

Effets du lisier de porc sur la charge d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement sous des pluies simulées

G. GANGBAZO¹, D. COUILLARD², A.R. PESANT³ et D. CLUIS²

¹Ministère de l'environnement du Québec, Dir. milieu agricole, 2360 chemin Ste-Foy, 2e étage, Ste-Foy, QC, Canada G1V 4H2; ²INRS-Eau, Université du Québec, C.P. 7500, Ste-Foy, QC, Canada G1P 3W8; et ³Agriculture Canada, Station de recherches, C.P. 90, Lennoxville, QC, Canada J1M 1Z3. Contribution No. 406. Reçue le 12 février 1992; acceptée le 3 mai 1993.

Gangbazo, G., Couillard, D., Pesant, A.R. et Cluis, D. 1993. Effets du lisier de porc sur la charge d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement sous des pluies simulées. *Canadian Agricultural Engineering* 35:97-103. Les charges d'azote total Kjeldahl (NTK), ammoniacales ($N-NH_4^+$), nitrates ($N-NO_3^-$) et de phosphore total (PTotal) et orthophosphate ($P-PO_4^{3-}$) dans l'eau de ruissellement suite à l'épandage du lisier de porc ont été évaluées en simulant des pluies printanières de la région de l'Estrie (sud-est du Québec) sur un loam sablo-argileux Coaticook (Gleysol humique) contenu dans des caissettes (sans culture) sur une pente de 3% ayant 0,26 m² de surface et contenant 400 mm de sol. On a utilisé un plan factoriel avec quatre facteurs et trois répétitions. Ces facteurs sont le taux d'épandage (0, 27,3 et 54,6 m³ lisier·ha⁻¹), le mode d'épandage (en surface, par enfouissement à 200 mm de profondeur), le délai entre l'épandage et l'événement de pluie (1, 24 et 48h), et l'intensité-durée de la précipitation (11 mm·h⁻¹ durant 142 minutes, 22 mm·h⁻¹ durant 71 minutes). Les résultats montrent que sauf dans le cas de $N-NH_4^+$ où le taux d'épandage le plus élevé apporte onze fois plus d'azote ammoniacal qu'il y en avait dans le sol avant l'épandage, la contribution du lisier en NTK, $N-NO_3^-$ et en PTotal et $P-PO_4^{3-}$ est relativement négligeable. Pour cette raison plus de 99% de la charge d'azote exportée par l'eau de ruissellement est sous forme ammoniacale, pour les taux moyen et élevé, quel que soit le délai entre l'épandage et l'événement de pluie. L'épandage du lisier de porc à la surface du sol a augmenté significativement les charges d'azote et de phosphore, surtout lorsque la pluie a lieu dans l'heure qui suit l'épandage. Par contre, l'enfouissement n'a eu aucun effet significatif sur les charges d'azote et de phosphore. L'effet du taux d'épandage en surface sur la charge de $N-NH_4^+$ est quadratique pour un délai de 1h, la charge augmentant de 0,06 à 6,8 et 40,6 kg $N-NH_4^+$ ·ha⁻¹ lorsque le taux d'épandage augmente de 0 à 27,3 et 54,6 m³·ha⁻¹. Pour un délai de 24 ou 48h, le taux d'épandage a produit un effet linéaire avec des valeurs beaucoup moins élevées que sous un délai de 1h. Des tendances similaires ont été observées pour PTotal et $P-PO_4^{3-}$, bien que les valeurs absolues soient plus faibles que celles obtenues pour l'azote ammoniacal. Pour minimiser toute source de pollution par l'azote et le phosphore, le lisier de porc doit être incorporé au sol à des doses recommandées pour les exigences optimales des plantes et ce, moins de 24 heures avant une pluie.

Mots clefs: lisier de porc, ruissellement, azote, phosphore, simulation de pluie

Total Kjeldahl (TKN), ammonium (NH_4-N) and nitrate nitrogen (NO_3-N), total phosphorus (PT) and orthophosphate (PO_4-P) loads were measured in the runoff following rainfall after hog manure was applied to a Coaticook clay loam soil (Humic Gleysol) in boxes of 0,26 m² area with a 3% slope, containing 400 mm of soil. A factorial treatment combination of three hog manure application rates (0, 27,3

and 54,6 m³·ha⁻¹) with and without incorporation, two simulated rainfalls with spring time intensities common in Southeastern Quebec (11 mm·h⁻¹ for 142 min and 22 mm·h⁻¹ for 71 min for a total application of 26 mm) and three different rainfall delays (1, 24, and 48 h between time of manure application and beginning of each rainfall) were studied. Hog manure had little effect on TKN and NO_3-N in runoff. More than 99% of TKN losses in runoff water were in the form of NH_4-N . Runoff from soils having received hog manure at the highest application rate (54,6 m³·ha⁻¹, 230 kg of NH_4-N ·ha⁻¹) was eleven times higher in NH_4-N than that from untreated soil. Surface application of hog manure significantly increased all forms of nitrogen and phosphorus losses, especially when rainfall was applied within the first hour after application. Incorporation into the soil had no significant effects on nitrogen and phosphorus loads. At the one hour rainfall delay, surface application of hog manure produced a significant quadratic effect on NH_4-N loads (0,06, 6,8, and 40,6 kg·ha⁻¹) which corresponded to the manure rates. For the two other rainfall delays (24 h and 48 h) manure rates had a linear effect with much lower loads. Total phosphorus and orthophosphate loads were in form to those of ammonium nitrogen but with much lower values. To minimize all runoff pollution by nitrogen and phosphorus, optimum amounts of hog manure for plant requirements must be incorporated into the soil within 24 h before a rainfall event.

