

**Record Number:**

**Author, Monographic:** Thompson, P. A.//Couture, P.//Cluis, D.//Visser, S. A.//Caillier, M. Blackburn, M.

**Author Role:**

**Title, Monographic:** Effets de l'épandage du lisier de porc sur la qualité des eaux de percolation provenant de diverses classes texturales de sol

**Translated Title:**

**Reprint Status:**

**Edition:**

**Author, Subsidiary:**

**Author Role:**

**Place of Publication:** Québec

**Publisher Name:** INRS-Eau

**Date of Publication:** 1987

**Original Publication Date:** Février 1987

**Volume Identification:**

**Extent of Work:** vi, 58

**Packaging Method:** pages

**Series Editor:**

**Series Editor Role:**

**Series Title:** INRS-Eau, Rapport de recherche

**Series Volume ID:** 207

**Location/URL:**

**ISBN:** 2-89146-205-X

**Notes:** Rapport annuel 1986-1987

**Abstract:** 10.00\$

**Call Number:** R000207

**Keywords:** rapport/ ok/ dl

Effets de l'épandage du lisier de porc  
sur la qualité des eaux de percolation  
provenant de diverses classes texturales de sol

Thompson, P.A.<sup>1</sup>, Couture, P.<sup>1</sup>, Cluis, D.<sup>1</sup>,  
Visser, S.A.<sup>2</sup>, Caillier, M.<sup>2</sup>, Blackburn, M.<sup>2</sup>

Rapport scientifique # 207

Février 1987

<sup>1</sup> INRS-Eau

<sup>2</sup> Département des Sols, Université Laval

Effets de l'épandage du lisier de porc  
sur la qualité des eaux de percolation  
provenant de diverses classes texturales de sol

Thompson, P.A.<sup>1</sup>, Couture, P.<sup>1</sup>, Cluis, D.<sup>1</sup>,  
Visser, S.A.<sup>2</sup>, Caillier, M.<sup>2</sup>, Blackburn, M.<sup>2</sup>

Rapport scientifique # 207

Février 1987

<sup>1</sup> INRS-Eau

<sup>2</sup> Département des Sols, Université Laval

## TABLE DES MATIÈRES

	<u>Page</u>
TABLE DES MATIÈRES .....	i
LISTE DES TABLEAUX .....	iii
LISTE DES FIGURES .....	iv
1. Introduction .....	1
2. Problématique .....	2
2.1 Contexte socio-économique .....	2
2.2 Disposition du fumier de porc et charge polluante .....	4
2.3 Caractéristiques chimiques des eaux de drainage et de ruissellement .....	6
2.4 Contamination des eaux de drainage par des fertilisants ....	7
2.5 Utilisation de tests biologiques pour évaluer les niveaux de fertilité et de toxicité des eaux souterraines contaminées par le lisier de porc .....	9
3. Matériel et méthodes .....	11
3.1 Préparation des treize classes texturales de sol .....	11
3.2 Épandage du lisier de porc .....	14
3.3 Arrosage et échantillonnage des percolats .....	14
3.4 Analyses physiques et chimiques .....	17
3.5 Analyses biologiques .....	17
3.6 Représentation graphique des charges percolées .....	19
4. Résultats et discussion .....	20
4.1 Variation de la qualité de l'eau de percolation en fonction des classes texturales de sol .....	20
4.2 Évolution temporelle des charges percolées .....	29
4.3 Contamination bactérienne des percolats .....	31
4.4 Effets des percolats sur <u>Selenastrum capricornutum</u> .....	31

5. Conclusion .....	34
6. Bibliographie .....	36

## LISTE DES TABLEAUX

	<u>Page</u>
Tableau 1: Nombre de porcs au Québec par régions agricoles et production estimée de fumier (Bureau de la Statistique du Québec, 1980) .....	3
Tableau 2: Composition texturale de départ des sols Sainte-Rosalie, Des Crêtes et La Présentation .....	12
Tableau 3: Composition granulométrique des sols Sainte-Rosalie et La Présentation après "concentration" .....	13
Tableau 4: Granulométrie théorique et réelle des 13 mélanges réalisés .....	15
Tableau 5: Composition de la partie liquide du lisier de porc prélevé le 16 septembre 1985 (10 ml purin = 0.17 g matière sèche) .....	16
Tableau 6: Méthodes d'analyse des paramètres mesurés sur les percolats de sol .....	18
Tableau 7: Comparaison des valeurs mesurées dans les percolats aux normes établies pour la qualité générale de l'eau, dépassement de norme .....	22
Tableau 8: Proportion de nitrate par rapport à l'ammoniaque dans les percolats des 13 classes de sols étudiés .....	25
Tableau 9: Indices d'enrichissement des milieux aquatiques déterminés par le potentiel de fertilité .....	33

## LISTE DES FIGURES

		<u>Page</u>
Fig. 1:	Composition en argile, limon et sable des treize classes texturales de sol .....	36
Fig. 2:	Variations de la charge totale en phosphate en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier .....	37
Fig. 3:	Variations de la charge totale en phosphore total en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier .....	38
Fig. 4:	Variations de la charge totale en azote ammoniacale en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier .....	39
Fig. 5:	Variations de la charge totale en nitrate-nitrite en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier .....	40
Fig. 6:	Variations de la charge totale en azote kjeldahl en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier .....	41
Fig. 7:	Variations de la charge totale en carbone total en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier .....	42

Fig. 8:	Variations de la charge totale en sodium en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier .....	43
Fig. 9:	Variations de la charge totale en calcium en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier .....	44
Fig. 10:	Variations de la charge totale en potassium en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier .....	45
Fig. 11:	Variations de la charge totale en magnésium en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier .....	46
Fig. 12:	Variations de la charge totale en chlorure en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier .....	47
Fig. 13:	Variations de la charge totale en manganèse en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier .....	48
Fig. 14:	Variations de la charge totale en fer en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier .....	49

Fig. 15:	Variations de la charge totale en cuivre en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier .....	50
Fig. 16:	Variations de la charge totale en cadmium en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier .....	51
Fig. 17:	Variations de la charge totale en plomb en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier .....	52

## 1. Introduction

Les modifications dans la qualité de l'environnement engendrées par l'usage abusif des ressources contraignent la société à prendre conscience de la sensibilité des écosystèmes. Pour le milieu aquatique, en particulier, plusieurs études traitant de l'eutrophisation ou de l'acidification des eaux par le transport à longue distance de polluants atmosphériques mettent bien en évidence cette sensibilité vis-à-vis des activités anthropiques (Foehrenbach, 1971; Braekke, 1976; Lee et al., 1978; Harvey et al., 1981).

Parmi ces activités, celles liées à l'agriculture semblent être, à priori, moins susceptibles d'engendrer la dégradation du milieu aquatique que l'urbanisation et l'industrialisation. Toutefois, l'avènement des élevages intensifs, surtout dans le domaine du porc, amène un problème de disposition de quantités importantes de purin, ce qui accentue les risques pour l'environnement. D'ailleurs, certaines formes de contamination des eaux de surface et parfois des eaux souterraines ont déjà été signalées dans des régions où sont concentrés ces élevages (Simard, 1977).

Dans ce contexte, les premières études, surtout celles portant sur les eaux de percolation, étaient axées principalement sur des paramètres physico-chimiques. Ainsi, à notre connaissance, peu d'études traitent de la biodisponibilité des substances auxiniques ou toxiques présentes dans les eaux de percolation. Le présent travail vise à combler cette lacune en se basant sur les hypothèses suivantes:

1. l'épandage du lisier de porc constitue un danger au niveau de la qualité (fertilité, toxicité) des eaux de percolation pour l'environnement aquatique;
2. le degré de pollution est fonction de la classe texturale du sol et de la quantité de lisier appliquée.

## 2. Problématique

### 2.1 Contexte socio-économique

L'agriculture québécoise se modifie depuis une dizaine d'années à une vitesse impressionnante. Les nombreux développements technologiques et l'exode rural ont engendré une industrialisation et une intensification de la production dans de nombreux établissements agricoles. Les phénomènes de spécialisation des élevages et des cultures, de régionalisation et de concentration à proximité des grands marchés ont également eu lieu.

Dans le domaine de la production porcine, les élevages intensifs dits hors-sol, en raison de la faible superficie des terres requises pour les installations, ont contribué à l'accroissement du cheptel porcin à près de 3 millions de têtes en 1980 et à 3.4 millions en 1984 (tableau 1) (Bureau de la statistique, 1980; 1984). Un marché international particulièrement intéressant et une aide financière importante provenant du ministère de l'Agriculture, par le biais de l'Office du Crédit agricole, ont incité les producteurs à établir et à opérer, selon des principes d'économie d'échelle, des exploitations spécialisées de 1 000, 2 000, 5 000 et 10 000 porcs (Massé, 1981). Pour cette raison, les producteurs traditionnels et diversifiés ont été, à toutes fins pratiques, exclus d'un marché occupé presque en totalité par un petit nombre de producteurs hautement spécialisés.

La progression de la production depuis 1971, alors que le cheptel se situait à 1,2 millions, a permis aux éleveurs de s'approprier la première place parmi les provinces productrices.

Par ailleurs, même si depuis 1981, la production québécoise relativement au niveau canadien est en baisse (36,5% → 32,0%), la production porcine est devenue au Québec la seconde en importance après la production laitière dans l'industrie agro-alimentaire. Elle se place, en effet, parmi les principales industries manufacturières, n'étant dépassée que par celles des pâtes et papiers, de la pétro-chimie, de l'industrie laitière, de la fonte et de l'affinage des métaux.

Tableau 1: Nombre de porcs au Québec par régions agricoles et production estimée de fumier (Bureau de la Statistique du Québec, 1980).

Régions agricoles	Porcs de reproduction		Porcs destinés au marché	
	Nombre de têtes	Fumier frais (m <sup>3</sup> .an <sup>-1</sup> )	Nombre de têtes	Fumier frais (m <sup>3</sup> .an <sup>-1</sup> )
Bas St-Laurent/ Gaspésie	9 400	54 374	42 000	108 567
Québec	43 500	251 626	378 000	977 110
Beauce	63 000	364 424	626 000	1 618 176
Nicolet	35 000	202 458	219 400	567 013
Cantons de l'Est	35 800	207 082	250 300	647 013
Richelieu	63 500	367 316	648 100	1 675 304
Sud-ouest de Montréal	9 400	54 373	44 700	115 543
Outaouais	4 800	27 764	29 000	74 959
Nord-ouest du Québec	200	1 156	2 000	5 169
Nord de Montréal	52 300	302 530	370 000	956 429
Mauricie	14 300	82 530	184 000	475 630
Saguenay/Lac Saint-Jean	3 300	19 087	20 500	52 986
TOTAL	334 500	1 934 720	2 814 000	7 274 021

Il semble donc que les québécois aient développé un sous-secteur agricole qui pourrait devenir très rentable puisque la production satisfait la demande à quelque 150%. Dans un tel contexte, le Québec pourrait donc augmenter sa part canadienne à l'exportation. En 1980, 43% des exportations canadiennes provenaient du Québec. Toutefois les québécois doivent faire face maintenant aux éleveurs de l'Ouest canadien où la production est en hausse et le coût d'exploitation moindre puisqu'ils cultivent eux-même les grains nécessaires à l'alimentation des porcs.

Une des conséquences les plus importantes de cette intensification et de cette spécialisation est la rupture de la complémentarité entre les productions animales et végétales. L'éleveur préfère souvent acheter la nourriture des animaux au lieu de la produire, et de ce fait, ne dispose guère des terres requises pour l'épandage des fumiers. Le ministère de l'Environnement du Québec (MENQ) recommande 3 unités animales par hectare, soit 6 porcs. Dans de telle condition, bien que le lisier de porc ne représente que 15% de la production du fumier animal au Québec (Boudreau, 1979), il est considéré comme un fléau dans les localités où sont concentrées les grandes exploitations porcines. Ainsi, par exemple, le problème de la disposition des fumiers est aigu sur les bassins versants des rivières Chaudière, Yamaska, Assomption et Achigan où les terres ne suffisent plus à l'épandage.

## 2.2 Disposition du fumier de porc et charge polluante

Les élevages intensifs qui soutiennent cette forte production porcine entraînent évidemment la production d'une charge polluante élevée, estimée à environ 34 millions de litres par jour.

