71: 519-532.