Key words: Hog manure, runoff, nitrogen, phosphorus, simulated rainfall

INTRODUCTION

Au Québec, l'eau potable en zone urbaine provient surtout des lacs et des cours d'eau dont les bassins sont en grande partie sous occupation agricole, alors qu'en zone rurale, elle provient des sources souterraines (Côté 1990).

Au cours des dernières années on a démontré que le Québec possède d'abondantes ressources en eau douce qui dépassent largement ses besoins (Pesant 1990), mais que sa qualité n'en permet pas toujours le plein usage (Simoneau et Grimard 1989; Primeau et Grimard 1990; Simoneau 1991).

Les risques de pollution de l'eau dus aux activités agricoles sont souvent reliés à la concentration d'azote, de phosphore et de microorganismes pathogènes dans les eaux de surface ou dans les eaux souterraines selon le cas. L'épandage du lisier est particulièrement cité comme une des plus importantes sources potentielles de pollution de l'eau (Kha-leel et al. 1980; Sherwood 1980; Smilde 1980).

Au Québec, les élevages porcins génèrent près de six millions de mètres cubes de lisier par année (Thériault 1983). A cause de contraintes de temps, de capacités d'entreposage insuffisantes et de manque de superficies propices à l'épandage, de grandes quantités de lisier de porc sont épandues tôt au printemps ou tard à l'automne, sans égard aux conditions météorologiques. Comme le lisier contient beaucoup d'eau (95% en moyenne), l'épandage de grandes quantités d'eau sur des sols dénudés ou en pente risque de provoquer du ruissellement si une pluie survient dans les heures qui suivent (Pagliai et Sequi 1981). Cependant, il y a peu de données originales sur l'effet réel des pratiques actuelles d'épandage sur la qualité des cours d'eau. Ross et al. (1979) ont montré que le premier litre d'eau de ruissellement obtenue à la suite de la simulation d'une pluie immédiatement après l'épandage du lisier de bovin sur une prairie de pâturin contient 450 ppm d'azote, alors qu'un délai de 24h réduit cette concentration de 97%. McCaskey et al. (1971) ont démontré que plus les taux d'épandage sont faibles, plus la charge de divers polluants dans l'eau de ruissellement à la suite d'une pluie est faible. Westerman et Overcash (1981) ont démontré que l'incorporation du lisier de porc dans le sol réduit la contamination de l'eau de ruissellement par rapport à l'épandage à la surface du sol. Ils affirment qu'à la suite de l'épandage, la probabilité que les éléments nutritifs soient transportés par l'eau de ruissellement diminue avec le temps, à cause de la volatilisation et de l'infiltration de l'ammoniac. Leurs résultats indiquent en effet que la concentration de divers polluants dans l'eau de ruissellement décroît avec l'augmentation du délai entre l'épandage et l'événement de pluie. Bottom et al. (1983) aussi ont observé que plus le temps écoulé entre l'épandage et l'événement de pluie est long, plus le potentiel de pollution de l'eau de ruissellement est faible.

Le but de cette expérience est de déterminer les effets de l'épandage du lisier de porc sur les charges d'azote total Kjeldahl, ammoniacal, nitrate et de phosphore total et orthophosphate dans l'eau de ruissellement en conditions printanières simulées typiques de la région du sud-est du Québec.

MÉTHODOLOGIE

L'essai a été effectué à l'intérieur d'un bâtiment chauffé à une température moyenne de 10°C à la Station de recherches d'Agriculture Canada à Lennoxville tel que décrit dans un article antérieur (Gangbazo et al. 1992).

Un simulateur de pluie conçu d'après un prototype réalisé par Meyer et McCune (1958) et modifié par les chercheurs de la station de recherches a été utilisé. Le simulateur était alimenté par l'eau de la municipalité de Lennoxville dont la concentration en éléments nutritifs est conforme aux critères de qualité pour l'eau potable (Gouin et Malo 1977). L'eau utilisée contenait en moyenne 0.3 ppm d'azote total Kjeldahl (NTK), 0.02 ppm d'azote ammoniacal ($N-NH_4^+$), 0.02 ppm de nitrates ($N-NO_3^-$), 0.3 ppm de phosphore total (PTotal) et 0.01 ppm d'orthophosphates ($P-PO_4^{3-}$).

Les parcelles d'épandage étaient constituées par des caissettes en bois de 0,46 m de profondeur ayant 0,26 m² de surface qui contenaient 0,40 m de sol. Chaque caissette était munie d'une gouttière de 50 mm x 300 mm x 50 mm (l x L x p) qui recueillait l'eau de ruissellement et l'évacuait par un

orifice de 1,5 mm de diamètre. Un orifice du même diamètre était pratiqué au fond de chaque caissette pour évacuer l'eau de drainage le cas échéant.