Le potentiel eutrophisant du lisier est lié à sa composition. Il est formé principalement d'eau (92%), de nourriture non digérée ainsi que de fibres cellulosiques qui ont échappé à l'action des bactéries. La grande concentration de matière organique requiert une quantité importante d'oxygène pour sa décomposition. En moyenne, 75% de l'azote, 80% du phosphore et 87% du potassium contenus dans l'alimentation ne sont pas

utilisés par l'animal (Taiganides et Hazen, 1966; Azevedo et Stout, 1974; Brady, 1974), ce qui correspond, par tonne de lisier frais, à 6.4 kg d'azote, 1.4 kg de phosphore et 2.9 kg de potassium.

Le lisier contient également des éléments tels le calcium, le sodium, le magnésium et le soufre, ainsi que des oligo-éléments comme le cuivre, le zinc, le bore, le manganèse, le cobalt et le molybdène (McCalla et Viets, 1969). Certains de ces éléments, comme le cuivre et le zinc, sont considérés comme potentiellement toxiques pour l'environnement (Harmon et Duncan, 1978). Les déjections supportent aussi  $3.3 \times 10^6$  coliformes par gramme. Ce taux est de 3 à 4 fois plus grand que chez l'homme. Les bactéries pathogènes présentes dans le milieu peuvent causer des salmonelloses, des leptospiroses, l'anthrax, la brucellose, l'érysipèle et des colibacillooses (Massé, 1981). Bisaillon et al. (1984) ont caractérisé la microflore dans les déjections de porcs.

L'épandage pourrait s'avérer une solution intéressante au problème de disposition; compte tenu de la valeur fertilisante du lisier de porc (Boudreau, 1979; Antoun et al., 1985), ce moyen traditionnel de disposition des déjections de porcs permettrait de recycler un déchet agricole. Lors du 7e Symposium sur le traitement des eaux usées (1984), on reconnaissait que l'épandage du lisier constituait une partie importante de la solution au problème de la disposition de ce produit résiduaire agricole. En effet, pour les sols du Québec dont le niveau de fertilité peut être classé comme bas, l'épandage, permet de bien exploiter la valeur fertilisante des fumiers qui se chiffraient en 1979 en terme d'azote, de phosphore et de potassium à 7.75\$ par tonne de fumier frais ou à environ 30 millions \$ pour l'ensemble du Québec (Boudreau, 1979). D'ailleurs, Antoun et al. (1985) ont clairement fait ressortir les effets bénéfiques de l'utilisation du lisier de porc (112 tonnes/ha) sur le rendement d'une culture de maïs fourrager et sur le contenu du sol en P, Ca et Mg comparativement à un engrais chimique (150 kg N/ha; 65,5 kg P/ha; 125 kg K/ha).

Cependant, l'épandage peut également mener à une dégradation de l'environnement aquatique. Le problème découle du fait que, dans les zones

où sont concentrées les élevages, l'épandage du lisier sert plus à la disposition pure et simple qu'à l'amélioration du rendement des cultures. Culley et Barnett (1984) ont identifié certaines de ces régions: l'une près de Granby dans le bassin de la rivière Yamaska, l'autre près de l'embouchure de la rivière Chaudière et enfin, deux autres dans le bassin des rivières Maskinongé et l'Achigan. Dans les bassins versants, Massé (1981) a observé des problèmes de contamination des eaux de surface et des eaux souterraines (ex.: contamination en ammoniacque, phosphore et coliformes des eaux souterraines à Saint-Roch de l'Achigan). Dans ces régions, les taux d'épandage dépassent l'équivalent de 4 unités animales à l'hectare alors que le ministère de l'Environnement du Québec recommande 3 unités animales, soit 6 porcs. L'analyse des données pédologiques révèle que les risques de contamination des eaux souterraines sont plus élevés dans le bassin de la rivière Chaudière que dans le bassin de la Yamaska où la densité des porcs serait pourtant plus élevée. De telles situations sont susceptibles de nuire aux objectifs du Programme d'assainissement des eaux du Québec. Ce programme prévoit consacrer 6 milliards \$ à la dépollution des eaux municipales et une partie des rejets industriels. Cet effort pourrait donner peu de résultats là où les productions agricoles sont responsables de la pollution des cours d'eau.

Le milieu aquatique, sauf en cas de rejet direct du lisier au cours d'eau, n'est affecté qu'indirectement. En effet, les substances provenant des sols fertilisés n'atteignent le cours d'eau que par l'entremise, d'une part, des eaux de percolation qui transportent les formes dissoutes vers la nappe souterraine et, d'autre part, des eaux de ruissellement qui véhiculent les formes dissoutes et particulaires à la surface du sol. L'importance relative de ces deux modes de transport des éléments chimiques est difficile à préciser.

### 2.3 Caractéristiques chimiques des eaux de drainage et de ruissellement

En général, les eaux de drainage contiennent des taux assez importants d'azote (10 à 50 mg.L<sup>-1</sup>). Ces niveaux sont plus élevés que ceux des eaux de ruissellement (1 à 10 mg.L<sup>-1</sup>). Willrich (1969) a évalué les pertes d'azote

dans l'eau de drainage à moins de  $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$  N-organique,  $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$  N-NH<sub>4</sub>,  $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$  N-NO<sub>2</sub> et  $19 \text{ mg.L}^{-1}$  N-NO<sub>3</sub>. Les nitrates sont donc la principale forme d'azote dans les eaux de drainage.

Avec des taux aussi élevés, Tokarz et al. (1979) rapportent que les risques de dépasser la norme pour l'eau potable dans le cas des nitrates véhiculés par les eaux de percolation sont bien réels. Selon Canadian Animal Waste Management Guide Committee (1972), cette norme, établie à  $10 \text{ mg N-NO}_3.\text{L}^{-1}$ , tient compte de la toxicité des nitrates pour le cheptel et pour les jeunes enfants (méthémoglobinémie). Les eaux de percolation sont donc importantes dans le transfert de l'azote vers les cours d'eau.

D'autre part, les eaux de percolation entraînent moins de phosphore ( $0,1$  à  $1 \text{ mg.L}^{-1}$ ) que les eaux de ruissellement ( $0,2$  à  $2 \text{ mg.L}^{-1}$ ). Le phosphore, contrairement à l'azote, est fortement retenu dans le sol sous forme de composés de fer, de calcium ou d'aluminium (Dionne, 1978). Ceci diminue les concentrations des composés phosphorés solubles, surtout celles de l'ion orthophosphate, dans les eaux souterraines. Les quantités de phosphore dans les eaux de percolation sont néanmoins supérieures aux concentrations requises pour limiter la croissance de la végétation aquatique, soit  $0,03 \text{ mg P.L}^{-1}$  en rivière et  $0,02 \text{ mg P.L}^{-1}$  dans les lacs (Gouin et Malo, 1977). Ces normes sont basées sur la disponibilité de l'ion orthophosphate pour la végétation aquatique, mais des formes plus complexes du phosphore peuvent également être utilisées (Paerl et Downes, 1978; White et Payne, 1980).

La présence de nitrate et de phosphore en concentrations supérieures aux normes de qualité permet d'établir que la charge d'éléments nutritifs véhiculés par les eaux de drainage n'est pas négligeable et que celle-ci pourrait même modifier la qualité des cours d'eau. La pollution des nappes souterraines, surtout dans le cas des nitrates, revêt un caractère d'autant plus redoutable que la surveillance de la qualité des nappes s'effectue à long terme et avec difficulté.

#### 2.4 Contamination des eaux de drainage par des fertilisants

Le mouvement dans le sol et dans les eaux de drainage des composantes provenant du fumier a été étudié soit à l'aide de colonnes de sol, soit par l'échantillonnage de drains agricoles, de piézomètres ou de ruisseaux agricoles. Bien que certains auteurs (Thomas et Crutchfield, 1974; Bosshart, 1977; Miller et Mackenzie, 1978; Schepers et al., 1980) n'aient pas trouvé de relation entre l'application de fertilisants et la perte d'éléments nutritifs, plusieurs autres études démontrent que le sol et l'eau sont modifiés par l'emploi de fertilisants chimiques ou animaux. À Lennoxville, au Québec, l'application d'une dose de 300 kg.ha<sup>-1</sup> annuellement a influencé les teneurs du sol en nitrates, phosphore et potassium jusqu'à des profondeurs de 60 cm (Pesant, 1978). Ailleurs, Boorman (1977), Broadbent et Carlton (1978) et Tokarz et al. (1979) ont trouvé que l'application de déchets animaux augmentait la conductivité (sels solubles), le potassium, l'azote total, le phosphore ou la matière organique du sol. Par ailleurs, les concentrations d'azote dans le sol tendent à croître avec le taux d'application, mais pas nécessairement de façon linéaire (Sutton et al., 1978, Broadbent et Carlton, 1978; Culley et al., 1981). Dans le cas des métaux traces, Brown et al. (1983) ont trouvé qu'après l'application, pendant une année, d'effluents domestiques à des colonnes de sol, que les concentrations de Cd, Cu, Ni, Pb et Zn augmentaient à la surface du sol, mais n'atteignaient pas les eaux de percolation.

Ainsi, Milde et Mollweide (1975) ont établi, dans des colonnes de sable fin avec 20% de gravier, que les diminutions de carbone organique dissous (COD), de bactéries et de chlorures étaient plus prononcées en augmentant l'épaisseur de la surface. L'ammoniaque, par contre, restait élevé et les nitrates variables. La filtration n'est donc pas uniforme pour tous les paramètres. Pesant (1978), en utilisant des colonnes de sol recouvert d'engrais chimiques, a évalué que 1% de l'azote, 0,1% du phosphore et 1,7% du potassium qui étaient appliqués se retrouvaient dans l'eau à 0,8 m de profondeur. Marriott et al. (1977) ont également noté des diminutions des teneurs en nitrates avec la profondeur.

Plusieurs études sur la qualité de l'eau de drainage permettent de bien établir que les fertilisants peuvent modifier sa composition. Bolton et al. (1970) ont trouvé que les pertes d'azote, de phosphore, de potassium, de calcium et de magnésium augmentaient à cause de l'application de fertilisants. Baker et al. (1975) notaient des augmentations de nitrates, de phosphore total, d'orthophosphate et de sulfates dans l'eau drainant des champs fertilisés. Hill et McCague (1974) et Dionne (1978) ont noté des augmentations importantes de divers paramètres chimiques dans un cours d'eau lorsqu'il traversait des champs fertilisés. Hill et McCague (1974) associent les taux élevés de nitrates dans les cours d'eau aux fortes concentrations de nitrates dans les drains agricoles (plus de 60 mg/L durant les trois semaines suivant la fertilisation), plutôt qu'au ruissellement. Une étude de Boorman (1977) qui porte spécifiquement sur l'épandage de lisier de porc rapporte, en plus des augmentations en éléments nutritifs (nitrate, azote Kjeldahl, azote ammoniacal, phosphore total), des hausses en DCO et en chlorures dans les eaux de drainage.

#### 2.5 Utilisation de tests biologiques pour évaluer les niveaux de fertilité et de toxicité des eaux souterraines contaminées par le lisier de porc

Aucune étude publiée ne semble avoir porté sur les effets stimulateurs ou inhibiteurs des substances transitées sur des organismes aquatiques si ce n'est par comparaison à des normes générales de qualité de l'eau. Cependant, cette approche ne met pas en évidence les interactions antagonistes et synergétiques des ligands organiques et inorganiques et ne tient que peu compte de la spéciation des composés métalliques. Par contre, l'utilisation d'indicateurs biologiques permet d'obtenir une estimation des niveaux de fertilité et de toxicité des eaux souterraines susceptibles d'atteindre le cours d'eau récepteur. Par ailleurs, dans un rapport récent d'Environnement Canada, MacGregor et Wells (1984) identifient le rôle important des tests biologiques en tant que variable d'appui aux analyses chimiques à l'intérieur des programmes de dépistage des risques constitués par le rejet de substances altérageuses dans l'environnement aquatique.

L'algue verte unicellulaire Selenastrum capricornutum possède une place de choix chez les indicateurs biologiques à cause de la facilité des manipulations reliées à la conservation et à l'entretien des cultures monospécifiques, des faibles changements morphologiques des cellules durant la croissance, de leur tendance à demeurer en suspension sans s'agglomérer, de la fiabilité et la reproductibilité des résultats (Chiaudani et Vighi, 1978). Cette algue a été sélectionnée par le "Joint Industry Government Task Force" aux États-Unis comme organisme standard pour les bio-essais; les conditions expérimentales (température, éclairage, agitation, milieu de croissance) ont été standardisées pour assurer la qualité et la comparaison des résultats entre les laboratoires (Miller et al., 1978). Deux types de bio-essais peuvent être utilisés: l'approche en milieu statique (batch) et celui en milieu dynamique (turbidostat, chemostat).