Le sol utilisé pour les expériences était un loam sablo-argileux Coaticook (Gleysol humique) dont la composition texturale était: 0,433 kg·kg⁻¹ de sable, 0,280 kg·kg⁻¹ de limon et 0,287 kg·kg⁻¹ d'argile. Il avait une masse volumique apparente au champ (sol non remanié) de 1,2 Mg·m⁻³. Ce sol contenait en moyenne 1100 ppm d'azote total Kjeldahl, 4,2 ppm d'azote ammoniacal, 12,7 ppm de nitrate, 882,7 ppm de phosphore total et 32,5 ppm d'orthophosphates. Sa teneur en eau au moment des simulations était de 18,9%, soit 5,2% en dessous de sa teneur en eau à la capacité au champ tel que déterminé par la méthode de Richards (1954). Ce sol qui provenait de la couche de surface (0-200 mm) d'une prairie avait été entreposé à l'abri des intempéries, et recouvert d'une toile en polyéthylène noir pour réduire la perte d'humidité. Le prélèvement de la couche de surface se justifiait par le fait que, dans les conditions naturelles, le lisier est surtout en contact avec la couche arable du sol, qu'il soit épandu à la surface du sol ou enfoui dans le sol (Crane et al. 1981). Le sol remanié a été utilisé pour deux raisons: l'expérience visait à étudier la pollution des eaux de ruissellement et non celle des eaux de drainage. L'utilisation de colonnes de sol était donc exclue. Pour enfouir le lisier de porc à 200 mm de profondeur, il aurait fallu de toute façon remanier la couche de 0-200 mm. Pour le débarrasser des pierres et des débris végétaux, le sol était ensuite tamisé grossièrement à l'aide d'un tamis dont les mailles ont 12,5 mm de côté.

Les caissettes étaient remplies par strates successives: au fond 50 mm de pierres concassées (3-6 mm de diamètre) préalablement lavées à l'eau, suivi de quatre strates de 100 mm de sol compacté chacune à la masse volumique apparente du sol non-remanié au champ (1,2 Mg·m⁻³). Lorsque la pluie devait être simulée 24 ou 48h après l'épandage, les caissettes étaient recouvertes d'une toile en polyéthylène noir, pour éviter un assèchement excessif du sol, et pour réduire la perte d'ammoniac par volatilisation. Le recouvrement du sol avait pour but aussi d'uniformiser les conditions expérimentales durant toute la durée de l'expérience, soit de 2 à 3 mois. Il est probable qu'une plus grande proportion de l'azote ammoniacal se serait volatilisée (surtout au délai de 24 ou 48 h) si les caissettes n'avaient pas été recouvertes, ce qui aurait pu affecter les résultats numériques. Pendant les simulations, les caissettes de sol étaient placées au hasard sur une plate-forme en bois ayant une pente de 3%.

Le lisier frais contenait 95% d'eau et 5% de matières solides. Soixante-et-seize pour cent de l'azote total Kjeldahl dont la concentration est de 5495 ppm était sous forme d'ammoniac. Il contenait aussi 1218 ppm de phosphore total et 157 ppm d'orthophosphates. Le lisier provenait d'une ferme porcine d'engraissement. Prélevé dans la préfosse attenante à la porcherie après homogénéisation du contenu, il a été pompé dans des réservoirs de 200 L et entreposé à une température de l'ordre de 5°C. Le lisier a été enfoui au-dessus des deux strates inférieures du sol de 10 cm d'épaisseur chacune, préalablement tassées avant de poursuivre le remplissage des caissettes.

Un dispositif expérimental de type factoriel avec 4 variables indépendantes (deux à trois niveaux et deux à deux niveaux) et trois répétitions a été utilisé. Les composantes des interactions significatives ont été analysées selon la méthode des polygones orthogonaux (Gomez et Gomez 1984). Ces variables indépendantes sont celles qui ont souvent été citées dans la littérature comme ayant un effet sur la pollution de l'eau de ruissellement suite à l'épandage du lisier (Ross et al. 1979; Westerman et Overcash 1981; Bottom et al. 1983). Ce sont:

- 1) Le taux d'épandage: T0:0, T1:27,3, T2:54,6 m³·ha⁻¹ sur sol nu. Ces taux correspondent respectivement à 0, 115 et 230 kg N-NH₄⁺·ha⁻¹ ou encore 0, 35 et 70 kg PTotal·ha⁻¹;
- 2) Le délai entre l'épandage et l'événement de pluie: D0:1h, D1:24h, D2:48h;
- 3) Le mode d'épandage: M1:épandage à la surface du sol; M2:enfouissement à 20 cm de profondeur;
- 4) L'intensité et la durée de la pluie: C1:11 mm·h⁻¹ durant 142 min et C2:22 mm·h⁻¹ durant 71 min, pour une hauteur de pluie égale à 26 mm dans les deux cas. Cette hauteur de pluie a une récurrence de 5 ans dans le sud-est du Québec, pour la période visée par l'étude, soit entre le 15 avril et le 15 mai. C'est la période de préparation des sols et des épandages du printemps en vue de la culture du maïs.

Immédiatement après les simulations, le volume d'eau de ruissellement était mesuré, et un échantillon représentatif était prélevé et placé au congélateur. Les méthodes d'analyses suivantes ont été utilisées avec les échantillons d'eau et de lisier: azote total Kjeldahl (Schuman et al. 1973), azote ammoniacal et nitrates (McKeague 1977), phosphore total (APHA 1981) et orthophosphates (Bausch & Lomb 1974). Pour les échantillons de sol, les méthodes d'analyses suivantes ont été utilisées: azote total Kjeldahl (Schuman et al. 1973), azote ammoniacal et les nitrates (McKeague 1977), phosphore total (Page et al. 1984) et orthophosphates (Conséil des productions végétales du Québec 1988).