L'approche en condition statique, plus simple, est largement répandue. Dans ce contexte, mentionnons le développement et l'utilisation en routine de divers tests à Environnement Québec (Joubert, 1980; 1981) et Environnement Canada, région du Québec (Blaise et al., 1984); par ailleurs, des efforts sont entrepris au niveau international pour standardiser certains tests dont le test de fertilité avec algues par l'International Standardization Organization.

Papineau (1985) a précisé les modifications de la qualité des eaux de percolation suite à l'épandage sur des colonnes de trois types de sol québécois (loam sablo-argileux, argile limoneuse, sable loameux) à l'aide du test de fertilité. L'ajout de lisier au loam sablo-argileux a augmenté l'effet d'inhibition observé dans les eaux de percolation du sol témoin; dans le cas de l'argile limoneuse, l'épandage provoque une croissance plus élevée de la biomasse algale alors qu'il provoque peu d'effet sur le sable loameux.

Le présent travail fait suite aux travaux de Papineau (1985) et permettra d'une part, d'identifier les sols sur lesquels l'épandage du lisier de porc présente des risques de contamination des eaux de percolation et d'autre

part, d'évaluer le potentiel eutrophisant ou toxique des substances transitées dans l'eau de percolation.

### 3. Matériel et méthodes

#### 3.1 Préparation des treize classes texturales de sol

##### i) Échantillonnage

Trois types de matériaux ont été utilisés pour préparer les différentes classes texturales devant servir à l'expérimentation. Il s'agit de l'argile du sol de la série "Sainte-Rosalie", du sable du sol de la série "Des Crêtes" et du dépôt limoneux situé sous la série "Saint-Thomas". Les sols ont été prélevés au niveau des horizons C afin d'éviter toute influence de la matière organique du sol.

Après séchage à l'air et tamisage à 2 mm, une première granulométrie a été réalisée afin de connaître la composition texturale des sols de départ. Cette composition figure dans le tableau 2.

Afin de pouvoir réaliser toutes les classes texturales, l'argile de la série "Sainte-Rosalie" et le dépôt limoneux ont été "concentrés" respectivement en argiles et en limons en éliminant les sables par tamisage à 50  $\mu\text{m}$  puis par sédimentation, siphonage et séchage à l'étuve à 60°C. Les analyses granulométriques "après concentration" figurent dans le tableau 3.

##### ii) Préparation des différentes classes texturales

Treize mélanges correspondant aux 13 classes texturales définies par la Commission Canadienne de Pédologie (1978) ont été préparés (fig. 1). Chaque mélange correspond à la teneur moyenne en argile, limon et sable de la classe texturale qu'il représente. La

Tableau 2: Composition texturale de départ des sols Sainte-Rosalie, Des Crêtes et du dépôt limoneux.

	Argiles % ≤ 2 μm	Limons % 2-50 μm	Sables % 50-2000 μm
Sainte-Rosalie	65	29	6
Dépôt limoneux	20	50	30
Des Crêtes	1	2	97

Tableau 3: Composition granulométrique du sol Sainte-Rosalie et du dépôt limoneux après "concentration".

	Argiles % ≤ 2 µm	Limons % 2-50 µm	Sables % 50-2000 µm
Sainte-Rosalie <sup>1</sup>	72	28	0
Sainte-Rosalie	79	21	0
Dépôt limoneux <sup>2</sup>	15	85	0
Dépôt limoneux	10	90	0

<sup>1</sup> L'argile du sol de la série "Sainte-Rosalie" a nécessité deux étapes de concentration (72 et 79%) qui furent réalisées toutes les deux suite à des séchages successifs à l'air libre et à l'étuve à 60°C.

<sup>2</sup> Le dépôt limoneux situé sous la série "Saint-Thomas" a aussi nécessité deux étapes de concentrations (85 et 90%) qui furent réalisées toutes les deux suite à une sédimentation du limon et à des séchages respectifs à l'air libre et à l'étude à 60°C.

composition granulométrique visée et celle obtenue suite à la préparation des 13 mélanges sont données dans le tableau 4. 10 kg de chaque mélange ont été préparés afin de procéder à la mise en place du système.

iii) Mise en place du système

3 kg de chaque mélange ont été placés dans des enceintes en plastique d'une hauteur et d'un diamètre de 20 cm. Le fond des enceintes est percé de plusieurs trous afin de permettre l'échantillonnage du percolat. De la laine de verre et de la silice grossière lavée ont été placées dans le fond de l'enceinte afin d'éviter les pertes de mélange lors de l'expérimentation. 3 enceintes identiques ont été préparées pour chaque mélange, l'une servant de témoin, les deux autres recevant chacune une application de lisier. Chaque enceinte a ensuite été inbibée par remontée capillaire puis "égouttée" pour éliminer l'excès d'eau d'imbibition.

3.2 Épandage du lisier de porc

Le lisier de porc utilisé pour la présente étude provenait d'un élevage constitué de porcs mâles et femelles adultes nourris sur une base de maïs. Le lisier dont la composition apparaît au tableau 4 a été épandu sur les 13 catégories de sol précédemment décrites (tableau 5). Chaque sol recevait 33 g (1x dose recommandée par le Conseil des Productions Végétales du Québec) ou 132 g (4x dose recommandée par le CPVQ) de lisier. Le lisier était constitué de 72% (poids sec) de carbone et de 6% (poids sec) d'azote.

3.3 Arrosage et échantillonnage des percolats

Suite à l'épandage de lisier qui a eu lieu le 16 septembre, les enceintes ont été arrosées d'eau distillée à raison de 600 ml/semaine du 22 septembre au 5 octobre, et de 300 ml/semaine du 6 octobre au 8 novembre. Les percolats ont été prélevés à la fin de chaque semaine et congelés jusqu'au

Tableau 4: Composition de la partie liquide du lisier de porc prélevé le 16 septembre 1985 (10 mL purin = 0.17 g matière sèche).

N (mg.L <sup>-1</sup> )		P total	Cu	K	Mg	Ca
NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	mg.L <sup>-1</sup>				
3857	420	126	1.3	1231	88.8	250

Tableau 5: Granulométrie théorique et réelle des 13 mélanges réalisés.

Mélange	Classe texturale	Argiles %		Limons %		Sables %	
		T	R	T	R	T	R
1	argile lourde	75	75.1	10	20.0	15	4.9
2	argile	50	52.5	20	20.9	30	26.5
3	argile limoneuse	50	49.4	42	45.5	8	5.1
4	argile sableuse	40	37.1	5	9.5	55	53.4
5	loam limono-argileux	35	34.2	55	58.3	10	7.5
6	loam argileux	35	35.5	30	30.4	35	34.1
7	loam sablo-argileux	28	27.6	12	12.2	60	60.2
8	loam limoneux	15	14.7	65	65.6	20	19.7
9	loam	18	18.7	42	43.4	40	37.9
10	loam sableux	10	10.9	25	25.4	65	63.7
11	limon	5	9.1	85	81.2	10	9.7
12	sable loameux	5	3.8	15	18.6	80	77.6
13	sable	5	4.5	0	3.3	95	92.2

T : Composition granulométrique théorique visée.

R : Composition granulométrique réelle obtenue après mélange.

moment de l'analyse. Cependant seules les analyses bactériologiques ont été effectuées immédiatement après le prélèvement.

### 3.4 Analyses physiques et chimiques

Les analyses physiques et chimiques apparaissant au tableau 6 ont été effectuées à trois reprises pendant l'expérience soit après 1,3 et 8 semaines.

### 3.5 Analyses biologiques

La qualité bactériologique de l'eau de percolation a été déterminée au laboratoire du ministère de l'Environnement du Québec selon la méthode de la membrane filtrante décrite dans le Guide de l'évaluation de la qualité bactériologique de l'eau potable (Ministère de l'Environnement du Québec, 1981). Le potentiel de fertilité et la toxicité des percolats ont été déterminés par le laboratoire de bio-essais du ministère de l'Environnement du Québec avec l'algue verte Selenastrum capricornutum selon la méthode décrite par Joubert (1980). La toxicité a également été évaluée avec la bactérie Photobacterium phosphoreum au moyen du système Microtox<sup>TM</sup> (Beckman, modèle 2055). La CE-50 pour l'inhibition de la lumière a été mesurée selon la méthode décrite dans le manuel Beckman Instruments Inc. (1982).

Pour mesurer le taux d'assimilation de carbone par l'algue Selenastrum capricornutum, 24 h après le début du bioessai de potentiel de fertilité sur les percolats, 20 mL étaient prélevés de l'échantillon et 125 µL de NaHCO<sub>3</sub> y étaient ajoutés. De cet échantillon, 2 mL étaient prélevés pour le dosage du TIC et le volume restant était séparé dans deux vials à scintillation auxquelles 0.2 µCi de <sup>14</sup>C (NaH <sup>14</sup>CO<sub>3</sub>) était ajouté. Les vials étaient incubées pendant une heure devant une source lumineuse. À la fin de la période d'incubation, 100 µL de formaldéhyde et de HCl 1N étaient ajoutés aux échantillons respectivement pour arrêter l'activité photosynthétique et pour faciliter le dégazage qui était effectué par agitation pendant une heure. La chlorophylle était ensuite photooxydée pendant 4 heures. 10 mL

Tableau 6: Méthodes d'analyse des paramètres mesurés sur les percolats de sol.

Paramètres mesurés	Méthodes d'analyse
Turbidité	Turbidimètre Hach Modèle 2100A serie 4404
Couleur	Hellige Aqua Tester
PO <sub>4</sub>	Auto-analyseur Technicon
Phosphore total	" "
NO <sub>2</sub> -NO <sub>3</sub>	" "
NH <sub>4</sub>	" "
N kjeldahl	" "
pH	pH-mètre
Carbone total	Carbon Analyser - IR
Chlorure	Titration avec le nitrate d'argent
Manganèse	Spectrophotomètre à absorption atomique (à flamme)
Potassium	" " " "
Sodium	" " " "
Magnésium	" " " "
Calcium	" " " "
Fer	" " " "
Plomb	Spectrophotomètre à absorption atomique Varian muni d'un four en graphite Atomizer GTA 96
Cadmium	" " " "
Cuivre	" " " "

de liquide à scintillation Scintiverse II étaient ensuite ajoutés aux vials. Le comptage de la radioactivité a été effectué avec un compteur à scintillation liquide LKB, modèle Rackbeta et un standard d'hexadécane a été utilisé pour transformer les coups par minute (CPM) en désintégrations par minute (DPM). La quantité de carbone assimilé a été calculée avec la formule:

$$\mu\text{gC.L}^{-1}.\text{h}^{-1} = \frac{{}^{14}\text{C assimilé} \times \text{T.I.C.} (\mu\text{g.L}^{-1}) \times 1.06}{\text{activité spécifique}} \quad (\text{Vollenweider, 1974})$$

### 3.6 Représentation graphique des charges percolées

Une fois l'expérimentation réalisée, nous disposions d'un tableau multidimensionnel de données assez important. La charge cumulative transitée avait été calculée à 3 dates (après 1, 3 et 8 semaines), et ceci pour 16 paramètres chimiques, 3 doses d'épandage (0X, 1X, 4X) et 13 sols synthétiques. On avait donc un tableau de [C(3) x P(16) x D(3) x S(13)] données. Ce type de tableau peut donner lieu à de nombreuses formes d'analyse. À cette étape, nous avons décidé de visualiser, pour chaque paramètre, la charge cumulative transitée après 8 semaines, selon les types de sols et les doses de lisier appliquées.

Les pédologues ont l'habitude de représenter la composition granulométrique d'un sol dans un diagramme triangulaire équilatéral redondant, c'est-à-dire qu'un sol est caractérisé par le pourcentage en poids sec des sables (S), des limons (L) et des argiles (A); ces 3 coordonnées sont liées par la relation  $S + L + A = 100$ . Nous avons d'abord transformé ces coordonnées triangulaires en coordonnées rectangulaires plus classiques, l'abscisse étant colinéaire à l'axe du sable et l'ordonnée étant perpendiculaire à cet axe. On a alors:

$$x = S - \frac{A}{2}; \quad y = A \frac{\sqrt{3}}{2}$$

Dans ces axes, nous avons établi les lignes isovaleurs de chaque paramètre, à l'aide d'un programme de contourage. Ce programme établit d'abord des valeurs interpolées aux noeuds d'une grille carrée puis représente les isocourbes par des segments de droites joignant des points de même isovaleur situés sur la trame de la grille carrée.

Cette représentation peut être considérée comme très bonne pour les points situés à l'intérieur du nuage représentant les sols, et plus approximative, en bordure du triangle représentatif ou à proximité des sommets.

Dans notre cas, ce type de représentation a donné des résultats très probants (figures 2 et suivantes) et nous a ainsi évité des analyses plus abstraites de type multivarié.

L'identification des points aux figures 2 et suivantes est faite en se référant à la figure 1. Par ailleurs, les valeurs de chacun des points sont présentées sur les figures regroupées à l'annexe 1.

#### 4. Résultats et discussion

##### 4.1 Variation de la qualité de l'eau de percolation en fonction des classes texturales de sol

La qualité de l'eau de percolation des sols témoins (sols n'ayant pas reçu de lisier) est très variable. Par exemple l'argile lourde (sol 1) exporte, par rapport aux autres sols, une charge plus importante en phosphate et en phosphore total (fig. 2A et 3A), en sodium (fig. 8A) et en métaux lourds (cuivre, cadmium et plomb) (fig. 15A, 16A et 17A). Cette constatation est liée au lessivage des éléments fixés sur la capacité d'échange cationique de l'argile. Dans les autres classes texturales où l'argile est en plus faible quantité, il est normal que les percolats soient plus pauvres en ces éléments. Un potentiel de fertilité élevé de 23 et 38 mg.L<sup>-1</sup> à la première et troisième semaine respectivement, est une conséquence de la charge élevée en phosphore que l'on retrouve dans les percolats des témoins.

Pour leur part, les percolats du loam sableux (sol 10) et du sable loameux (sol 12) sont plus chargés en carbone total (fig. 7A), en calcium (fig. 9A) et en magnésium (fig. 11A); tandis que les percolats des sols 4 (argile sableuse) et 7 (loam sablo-argileux) sont plus chargés en azote (fig. 4A, 5A et 6A), en chlorures (fig. 12A) et en fer (fig. 14A). Le potassium se retrouve en plus grande quantité dans les percolats des sols 1 (argile lourde), 3 (argile limoneuse), 5 (loam limono-argileux) et 8 (loam limoneux) (fig. 10A). Les plus fortes teneurs en calcium et magnésium des percolats des sols sableux s'expliquent par leur plus faible capacité de rétention de ces éléments liée à une moindre quantité d'argile. Quant au fer rencontré dans les percolats des sols 4 (argile sableuse) et 7 (loam sablo-argileux), il est lié à la vitesse de percolation de l'eau. La présence d'argile est suffisamment importante, dans ces deux textures pour réduire la vitesse de percolation de l'eau et permettre ainsi de réduire le fer et d'assurer sa mobilité. En ce qui concerne l'azote et le potassium, les teneurs rencontrées dans les percolats peuvent être associées aux minéraux argileux présents, à savoir illite et vermiculite. L'illite minéral potassique, sert de réservoir de potassium facilement mobilisable alors que la vermiculite fixe l'ion  $\text{NH}_4^+$  en position interfoliaire.

Pour certains éléments les concentrations mesurées dans les percolats des sols témoins (tableau 7) excèdent les normes de qualité de l'eau fixées par Meunier et Guimond (1979). En effet dans les percolats des sols 1, 4, 5, 6, 10, 12 et 13 les teneurs en phosphore inorganique excèdent la norme de  $0.026 \text{ mg.L}^{-1}$ . De plus, dans le cas des métaux comme le plomb, le cadmium et le cuivre des dépassements de norme sont observés dans plusieurs sols témoins. Ces observations reflètent les caractéristiques des matériaux de départ (sable, limon, argile) qui proviennent d'horizons peu ou pas altérés.

Les éléments nutritifs ne sont pas retenus également par les différentes classes texturales de sol ayant reçu la dose de lisier de porc recommandée par le CPVQ correspondant ici à 33 g par pot. Par exemple, 3.5 fois plus de phosphate percole à travers le loam limoneux (sol 8) qu'à travers les sols argileux (sols 1, 2, 4, 6 et 7) (fig. 2B). Dans les sols ayant une plus

Tableau 7: Comparaison des valeurs mesurées dans les percolats aux normes établies pour la qualité générale de l'eau, dépassement de norme.

Paramètre (norme)	1		2		3		4		5		6		7								
	TÉMOIN	4X	TÉMOIN	4X	TÉMOIN	4X	TÉMOIN	4X	TÉMOIN	4X	TÉMOIN	4X	TÉMOIN	4X							
	33 g	132 g	33 g	132 g	33g	132 g	33 g	132													
P-inorganique (.026 mg.l <sup>-1</sup> )	0.144	0.014	0.018	0.013	0.006	0.01	0.014	0.009	0.008	0.025	0.008	0.008	0.037*	0.017	0.014	0.041*	0	0.010	0.014	0.006	0.014
Nitrates (12 mg.l <sup>-1</sup> )	4.41	41.77*	85.81*	6.54	61.91*	40.18*	5.02	20.59*	37.64*	8.59	30.84*	51.44*	2.20	9.63	12.12*	6.33	23.61*	23.3*	18.24*	31.71*	23.44*
Chlorures (200 mg.l <sup>-1</sup> )	26.9	56.16	145.25	29.5	65.68	99.43	39.8	51.46	136.25	20.8	69.98	136.38	21.82	51.02	149.09	19.4	51.19	153.18	59.2	42.89	122.96
Ploomb (.03 mg.l <sup>-1</sup> )	0.97*	0.92*	1.2*	0	0.61*	1.24*	0	0	0.97*	0.99*	0.82*	0.89*	0	0	0	0.65*	0	0.64*	0	0.60*	1.39*
Cadmium (.004 mg.l <sup>-1</sup> )	1.14*	0.35*	0.11*	0.26*	0.10*	0.15*	0.11*	0.25*	0.13*	0.23*	0.28*	0.21*	0.12*	0.06*	0.05*	0.10*	0.17*	0.14*	0.26*	0.14*	0.36*
Cuivre (.02 mg.l <sup>-1</sup> )	0.057*	0.038*	0.027*	0.06*	0.022*	0.023*	0.024*	0.02*	0.032*	0.025*	0.040*	0.032*	0.024*	0.177*	0.038*	0.033*	0.172*	0.046*	0.026*	0.115*	0.20*
pH (6-8.7)	8.49	8.45	8.65	8.71*	8.66	8.97*	8.65	8.67	8.84*	8.51	8.54	8.54	8.51	8.66	8.65	8.55	8.65	8.73*	8.54	8.58	8.48
Couleur (15 µg)	20	20	18.3	18.3	18.3	18.3	16.7	15	20	21.7	21.7	26.7	20	20	21.7	16.7	18.3	23.3	21.7	18.3	30
Turbidité (15 µg)	14.3	9.7	14.0	12	10.3	15.7*	10.3	8.7	15.7*	31.0*	10	16.3*	13.3	13.3	17.7*	15.7*	15.0	19.7*	9.7	11.3	15.0*
Coliformes totaux (100org/100ml)	0	0	60	90	230*	250*	0	0	0	10	1000*	1454*	0	0	720*	0	0	0	0	0	140*

Tableau 7: Comparaison des valeurs mesurées dans les percolats aux normes établies pour la qualité générale de l'eau, dépassement de norme. (SUIE)

Paramètre (norme)	8			9			10			11			12			13		
	TÉMOIN	33 g	4X 132 g	TÉMOIN	33 g	4X 132 g	TÉMOIN	33g	4X 132 g	TÉMOIN	33 g	4X 132 g	TÉMOIN	33 g	4X 132 g	TÉMOIN	33 g	4X 132 g
P-inorganique (.026 mg.l <sup>-1</sup> )	0.011	0.128*	0.022	0.014	0.040*	1.043*	0.025	0.020	0.02	0.015	0.02	0.014	0.026*	0.020	0.024	0.023	0.022	0.032*
Nitrates (12 mg.l <sup>-1</sup> )	4.36	5.17	4.56	2.29	6.71	6.89	3.84	9.44	8.50	1.57	2.24	5.99	3.49	3.04	13.62*	11.43*	21.93*	73.37*
Chlorures (200 mg.l <sup>-1</sup> )	18.8	38.22	148.53	13.8	36.81	75.99	14.5	45.78	151.12	14.2	51.02	91.96	16.3	55.71	146.79	14.8	36.87	160.05
Plomb (.03 mg.l <sup>-1</sup> )	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.59*	0	0	0	1.03*	2.26*	0	0.86*	0
Cadmium (.004 mg.l <sup>-1</sup> )	0.17*	0	0.11*	0.06*	0	0.19*	0.08*	0.12*	0.12*	0.06*	0.24*	0.06*	0	0.06*	0.06*	0.17*	0.18*	0
Cuivre (.02 mg.l <sup>-1</sup> )	0.017	0.027*	0.046*	0.025*	0.019*	0.049*	0.035*	0.035*	0.055*	0.029*	0.055*	0.051*	0.04*	0.053*	0.073*	0.026*	0.027*	0.066*
pH (6-8.7)	8.61	8.77*	8.84*	8.49	8.49	8.72*	8.63	8.63	8.43	8.55	8.60	8.47	8.47	8.62	8.42	8.54	8.56	8.51
Couleur (15 µg)	20	20	40	16.7	18.3	2.0	21.7	26.7	56.7	16.7	21.7	40	30	30	60.0	21.7	30	60
Turbidité (15 µg)	16.3*	18.0*	26.3*	18.0*	16.3*	12.3*	14.3	13.3	26.0*	17.7*	19.0*	22.7*	19.3*	27.0*	27.3*	12	19.0*	26.0*
Coliformes totaux (100org/100ml)	60	0	240*	80	30	0	27	20	50	0	1900*	10	10	50	100*	30	0	1750*

forte proportion d'argile (sols 1 à 7), la présence de lisier à la surface du sol, amène une diminution des charges en phosphate dans les percolats. Par ailleurs, comparativement à la concentration relativement élevée de phosphore dans le lisier (tableau 5), les quantités de phosphore dans les percolats sont toujours faibles (tableau 7). Selon Dionne (1978) le phosphore n'est pas entraîné facilement par les eaux de percolation car il est retenu dans le sol sous forme de composés de fer, de calcium ou d'aluminium. Bien que le fer n'ait pas été dosé dans le lisier, nous savons qu'il contenait une concentration relativement élevée de calcium ( $250 \text{ mg.L}^{-1}$ ).

De plus comparativement aux sols témoins, la norme de qualité pour le phosphate est dépassée moins fréquemment dans les percolats de sols ayant reçu du lisier (tableau 7). Comme ce fut le cas pour les sols témoins, un potentiel de fertilité élevé (ex.:  $92 \text{ mg.L}^{-1}$  pour le sol 8) accompagne une charge élevée en phosphore.

Dans le cas des nitrates-nitrites, la charge la plus élevée apparaît dans les sols 1 (argile lourde) et 2 (argile) (fig. 5B) tandis que l'azote ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) percole en plus grande quantité à travers les sols à forte teneur en sable (sols 10, 12 et 13) (fig. 4B). En effet, la fixation de l'azote ammoniacal par les argiles permet pour les sols 1 (argile lourde) et 2 (argile) sa transformation en nitrate alors que cette évolution ne peut se produire dans les sables. Le lisier épandu à la surface des colonnes de sol contenait neuf fois plus d'azote ammoniacal que de nitrates (tableau 5). D'autres chercheurs ont également observé soit l'absence ou la faible concentration de nitrates dans ce type de lisier (Bisaillon *et al.*, 1984). Or, dans les percolats de sols ayant reçu 33 et 132 g de lisier de porc, on retrouve respectivement entre 2 et 119 fois et entre 3 et 128 fois plus de  $\text{NO}_3$  que de  $\text{NH}_4$  (tableau 8). De nombreux auteurs ont observé de fortes concentrations de nitrates dans les eaux de drainage de sols ayant reçu du lisier de porc (Willrich, 1969; Boorman, 1977; Culley et Barnett, 1984). Étant donné la capacité de rétention des sols pour le  $\text{NH}_4$  chargé positivement et la très forte concentration de  $\text{NH}_4$  dans le lisier, la charge élevée en nitrate apparaissant tardivement peut être attribuée à la

Tableau 8: Proportion de nitrate par rapport à l'ammoniaque dans les percolats des 13 classes de sols étudiés.