La procédure GLM de SAS PC 6.03 (SAS 1988) a été utilisée pour analyser l'effet principal des variables indépendantes (mode et taux d'épandage, délai et intensité de la pluie) et celui de leurs interactions sur les variables dépendantes (azote total, ammoniacal, nitrates, phosphore total et orthophosphates).

RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

L'effet de la plupart des variables indépendantes et celui de leurs interactions sur les variables dépendantes sont significatifs, sauf pour les nitrates, dans presque tous les cas (Tableau I). Pour ne pas alourdir inutilement le texte, nous avons choisi de ne traiter que de quelques interactions qui ont un sens pratique pour la gestion des épandages. De plus, de toutes les formes d'azote nous insisterons sur le cas de l'azote ammoniacal, d'autant plus qu'il est celui pour lequel la charge apportée par le lisier est significativement plus élevée que celle déjà présente dans le sol naturel. En effet, dans le cas où le lisier est épandu à raison de 230 kg N-NH₄⁺·ha⁻¹, la charge d'azote ammoniacal apportée par le lisier est onze fois

plus élevée que celle déjà présente dans le sol (Tableau II). Dans tous les autres cas, la contribution du lisier en azote ou en phosphore est négligeable. En effet, selon des données non présentées dans ce texte, l'erreur commise sur les analyses chimiques varie de 5 à 25% selon les paramètres. Ainsi dans le cas particulier de la charge d'azote total Kjeldahl, l'effet significatif du lisier de porc est donc dû en réalité à celui de l'azote ammoniacal contenu dans le lisier. L'épandage du lisier de porc à la surface du sol modifie donc considérablement la concentration d'azote ammoniacal dans la couche superficielle du sol.

Charges d'azote dans l'eau de ruissellement

Dans le cas de l'azote ammoniacal, la charge produite à la suite de la simulation des pluies sur les caissettes où le lisier est enfoui n'est pas différente entre les taux d'épandage. L'eau de ruissellement exportant seulement entre 1 et 170 g N-NH₄⁺·ha⁻¹ (Fig. 1). Par contre, lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, la charge augmente significativement avec le taux d'épandage, quel que soit le délai entre l'épandage et l'événement de pluie. En effet, quand la pluie a lieu dans l'heure qui suit l'épandage, l'augmentation du taux d'épandage de 0 à 115 kg N-NH₄⁺·ha⁻¹ augmente la charge de 0,06 à 6,8 kg·ha⁻¹, et une augmentation du taux d'épandage de 115 à 230 kg N-NH₄⁺·ha⁻¹ augmente la charge de 6,8 à 40,6 kg·ha⁻¹. La tendance est quadratique (Fig. 1a). Les pertes dues aux taux d'épandage de 115 et 230 kg N-NH₄⁺·ha⁻¹ représentent respectivement 6 et 18% de la charge d'azote ammoniacal épandue. Lorsque la pluie a lieu 24 ou 48h après l'épandage, l'effet est linéaire. Les pertes sont plus faibles que celles observées auparavant. La charge augmente de 0,05

Tableau I: Analyse de variance des effets de l'épandage du lisier de porc sur la charge d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement

Source de variation ^a	dl	NTK	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	PTotal	P-PO ₄ ³⁻
Taux(T)	2	**	**	ns	**	**
Mode(M)	1	**	**	ns	**	**
Délai(D)	2	**	**	ns	**	**
Pluie(C)	1	**	**	ns	**	**
TxM	2	**	**	*	**	**
TxD	4	**	**	*	**	**
TxC	2	**	**	ns	*	**
MxD	2	**	**	*	**	ns
MxC	1	**	**	ns	**	**
DxC	2	**	**	ns	**	**
TxMxD	4	**	**	ns	**	ns
TxMxC	2	**	**	ns	ns	ns
TxDxC	4	**	**	ns	**	**
MxDxC	2	**	**	ns	**	**
TxMxDxC	4	ns	ns		ns	ns
Erreur	72					

^aVoir symboles dans la méthodologie: ** significatif au seuil de 1%

*Significatif au seuil de 5%; ^{ns}non significatif

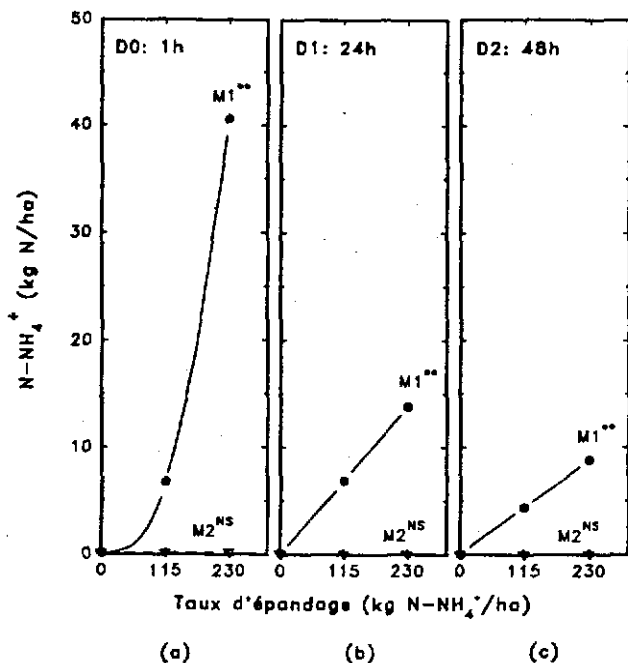


Fig. 1. Effet du taux d'épandage sur la charge d'azote ammoniacal ($N-NH_4^+$) dans l'eau de ruissellement en fonction du mode d'épandage, (M1: surface; M2: enfouï) et du délai (D0: 1h; D1: 24h; D2: 48 h) entre l'épandage et l'avènement de la pluie. ** significatif au seuil de 1%; NS non significatif.