Sols	Concentration de lisier de porc	
	33 g	132 g
1	82	128
2	119	87
3	25	68
4	36	63
5	9	15
6	32	38
7	31	22
8	5	5
9	9	4
10	10	7
11	2	3
12	2	4
13	27	9

nitrification dans les sols. D'ailleurs, les sols à travers lesquels le  $\text{NH}_4$  percole en plus grande quantité sont les sols où l'on retrouve les plus faibles charges en nitrates-nitrites.

Avec les concentrations de nitrates-nitrites observées dans les eaux de drainage de sols sur lesquels du lisier de porc a été épandu, Tokarz et al. (1979) soulignent les risques importants de dépasser la norme pour l'eau potable ( $10 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ ). À l'exception des sols 5, 8, 9, 10, 11 et 12 qui ont généralement moins de 20% d'argile (fig. 1), cette norme a été largement dépassée aux deux concentrations de lisier étudiées (tableau 7).

Les charges en ions majeurs (K, Cl, Mg, Ca et Na) sont plus élevées dans les percolats de sols ayant reçu du lisier de porc (33 g) (fig. 8B, 9B, 10B, 11B et 12B). Par ailleurs, l'allure de la distribution des charges dans les diverses catégories de sol change généralement selon que le sol ait reçu ou non du lisier. Par exemple pour le magnésium, c'est dans les percolats des sols témoins 10 (loam sableux) et 12 (sable loameux) que l'on retrouve les plus fortes charges comparativement aux sols argileux 1 et 2 ayant reçu 33 g de lisier (fig. 11A et B). En effet l'apport de lisier, riche en potassium ( $1231 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , tableau 5) favorise un changement des équilibres chimiques à l'origine du déplacement du magnésium.

Dans les sols ayant reçu 33 g de lisier, les teneurs les plus élevées en K, Mg et Na se retrouvent principalement dans les sols à fortes teneurs en argile (sols 1 et 2) tandis que les fortes charges en Mn et Ca se retrouvent dans les sols constitués principalement de sable (sols 10, 12 et 13) et les fortes teneurs en chlorures se retrouvent dans le sol 8 (loam limoneux) (fig. 8B, 9B, 10B, 11B, 12B, 13B).

Les métaux peuvent être divisés en deux groupes: le premier comprenant le fer et le cadmium, représente les métaux qui sont en plus fortes concentrations dans les sols témoins tandis que le deuxième, composé du plomb et du cuivre, représente les métaux dont les teneurs sont plus élevées dans les percolats des sols où 33 g de lisier ont été épandus. Pour les sols ayant reçu cette dose, la charge de cadmium (fig. 16B) et de plomb

(fig. 17 B) est plus élevée dans les percolats de l'argile lourde (sol 1) tandis que les charges les plus élevées de cuivre (fig. 15B) et de fer (fig. 14B) se retrouvent respectivement dans le loam limono-argileux (sol 5) et dans le sable (sol 13) et sable loameux (sol 12).

Dans les sols témoins les charges en métaux sont plus élevées dans les sols où l'on retrouve le moins de carbone dans les percolats (sol 1) (fig. 7A). À l'exception du fer, ceci demeure vrai pour les sols ayant reçu 33 g de lisier. D'ailleurs une analyse de corrélation partielle démontre qu'il existe une corrélation significative entre le fer et le carbone total ( $r = 0.63$ ; d.d.l. = 115;  $\alpha = 0.01$ ). Par ailleurs, dans les sols ayant reçu 33 g de lisier, la couleur et la turbidité des percolats semblent étroitement liées aux teneurs en carbone ( $r = 0.60$  et  $0.48$  respectivement; d.d.l. = 115;  $\alpha = 0.001$ ). Par exemple dans les sols à haute teneur en sable (10, 12 et 13) où le taux de percolation est élevé ces trois paramètres atteignent leurs plus fortes valeurs (fig. 7B; tableau 7).

Dans les percolats des sols ayant reçu 132 g de lisier soit quatre fois la dose recommandée par le CPVQ, les charges sont généralement supérieures aux charges mesurées pour les sols où 33 g de lisier ont été épandus, ceci à l'exception du cuivre et du calcium. Il n'y a cependant pas une relation directe entre les charges mesurées et la quantité de lisier épandue. La même observation a été faite pour l'azote dans les sols. La concentration tendait à croître avec le taux d'application mais pas nécessairement de façon linéaire (Sutton et al., 1978; Broadbent et Carlton, 1978; Culley et al., 1981).

En ce qui a trait aux éléments nutritifs un patron de distribution des charges dans les percolats semblable à celui retrouvé avec 33 g de lisier se dessine. Par exemple, les nitrates-nitrates sont en quantité plus importante dans le percolat de l'argile lourde (fig. 5C), sol qui semble retenir le  $\text{NH}_4$  permettant ainsi la nitrification. Malgré ce à quoi on pourrait s'attendre, la charge la plus faible en azote ammoniacale ne se retrouve pas seulement dans l'argile lourde mais aussi dans les sols argileux 2, 3, 5 et 6 (fig. 4C) où les teneurs en nitrate ne sont pas

particulièrement élevées (fig. 5C). L'argile lourde semble donc favoriser la nitrification à un plus grand degré.

Comparativement à la concentration plus faible de lisier (33 g), dans les percolats des sols ayant reçu 132 g de lisier, le phosphore se retrouve généralement en plus grande quantité (fig. 2B et C, 3B et C; tableau 7). Le sol 8 semble faire exception, car on retrouve une quantité de phosphore beaucoup plus élevée dans le percolat de la colonne ayant reçu 33 g de lisier. Ceci est lié à la nature même du matériau (loam limoneux) qui, en général, favorise le transfert des particules. L'ajout de 132 g de lisier accentue ce mécanisme qui favorise une diminution de la porosité, un temps de résidence plus long de la solution et ainsi la fixation du phosphore. Par contre l'addition de 33 g de lisier ne constitue pas une charge suffisante pour amorcer ce processus de colmatage. Tout comme pour les témoins et les sols ayant reçu 33 g de lisier, le potentiel de fertilité est ici aussi très fortement lié à la charge en phosphore.

Dans les sols ayant reçu 132 g de lisier les ions majeurs se comportent sensiblement de la même façon qu'avec 33 g de lisier. En effet à l'exception des chlorures et du magnésium, les charges les plus élevées se retrouvent généralement dans les mêmes sols (fig. 8B et C; 9B et C; 10B et C; 11B et C; 12B et C et 13B et C).

Contrairement à la dose 1X, avec 132 g de lisier le cuivre se retrouve en plus forte concentration dans les percolats de sols où la charge en carbone total est élevée (sols 10, 12 et 13) (fig. 7C; 15C). À cette dose de lisier il semble y avoir un lien entre la turbidité, la couleur et les charges en cuivre, en fer et en carbone. En effet les valeurs les plus élevées de ces paramètres se retrouvent toutes dans les sols 10 (loam sableux), 12 (sable loameux) et 13 (sable). Avec 132 g de lisier, le cadmium et le plomb se retrouvent généralement en plus fortes concentrations dans les percolats de sols 4 (argile sableuse) et 7 (loam sablo-argileux) (fig. 16C et 17C).

#### 4.2 Évolution temporelle des charges percolées

Dans les sols ayant reçu du lisier de porc les charges en nitrates-nitrites et en ammoniacque évoluent de façon contraire dans le temps. En effet de 38 (sol 5: dose 1X et 4X) à 71% (sol 2: dose 1X et 4X) des charges totales en  $\text{NH}_4$  ont percolé au cours de la première semaine de l'étude tandis qu'entre 84 (sols 3 et 12: 33 g et 132 g) et 97% (sol 11: 33 g et 132 g) des charges en  $\text{NO}_3 - \text{NO}_2$  ont percolé au cours des 5 dernières semaines de l'expérience. Dans les sols témoins, on retrouve une évolution temporelle similaire des charges en  $\text{NH}_4$  tandis que la variation temporelle des charges en  $\text{NO}_3 - \text{NO}_2$  est plus variable. Par exemple dans les sols 1 à 7 (sols contenant entre 75 et 28% d'argile), entre 44 (sol 3) et 68% (sol 4) des charges en nitrates-nitrites sont transitées au cours de la première semaine. Cette observation dans les sols témoins est aussi le résultat du processus de nitrification rencontré dans les sols argileux. Cependant, il s'agit, dans ce cas, du lessivage de nitrates formés antérieurement dans le matériau originel.

Dans les sols témoins, l'évolution temporelle du phosphate est très variable. Par exemple entre 43 et 72% de la charge totale a percolé dans la deuxième et troisième semaine de l'étude dans les sols 1 à 3, 7, 9 et 11 à 13. Par contre entre 45 et 100% de la charge est transportée la première semaine dans les sols 4, 6, 8, 10 et 13. Avec l'épandage de 33 g de lisier la percolation est ralentie dans les sols 2 à 5 et 9 où 100 et 85% de la charge apparaît dans les cinq dernières semaines de l'étude. Dans les sols 11 et 12 cependant le lisier accélère la percolation du phosphate. Avec 132 g de lisier l'évolution temporelle des charges est très variable et ne semble pas reliée à la composition des sols.

Les ions majeurs tels que le potassium, le sodium, le magnésium et le calcium sont rapidement lessivés de l'ensemble des sols. Dans les colonnes de sol témoin entre 25 et 44%, 13 et 37%, 21 et 34% et 24 et 42% respectivement des charges totales en K, Na, Mg et Ca percolent au cours de la première semaine de l'étude. Pour cette période, pour l'ensemble de ces ions, les charges les plus faibles sont transportées dans l'eau de percolation du sol 11 (limon) ce qui est lié à la nature siliceuse du matériau.

Pour le calcium ce schéma d'évolution temporelle est maintenu en présence des deux concentrations de lisier étudiées. Cependant dans le cas du potassium, avec 132 g de lisier dans le sol 11, 31% de la charge totale a percolé dans les deuxième et troisième semaines de l'étude. Par ailleurs dans le cas du sodium, pour les deux concentrations de lisier, dans les sols 11 et 12 respectivement 34 et 60% de la charge totale est transporté au cours des deuxième et troisième semaines de l'étude. Dans le cas du magnésium la présence de lisier ralentit l'exportation de cet ion dans plusieurs sols. Par exemple avec 33 g de lisier la plus grande proportion de la charge apparaît au cours des deuxième et troisième semaines dans les sols 5 (loam limono-argileux), 8 (loam limoneux) et 11 (limon). Avec 132 g de lisier la plus grande proportion de la charge en Mg apparaît aux deuxième et troisième semaines dans le cas des sols 2 à 6 (sols ayant entre 50 et 35% d'argile) et 11 (limon) et aux semaines quatre à huit dans le percolat de l'argile lourde (sol 1). Ces résultats nous semblent liés au temps de réaction nécessaire pour que s'établissent les nouveaux équilibres entre la fraction argileuse des sols (capacité d'échange cationique) et la solution de percolation (lisier).

Plus la concentration de lisier de porc est élevée, plus le nombre de sols dans lesquels les chlorures apparaissent en plus grande proportion à la deuxième et troisième semaine est important. Par exemple en l'absence de lisier, entre 36 et 60% de la charge total en chlorures percole au cours de la première semaine de l'expérience dans l'ensemble des sols à l'exception du sol 7 (loam sablo-argileux). Cependant avec 33 g de lisier entre 45 et 55% de la charge en Cl percolent au cours des deuxième et troisième semaines dans les sols 3 à 6 (entre 50 et 35% d'argile) et 11 (limon). Avec 132 g de lisier la percolation de la plus forte proportion de la charge en Cl se produit aux deuxième et troisième semaines dans l'ensemble des sols excepté dans les sols 7, 9 et 12 où la plus forte proportion de la charge apparaît à la première semaine.

Les métaux traces dosés lors de cette étude (Pb, Cd et Cu) sont également généralement lessivés rapidement de l'ensemble des sols. En effet dans les sols témoins 100% du plomb, entre 29 et 100% du cadmium et entre 29 et 46%

du cuivre percolent au cours de la première semaine. Suite à l'épandage de lisier de porc. Cette évolution demeure relativement inchangée dans le cas du cadmium et du cuivre, tandis que la présence de lisier semble ralentir la percolation du plomb dans les sols 2, 12 et 13 (avec 33 g de lisier) et 1, 4 et 12 (avec 132 g de lisier).