à 6.9 et 13.8 $kg \cdot ha^{-1}$ pour un délai de 24h (Fig. 1b), et de 0,001 à 4,4 et 8,8 $kg \cdot ha^{-1}$ pour un délai de 48h (Fig. 1c). On conclut donc que l'effet du taux d'épandage sur la charge d'azote ammoniacal dans l'eau de ruissellement est beaucoup plus marqué lorsque la pluie a lieu dans l'heure qui suit l'épandage en surface que lorsqu'elle a lieu plus tard. Ceci s'explique probablement par la volatilisation de l'ammoniacque et l'infiltration du lisier dans le sol. Ces processus croissent avec le délai entre l'épandage et l'événement de pluie. L'explication précédente renforce donc l'intérêt d'enfouïr le lisier si possible immédiatement après l'épandage.

La figure 2 montre l'effet du taux d'épandage et du mode d'épandage sur la charge d'azote ammoniacal en fonction de l'intensité - durée de la pluie. Sous la pluie de 11 $mm \cdot h^{-1}$ durant 142 min., l'effet du taux d'épandage est quadratique: l'augmentation du taux d'épandage en surface de 0 à 115 $kg N-NH_4^+ \cdot ha^{-1}$ augmente la charge de 0,06 à 8,4 $kg \cdot ha^{-1}$. Doubler le taux d'épandage quadruple la charge, la faisant passer de 8,4 à 33,4 $kg \cdot ha^{-1}$. Par contre, sous la pluie de 22 $mm \cdot h^{-1}$ durant 71 min., l'effet du taux d'épandage est linéaire: l'augmentation du taux d'épandage de 0 à 115 $kg N-NH_4^+ \cdot ha^{-1}$ augmente la charge de 0,06 à 4,2 $kg \cdot ha^{-1}$. Doubler le taux d'épandage double la charge, la faisant passer de 4,2 à 8,6 $kg \cdot ha^{-1}$ (Fig. 2a). L'enfouïssement du lisier n'a eu aucun effet significatif sur les charges de $N-NH_4^+$ (Fig. 2b).

Des tendances similaires ont été obtenues pour l'azote total Kjeldahl, sauf que les valeurs numériques sont légèrement plus élevées que celles obtenues pour l'azote ammoniacal. La similitude des résultats s'explique par le fait

que dans le lisier de porc, 76% de l'azote total Kjeldahl était sous forme ammoniacale au moment de l'épandage. De plus, pour la même raison, plus de 99% de l'azote total Kjeldahl contenu dans l'eau de ruissellement était sous forme ammoniacale, quel que soit le traitement.

L'enfouïssement du lisier, et le choix des jours d'épandage en fonction de la probabilité de l'avènement d'une pluie sont donc deux bonnes méthodes de gestion, dans la mesure où elles réduisent la pollution de l'eau de ruissellement. La figure 2a indique aussi que pour deux pluies qui ont la même hauteur, la charge exportée par celle dont l'intensité est la plus élevée ($22 mm \cdot h^{-1}$) est plus faible que la charge exportée par celle dont l'intensité est la plus faible ($11 mm \cdot h^{-1}$). En effet, pour un taux d'épandage de 115 $kg N-NH_4^+ \cdot ha^{-1}$ à la surface du sol, la pluie de 22 $mm \cdot h^{-1}$ exporte 3,6 $kg N-NH_4^+ \cdot ha^{-1}$, soit deux fois moins que la pluie de 11 $mm \cdot h^{-1}$ qui en exporte 8,5 $kg \cdot ha^{-1}$. Dans le cas d'un taux d'épandage de 230 $kg N-NH_4^+ \cdot ha^{-1}$, la différence est de l'ordre de 4 fois: la pluie de 22 $mm \cdot h^{-1}$ exporte 8,8 $kg N-NH_4^+ \cdot ha^{-1}$ alors que la pluie de 11 $mm \cdot h^{-1}$ en exporte 33,4. Ces résultats s'expliquent par la différence entre les temps de contact de l'eau de ruissellement avec la surface du sol sous les deux pluies, puisque les volumes d'eau de ruissellement ne diffèrent pas significativement (Gangbazo et al. 1992). En effet, pour un taux d'épandage de 115 $kg N-NH_4^+ \cdot ha^{-1}$ à la surface du sol, le temps de contact de l'eau de ruissellement avec la surface du sol est de 123 min sous la pluie C1 ($11 mm \cdot h^{-1}$ -142 min)

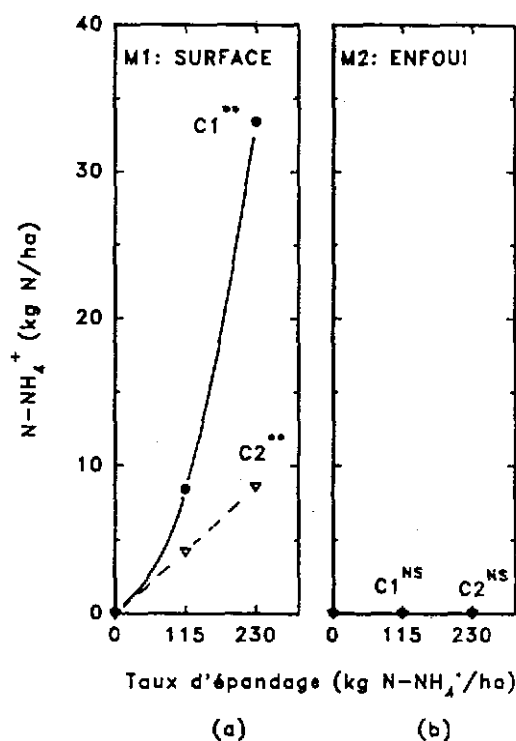


Fig. 2. Effet du taux d'épandage sur la charge d'azote ammoniacal ($N-NH_4^+$) dans l'eau de ruissellement en fonction du mode d'épandage (M1: surface; M2: enfouï) et de l'intensité-durée de la pluie (C1: 11 $mm \cdot h^{-1}$ -142 min; C2: 22 $mm \cdot h^{-1}$ -71 min). ** significatif au seuil de 1%. NS non significatif.

Tableau II: Comparaison de la charge d'azote et de phosphore apportée par le lisier de porc à celle présente dans le sol naturel

Paramètre	Charge dans le sol ^a (kg·ha ⁻¹)	Charge dans le lisier (kg·ha ⁻¹) ^b	(%) ^c
NTK	5280,0	300,0	6
N-NH ₄ ⁺	20,2	230,0	1140
N-NO ₃ ⁻	61,0	0,4	0,8
P	4237,0	66,5	16
P-PO ₄ ³⁻	156,0	8,6	5

^aCharge totale dans les 40 cm de sol

^bBasée sur un taux d'épandage de 230 kg N-NH₄⁺·ha⁻¹

^cPourcentage par rapport à la charge présente dans le sol naturel

Tableau III: Effet de l'épandage du lisier à la surface du sol sur le temps de contact de l'eau de ruissellement avec la surface du sol

Pluie ^a	Taux d'épandage (kgN-NH ₄ ⁺ ·ha ⁻¹)	Durée de la pluie (min)	Décalage ^b du ruissellement (min)	Temps de contact (min)
C1	0	142	88	54
	115	142	19	123
	230	142	9	133
C2	0	71	30	41
	115	71	18	53
	230	71	6	65

^aC1: 11mm·h⁻¹-142min; C2: 22mm·h⁻¹-71min

^bTemps séparant le début de la pluie et le début du ruissellement

contre 53 min sous la pluie C2 (22 mm·h⁻¹-71 min), soit 2,3 fois supérieur sous C1 que sous C2. Pour un taux d'épandage de 230 kg N-NH₄⁺·ha⁻¹ à la surface du sol, il est de 133 min sous C1 contre 65 min sous C2, soit deux fois supérieur sous C1 que sous C2 (Tableau III). Étant donné que l'épaisseur de la zone d'interaction entre l'eau de ruissellement et la surface du sol n'est que de l'ordre de quelques millimètres (Sharpley et al. 1981), une pluie dont l'intensité et la durée sont telles que le temps de contact est long, exportera probablement plus d'éléments nutritifs solubles dans l'eau. En conséquence, plus le temps de contact augmente, plus l'épaisseur de la zone d'interaction risque d'augmenter, ce qui peut avoir une certaine importance, même si l'augmentation n'est que de l'ordre du millimètre.

Charges de phosphore dans l'eau de ruissellement

Comme dans le cas de l'azote ammoniacal, la charge produite à la suite de la simulation des pluies sur les caissettes où le lisier est enfoui n'est pas fonction du taux d'épandage; l'eau de ruissellement exporte en moyenne 0,3 g P_{Total}·ha⁻¹. Par contre, lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, la

charge augmente avec le taux d'épandage, quel que soit le délai entre l'épandage et l'événement de pluie (Fig. 3). L'allure de la réponse est identique à celle observée pour l'azote ammoniacal. Quand la pluie a lieu dans l'heure qui suit l'épandage, l'effet du taux d'épandage est quadratique: la charge augmente de 0,3 g·ha⁻¹ à 1,5 et 8,1 kg·ha⁻¹ lorsque le taux d'épandage passe de 0 à 35 et 70 kg P_{Total}·ha⁻¹ (Fig. 3a). Les pertes représentent respectivement 4 et 12% de la charge de phosphore total épandue. Lorsque la pluie a lieu 24h ou 48h après l'épandage, la charge augmente respectivement de 0,3 à 1,5 kg P_{Total}·ha⁻¹ (Fig. 3b) et de 0,3 à 2,3 kg P_{Total}·ha⁻¹ (Fig. 3c) lorsque le taux d'épandage passe de 0 à 70 kg P_{Total}·ha⁻¹. Des tendances similaires ont été observées pour les orthophosphates, mais les valeurs absolues sont plus faibles.

Effet cumulatif du ruissellement sur les charges d'azote et de phosphore

La majeure partie de l'azote total Kjeldahl et de l'azote ammoniacal est exportée au tout début du processus de ruissellement, puisque 60% de la charge se trouvent dans les premiers 25% du volume total d'eau de ruissellement. Ces résultats confirment les observations de Ross et al. (1979) qui montrent que 60% de la charge d'azote total Kjeldahl se trouvent dans les premiers 20% du volume d'eau de ruissellement lorsqu'il y a un délai de 2h entre l'épandage et la simulation d'une pluie.