#### 4.3 Contamination bactérienne des percolats

Le degré de contamination des percolats par les coliformes totaux augmente avec la quantité du lisier épanché à la surface des colonnes de sol. Dans les sols témoins la norme de 100 org/100 ml n'est jamais dépassée. Dans les percolats contaminés (sols 2, 4, 8, 9, 10, 12 et 13) le nombre de coliformes totaux varie entre 10 et 70 UFC/100 ml (UFC = unité formant une colonie) (tableau 7). Chez les témoins, la contamination semble plus importante dans les sols à haute teneur en sable. Le nombre de percolats contaminés augmente avec la concentration de lisier épanché. Par ailleurs, la norme de qualité pour les coliformes totaux est fréquemment dépassée dans les percolats où il y a eu de l'épandage, particulièrement de 132 g de lisier par pot (tableau 7). D'autres bactéries (Acinetobacter calcoaceticus anitratum, A. calcoaceticus lwoffii, Pseudomonas fluorescens, Alcaligenes sp., Achromobacter sp. et Moranella sp.), généralement saprophytes ont été retrouvées tant dans les percolats de sols témoins que dans ceux des sols où il y a eu de l'épandage.

#### 4.4 Effets des percolats sur Selenastrum capricornutum

Bien que dans les percolats les métaux (plomb, cadmium et cuivre) dépassent fréquemment les normes de qualité de l'eau (tableau 7), ils ne semblent pas toxiques pour l'algue Selenastrum. Au cours des trois premières semaines de l'expérience aucune toxicité n'a été décelée dans les percolats des sols témoins. Une très faible toxicité (entre 1.1 et 1.5 U.T.) est cependant apparue à la huitième semaine de l'expérience dans tous les sols, à l'exception des sols 7 et 13. Avec les percolats de sol ayant reçu du lisier, la toxicité, lorsque présente, apparaît aussi généralement à la huitième semaine. Avec 33 g de lisier, aucune toxicité n'a été décelée dans

les sols 1, 7 et 9. Dans les autres sols, la toxicité pour Selenastrum varie entre 0.77 et 1.6 U.T. Chez les sols ayant reçu 132 g de lisier, la toxicité varie entre 0 (sols, 1, 7 et 9) et 1.9 U.T. Considérant que l'ion libre est la forme responsable de la toxicité de ces métaux (Sunda et Lewis, 1978; Chiaudani et Vighi, 1978), la présence de très fortes charges en matière organique (carbone total) contribue sans doute à réduire de façon significative la biodisponibilité de ces métaux en les complexant. Par ailleurs l'analyse de corrélation partielle démontre que les unités toxiques seraient plutôt corrélées avec le potassium ( $r = 0.53$ ; d.d.l. = 115;  $\alpha = 0.01$ ), le sodium ( $r = 0.48$ ; d.d.l. = 115;  $\alpha = 0.01$ ) pour lesquels il n'existe pas de norme de qualité de l'eau et avec le pH ( $r = 0.52$ ; d.d.l. = 115;  $\alpha = 0.01$ ) qui est généralement demeuré à l'intérieur de la norme établie (pH # 6.0 - 8.7) (tableau 7).

Bien que le phosphore dépasse la norme établie à plusieurs reprises tant dans les sols témoins que dans les sols ayant reçu du lisier de porc, les valeurs de potentiel de fertilité (PF) ne correspondent la plupart du temps qu'à un indice d'enrichissement moyen (tableau 9). En effet, le PF des percolats témoins est généralement inférieur à 2.9. Cependant des valeurs de PF de 23 (sol 1, semaine 1; sol 6, semaine 1) et 38 (sol 1, semaine 3) ont été observées et correspondent à des charges en phosphate relativement élevées (0.032 - 0.104 mg). Suite à l'épandage de 33 g de lisier le PF des percolats était généralement inférieur à 0.9. Les sols 8 et 9 font cependant exception. En effet des PF de 92 et 11 y ont été observés. À l'exception du sol 9 ou des valeurs de PF variant entre 35 et 111 ont été observées, le PF des percolats de sols ayant reçu 132 g de lisier est généralement inférieur à 1.9.

Par ailleurs les percolats des sols ayant reçu du lisier de porc semblent stimuler légèrement la production primaire de S. capricornutum. En effet les valeurs moyennes de carbone assimilé sont respectivement de  $5.8 \mu\text{g C.h}^{-1}$  (témoin),  $6.12 \mu\text{g C.h}^{-1}$  (33 g de lisier) et  $7.22 \mu\text{g C.h}^{-1}$  (132 g de lisier).

Tableau 9: Indices d'enrichissement des milieux aquatiques déterminés par le potentiel de fertilité.

Indice d'enrichissement*	Potentiel de fertilité (mg.l <sup>-1</sup> )
1. Faible	$PF \leq 0.1$
2. Moyen	$0.1 < PF \leq 0.8$
3. Modérément élevé	$0.8 < PF \leq 6$
4. Élevé	$6 < PF$

\* L'indice 1 correspond à l'oligotrophie.

L'indice 2 correspond à la mésotrophie.

Les indices 3 et 4 correspondent à l'eutrophie.

## 5. Conclusion

L'épandage de lisier de porc sur treize types de sol dont la composition représente les diverses classes texturales de la Classification Canadienne des Sols a un effet variable sur la qualité de l'eau de percolation. Dans les percolats de plusieurs des sols témoins les phosphates dépassent la norme établie pour la qualité générale de l'eau ( $0.026 \text{ mg.l}^{-1}$ ) (tableau 7). C'est également le cas pour le plomb, le cuivre et le cadmium. Avec l'épandage de lisier, une diminution des teneurs totales en phosphates est observée dans plusieurs percolats avec le résultat que la norme précédemment citée est dépassée dans moins de cas (ex.: sols 1, 4, 6, 10 et 12) (tableau 7). Cependant, suite à l'épandage de lisier, des valeurs de PF très élevées ( $\geq 11$ ) sont observées dans les sols 8 et 9.

À l'exception des sols 8 (loam limoneux), 9 (loam), 10 (loam sableux) et 11 (limon), la norme de qualité de l'eau pour les nitrates est largement dépassée aux deux concentrations de lisier étudiées. Le lisier de porc devrait donc être préférentiellement épandu sur ces catégories de sols car ils présentent un risque beaucoup moins important de contamination des eaux en nitrate, contamination qui présente un danger pour la santé humaine et des animaux.

Les teneurs en métaux, plus particulièrement de plomb et de cuivre, dans les percolats semblent augmenter en présence de lisier de porc. Cette augmentation est cependant variable et n'est pas proportionnelle à la quantité de lisier épandue. Dans le cas du plomb les sols présentant de moins grands risques de contamination des eaux de percolation sont les sols 3 (argile limoneuse), 4 (argile sableuse), 5 (loam limono-argileux), 6 (loam argileux), 8 (loam limoneux), 9 (loam), 10 (loam sableux) et 11 (limon). Dans le cas du cuivre, les percolats les moins contaminés sont ceux qui drainent l'argile lourde et l'argile (sols 1 et 2).

En tenant compte des considérations précédentes, l'épandage de lisier de porc sur les sols des catégories loam limoneux (sol 8), loam (sol 9), loam sableux (sol 10) et limon (sol 11) présente les risques les moins élevés de

contamination des eaux de percolation. Cependant il faut préciser que les sols limoneux 8 (loam limoneux) et 11 (limon) présentent des risques de contamination par ruissellement liés à leurs propriétés physiques qui limitent l'infiltration.

Le milieu aquatique n'est affecté qu'indirectement par l'épandage de lisier. En effet les substances provenant des sols fertilisés n'atteignent les cours d'eau que par l'entremise des eaux de percolation qui transportent les formes dissoutes vers la nappe souterraine et des eaux de ruissellement qui véhiculent les formes dissoutes et particulaires à la surface du sol. L'importance relative de ces deux modes de transport des éléments chimiques est difficile à préciser et par conséquent il est difficile de prédire l'impact qu'aura la qualité des eaux de percolation sur les écosystèmes aquatiques.

Les quelques paramètres reliés à l'activité des organismes aquatiques (particulièrement les producteurs primaires) que nous avons étudiés ont permis de mettre en évidence un enrichissement potentiel en substances nutritives élevé. C'est le cas notamment des sols 8 et 9 où des valeurs de PF élevées ont été observées suite à l'épandage de purin.

- 1 argile lourde
- 2 argile
- 3 argile limoneuse
- 4 argile sableuse
- 5 loam limono-argileux
- 6 loam argileux
- 7 loam sablo-argileux
- 8 loam limoneux
- 9 loam
- 10 loam sableux
- 11 limon
- 12 sable loameux
- 13 sable

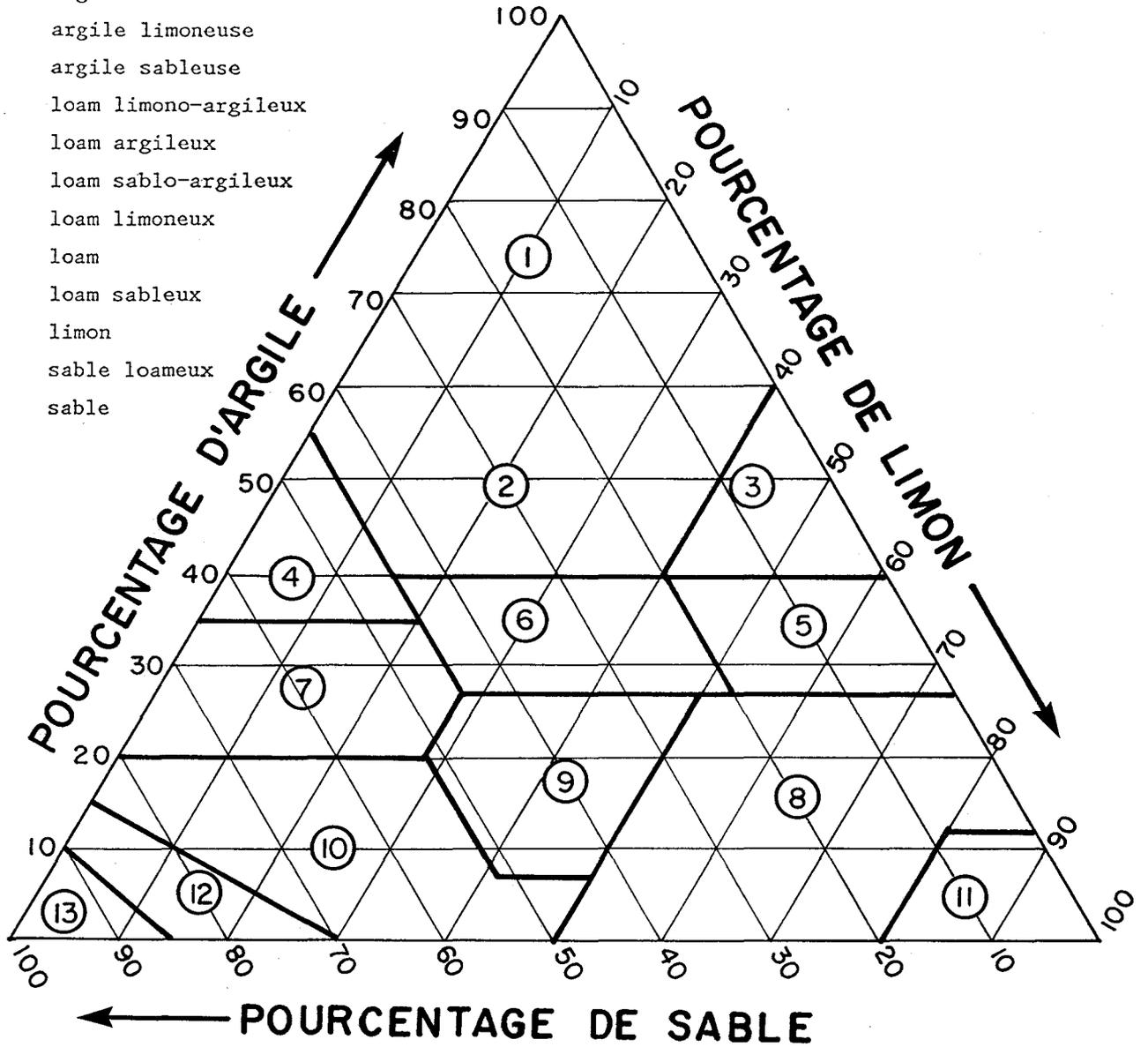
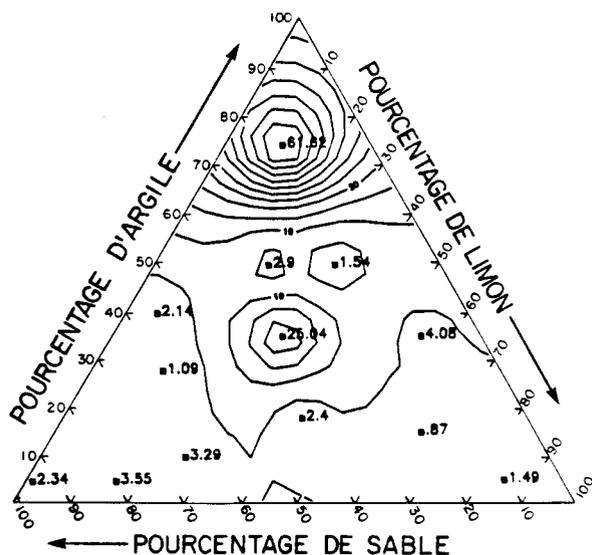
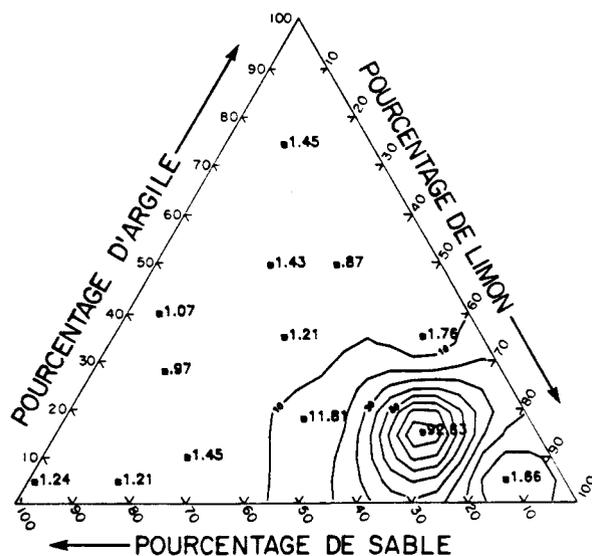


Fig. 1: Composition en argile, limon et sable des treize classes texturales de sol.

A



B



C

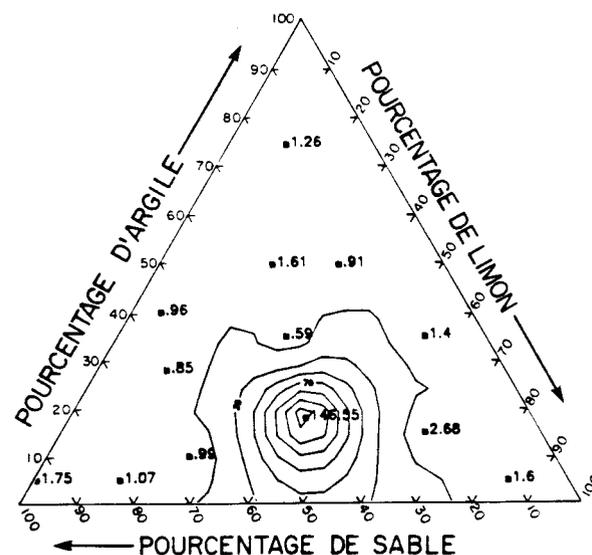
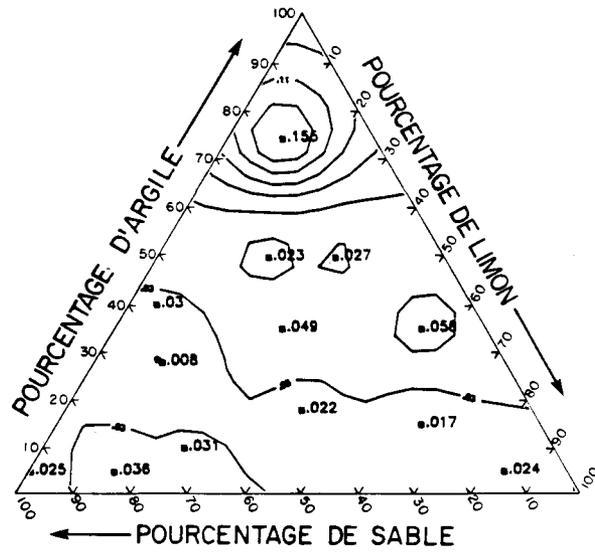
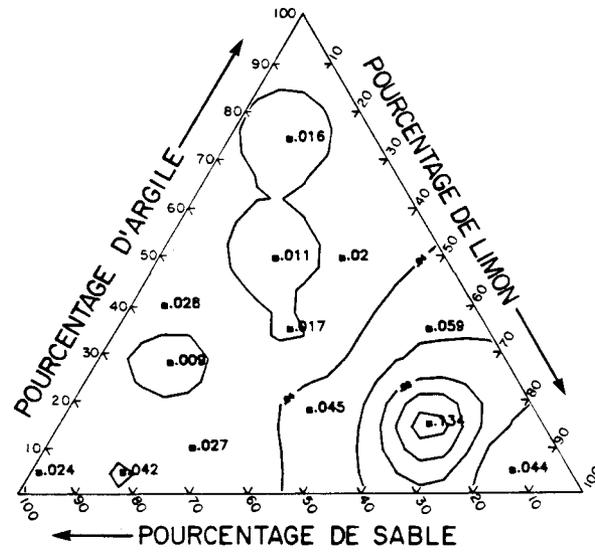


Fig. 2: Variations de la charge totale en phosphate en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier.

A



B



C

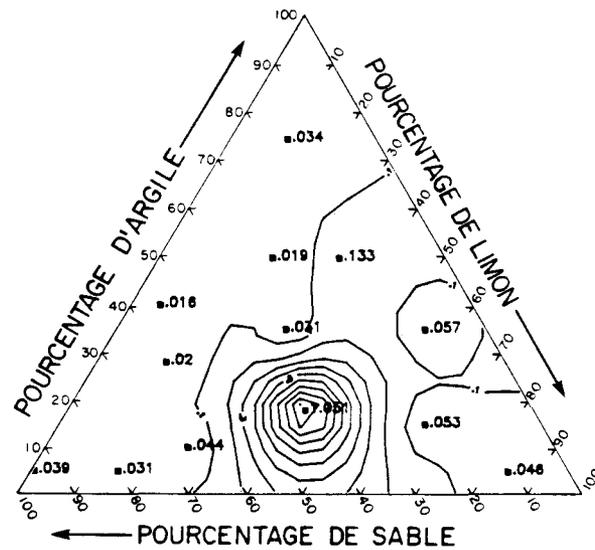
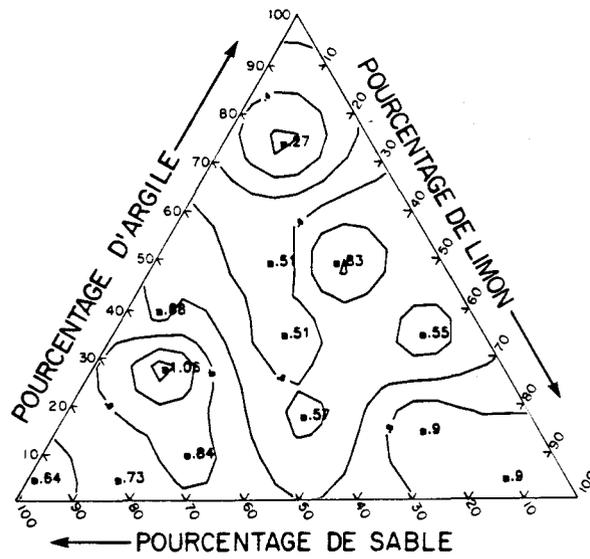
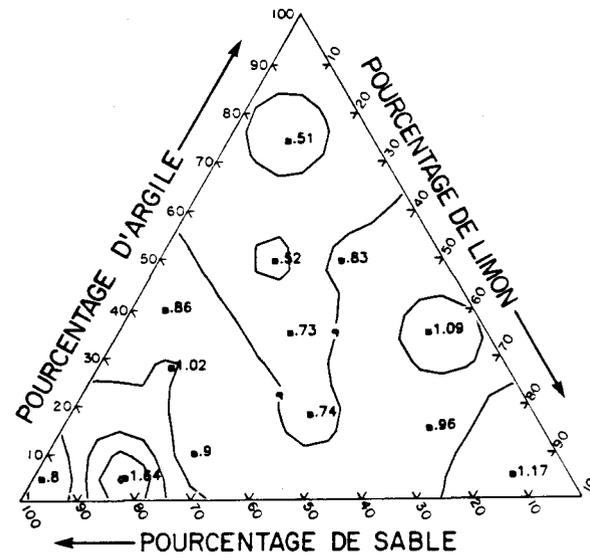


Fig. 3: Variations de la charge totale en phosphore total en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier.

A



B



C

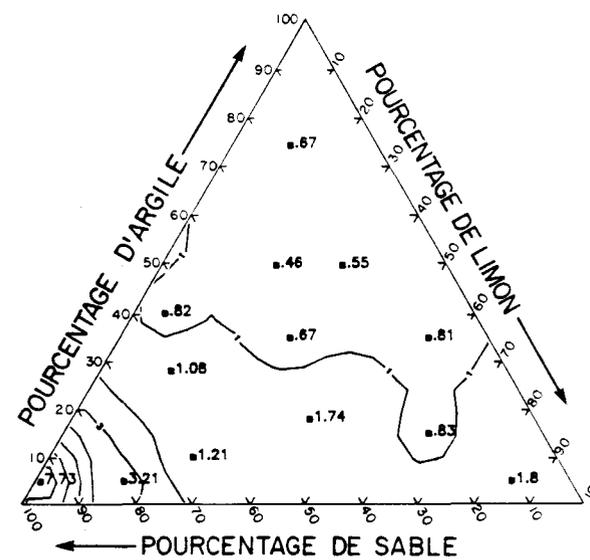
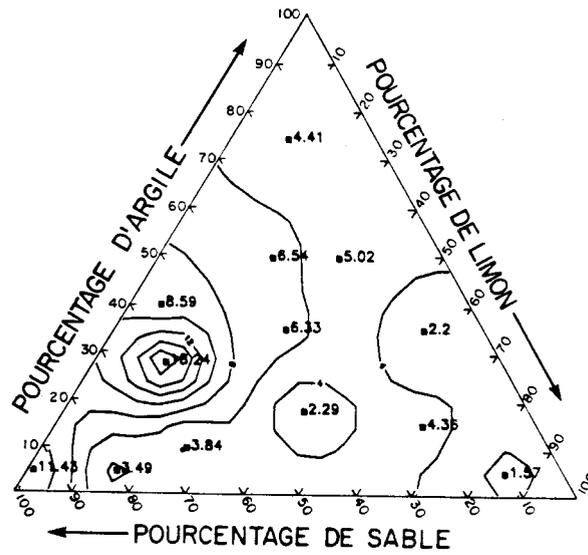
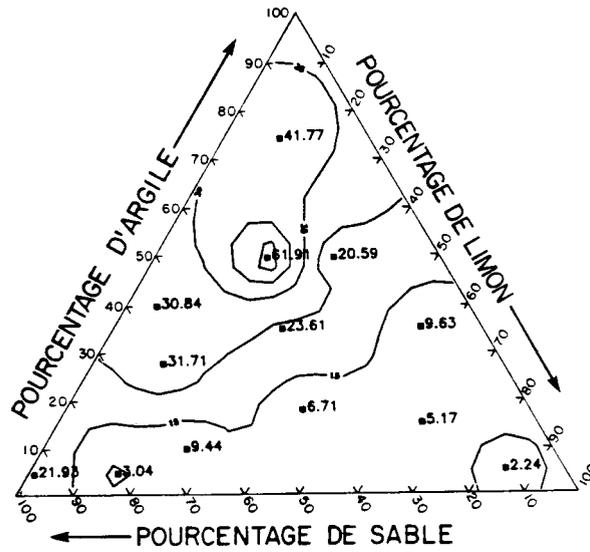


Fig. 4: Variations de la charge en azote ammoniacale en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier.