L'exportation du phosphore total a lieu également surtout au début du processus de ruissellement, puisque 70% de la charge se trouvent dans les premiers 40% du volume d'eau de

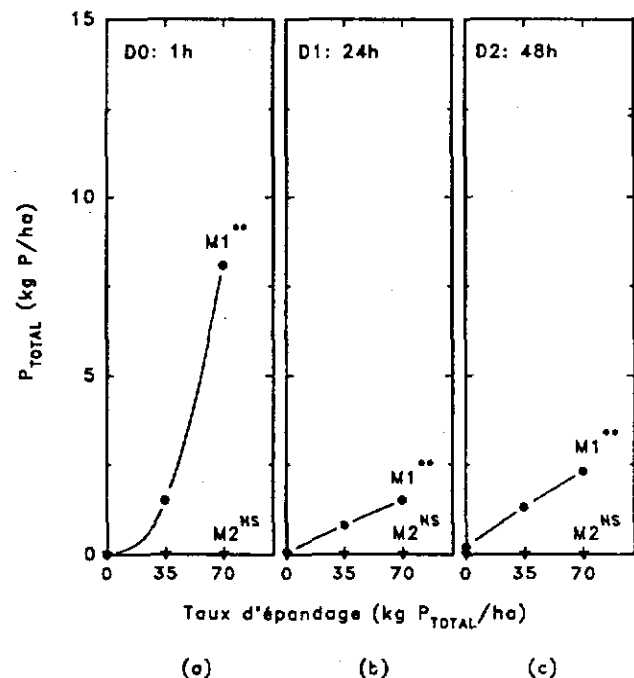


Fig. 3. Effet du taux d'épandage sur la charge de phosphore total (P_{Total}) dans l'eau de ruissellement en fonction du mode d'épandage (M1: surface; M2: enfoui) et du délai (D0: 1h; D1: 24h; D2: 48h) entre l'épandage et l'avènement de la pluie. ** significatif au seuil de 1%, NS non significatif.

ruissellement. Par contre, le transport des orthophosphates semble être partagé également dans le temps; en effet, les premiers 40% du volume d'eau de ruissellement exportent 50% de la charge totale.

CONCLUSION

Les résultats obtenus dans le cadre de ce projet peuvent différer en valeurs numériques de celles d'une parcelle naturelle ou d'un champ. En effet, la taille limitée des caissettes peut avoir favorisé un certain effet de bords. De plus, l'utilisation de sol remanié, et la compaction de celui-ci même en respectant la densité naturelle du sol, modifient l'état physique de la surface du sol, à savoir la rugosité, la porosité et la dimension des pores. Néanmoins, ces résultats confirment la plupart des observations faites par d'autres auteurs.

L'enfouissement du lisier de porc réduit les charges d'azote ammoniacal et de phosphore total au même niveau que celles d'un sol naturel sans épandage. La charge d'azote ammoniacal varie de 1 à 170 kg N-NH₄⁺·ha⁻¹, et la charge de moyenne de phosphore total est de l'ordre de 0,3 g P_{Total}·ha⁻¹, peu importe le taux d'épandage, l'intensité-durée de la pluie et le délai entre l'épandage et l'événement de pluie.

Par contre, lorsque le lisier est épandu à la surface du sol, les charges augmentent avec le taux d'épandage et diminuent avec le délai entre l'épandage et l'événement de pluie. Par exemple, lorsque la pluie a lieu dans l'heure qui suit l'épandage, la charge d'azote ammoniacal augmente de 0,06 à 6,8 et 40,6 kg N-NH₄⁺·ha⁻¹ si le taux d'épandage augmente de 0 à 115 et 230 kg N-NH₄⁺·ha⁻¹. L'effet du taux d'épandage est quadratique. Lorsque la pluie a lieu 48h après l'épandage, la charge augmente de 0,001 à 4,4 et 8,8 N-NH₄⁺·ha⁻¹ sous les mêmes conditions. L'effet est linéaire.

Les résultats ont de plus montré que le temps de contact entre l'eau de ruissellement et la surface du sol, est un facteur déterminant pour la charge d'azote ammoniacal dans l'eau de ruissellement. En effet, plus le temps de contact est long, plus la zone d'interaction entre l'eau de ruissellement et le sol augmente, ce qui favorise le transport de l'azote ammoniacal.

En ayant à l'esprit les mises en garde faites à propos de la représentativité des conditions expérimentales, il est possible d'affirmer que pour réduire la pollution des eaux de ruissellement suite à l'épandage du lisier de porc, il faut limiter les taux d'épandage au minimum requis par les cultures, planifier l'épandage en fonction de la probabilité de l'avènement d'une pluie au cours des 24h qui suivent, et enfouir le lisier autant que possible immédiatement après l'épandage. Étant donné que la plupart des pluies de la période du printemps risquent de s'infiltrer dans le sol plutôt que de ruisseler, il serait utile d'étudier l'effet à long terme de l'infiltration de l'eau sur la pollution des eaux de drainage ou de la nappe phréatique. En effet, les pluies de plus de 5mm·h⁻¹ ne représentent au plus que 10% de la hauteur totale de pluie qui tombe dans le sud-est du Québec entre le 15 avril et le 15 mai.

RÉFÉRENCES

APHA. 1981. Determination of inorganic non metallic constituents. In *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 15th ed., 409-421. American Public Health Association, Washington, DC.

Bausch & Lomb. 1974. Phosphorus ascorbic acid. In *Manual of Industrial Methods for Water Technology*. Bausch & Lomb, Analytical Systems Division, Water Technology, Rochester, NY.

Bottom, J.D., J.L. Taraba et I.J. Ross. 1983. Quality of runoff as function of time delay between manure application and rainfall event. ASAE Paper No. 83-2614. St-Joseph, MI: ASAE.

Conseil des productions végétales du Québec. 1988. Méthodes d'analyse des sols, des fumiers et des tissus végétaux. AGDEX 533. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Ste-Foy, QC.

Côté, D. 1990. Vers une gestion des engrais favorable à la conservation de l'eau. In *Comptes-rendus du Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole*, 199-218. CPVQ, Ste-Foy, QC.

Crane, S.R., P.W. Westerman et M.R. Overcash. 1981. Short-term chemical transformations following land application of poultry manure. *Transactions of the ASAE* 24(2):382-390.

Gangbazo, G., A.R. Pesant, D. Cluis et D. Couillard. 1992. Étude en laboratoire du ruissellement et de l'infiltration de l'eau suite à l'épandage du lisier de porc. *Canadian Agricultural Engineering* 34:1-9.

Gomez, K.A. et A.A. Gomez. 1984. *Statistical Procedures for Agricultural Research*, 2nd ed. New York, NY: John Wiley and Sons.

Gouin, D. et D. Malo. 1977. Rapport technique no. 14. Caractérisation des apports. Comité d'étude sur le fleuve St-Laurent. Ministère de l'Environnement du Québec, Ste-Foy, QC.

Khaleel, R., K.R. Reddy et M.R. Overcash. 1980. Transport of potential pollutants in runoff water from land areas receiving animal wastes: A review. *Water Research* 14:421-436.

Meyer, L.D. et D.L. McCune. 1958. Rainfall simulation for runoff plots. *Agricultural Engineering* 39:644-648.

McCaskey, T.A., G.H. Rollings et J.A. Little. 1971. Water quality of runoff from grassland applied with liquid, semi-liquid and "dry" waste. In *Livestock Waste Management and Pollution Abatement, Proceedings International Symposium on Livestock Wastes*. ASAE Publication 271. St-Joseph, MI: ASAE.

McKeague, J.A. 1977. Manuel des méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sols. Nitrate et ammonium extractible au KCl 2N, 169-171. Soil Research Institute, Agriculture Canada, Ottawa, ON.

Page, A.L., R.H. Miller et D.R. Keeney. 1984. Methods of soil analysis-Part 2. In *Chemical and Microbiological Properties*, 2nd ed., 403-407. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, WI.

Pagliai, M. et P. Sequi. 1981. The influence of applications of slurries on soil properties related to run-off. Experimental Approach in Italy. In *Nitrogen Losses and Surface Run-off from Landspreading of Manures*, ed. J.C.

- Brogan, 45-65. London, England: Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publications.
- Pesant, C. 1990. Les ressources hydriques au Québec et leur abondance relative. In *Comptes-rendus du Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole*, 5-21. CPVQ, Ste-Foy, QC.
- Primeau, S. et Y. Grimard. 1990. Rivière Yamaska 1975-1988. Volume 1: Description du bassin et qualité du milieu aquatique. Ministère de l'Environnement du Québec, Ste-Foy, QC.
- Richards, L.A. 1954. *Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali soils*. USDA Handbook No. 60. US Salinity Laboratory, Riverside, CA.
- Ross, I.J., S. Sizemore, J.P. Bowden et C.T. Haan. 1979. Quality of runoff from land receiving surface application and injection of liquid dairy manure. *Transactions of the ASAE* 22(5):1058-1062.
- SAS. 1988. SAS/STAT User's Guide; Release 6.03. Cary, NC: SAS Institute, Inc.
- Schuman, G.E., M.A. Stanley et D. Knudsen. 1973. Automated total nitrogen analysis of soil and plant samples. *Soil Science Society of America Proceedings* 37(3):480-481.
- Sharpley, A.N., L.R. Ahuja et R.G. Menzel. 1981. The release of soil phosphorus to runoff in relation to the kinetics of desorption. *Journal of Environmental Quality* 10(3):386-391.
- Sherwood, M.T. 1980. The effects of landspreading of animal manures on water quality. In *Effluents from Livestock*, ed. J.K.R. Gasser, 379-396. London, England: Applied Science Publishers Ltd.
- Simoneau, M. 1991. Qualité des eaux du bassin de la rivière Chaudière 1976 à 1988. Ministère de l'Environnement du Québec, Ste-Foy, QC.
- Simoneau, M. et Y. Grimard. 1989. Qualité des eaux du bassin de la rivière l'Assomption 1976-1987. Ministère de l'Environnement du Québec, Ste-Foy, QC.
- Smilde, K.W. 1980. Effects of landspreading of large amounts of livestock excreta on crop yield and crop and water quality. In *Effluents from Livestock*, ed. J.K.R. Gasser, 23-31. London, England: Applied Science Publishers Ltd.
- Thériault, J. 1983. Inventaire du cheptel québécois. In *Manuel de gestion agricole des fumiers*, 21-24. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Ste-Foy, QC.
- Westerman, P.W. et M.R. Overcash. 1981. Short-term attenuation of runoff potential of land-applied swine waste and poultry manure. In *Proceedings of the 4th International Symposium on Livestock Wastes/1980*, 289-292. St-Joseph, MI: ASAE.