A



B



C

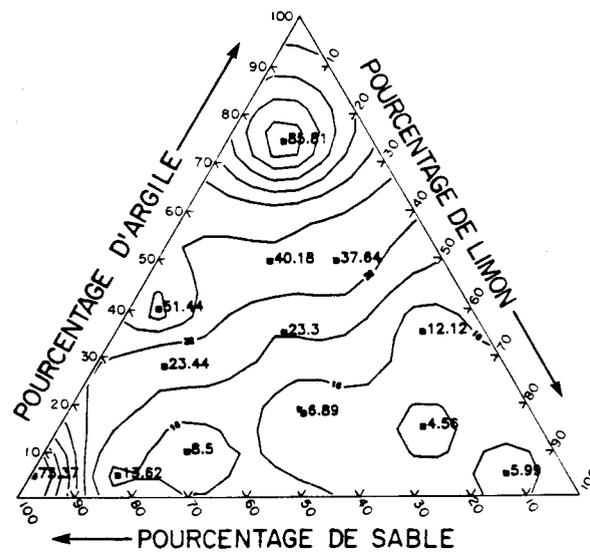
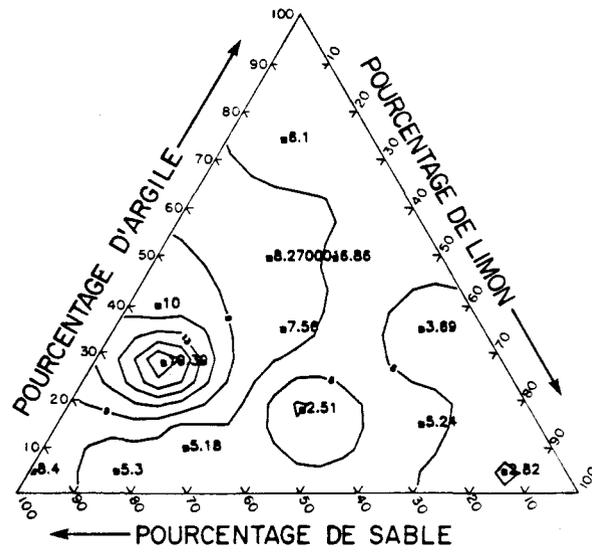
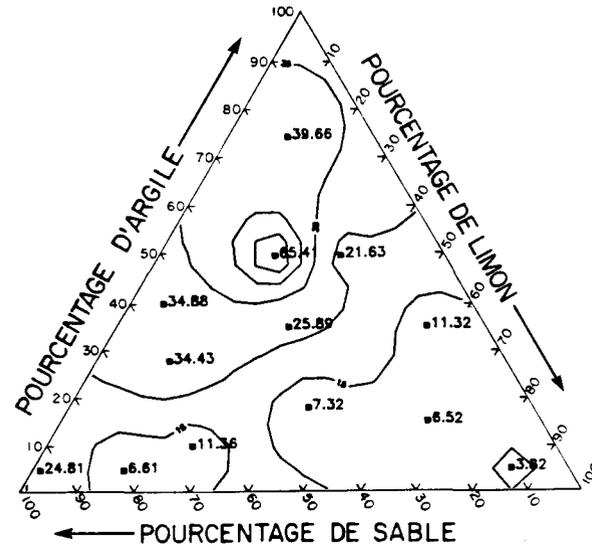


Fig. 5: Variations de la charge totale en nitrate-nitrite en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier.

A



B



C

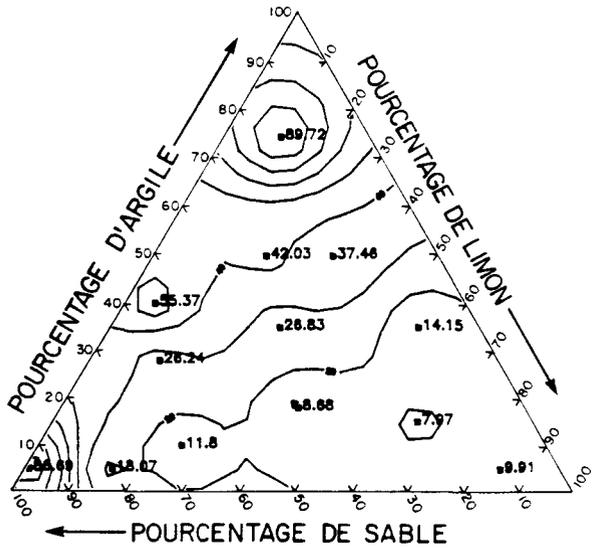
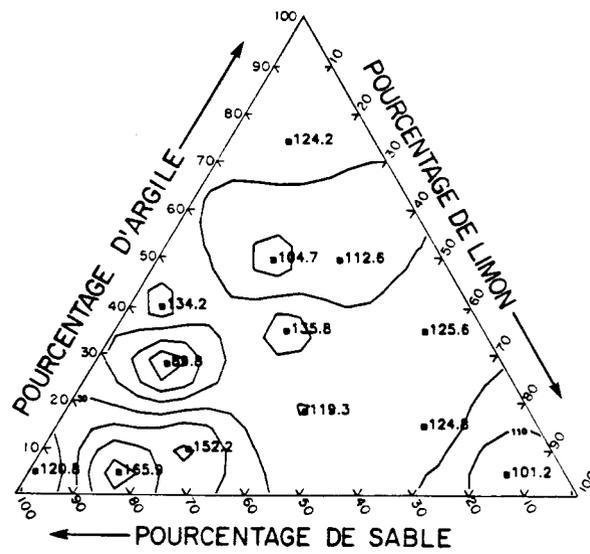
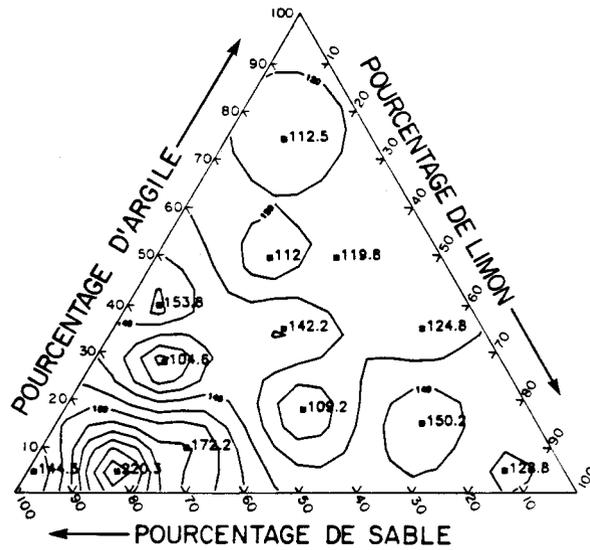


Fig. 6: Variations de la charge totale en azote kjeldahl en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier.

A



B



C

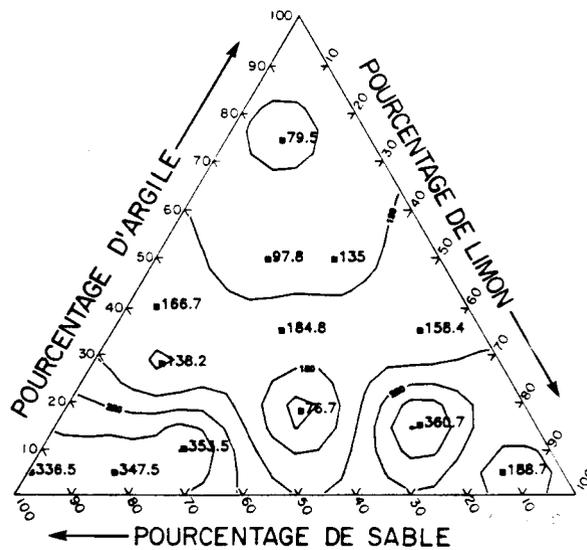
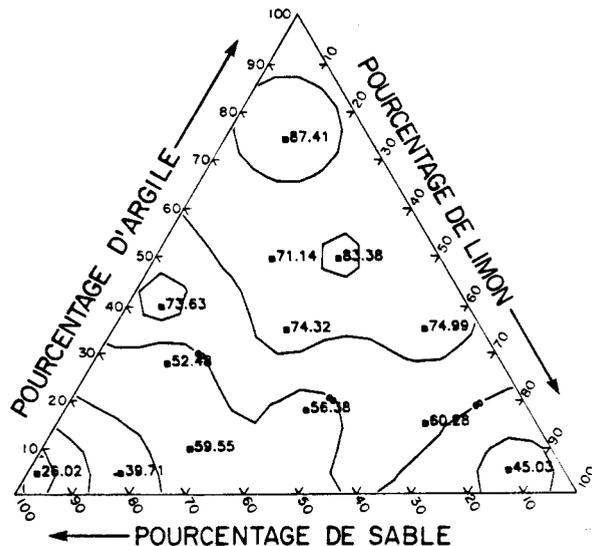
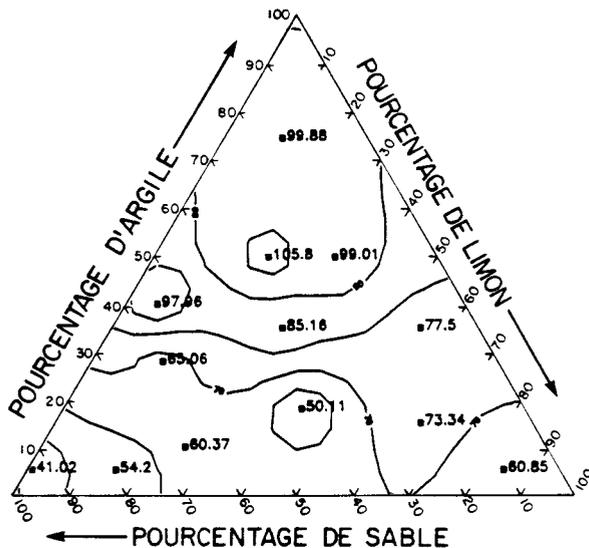


Figure 7: Variations de la charge totale en carbone total en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier.

A



B



C

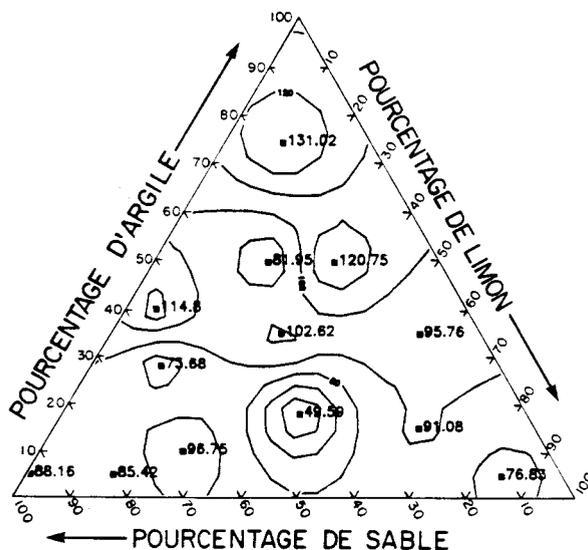
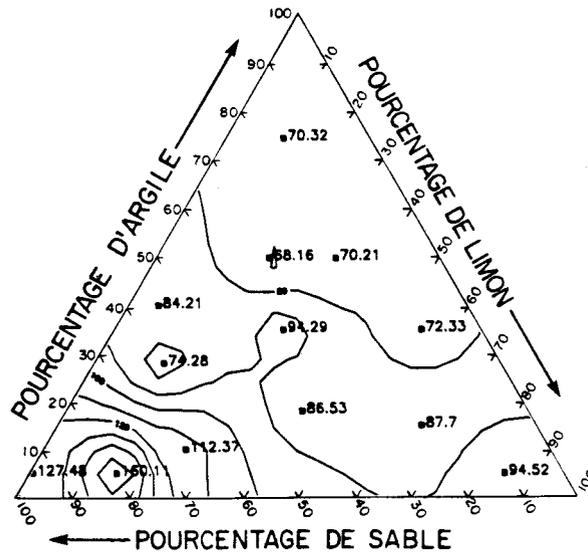
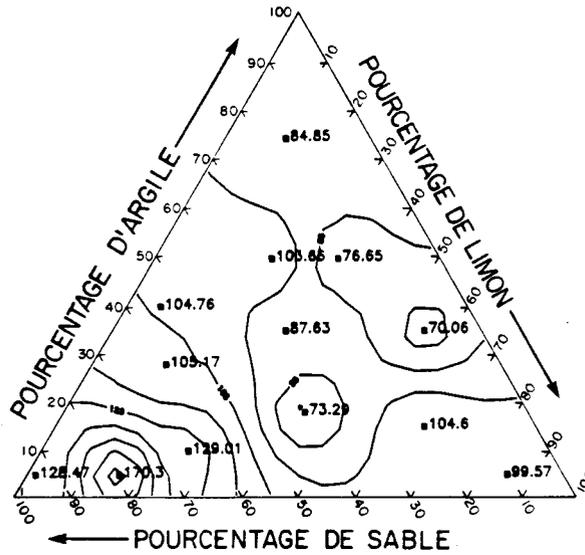


Fig. 8: Variations de la charge totale en sodium en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier.

A



B



C

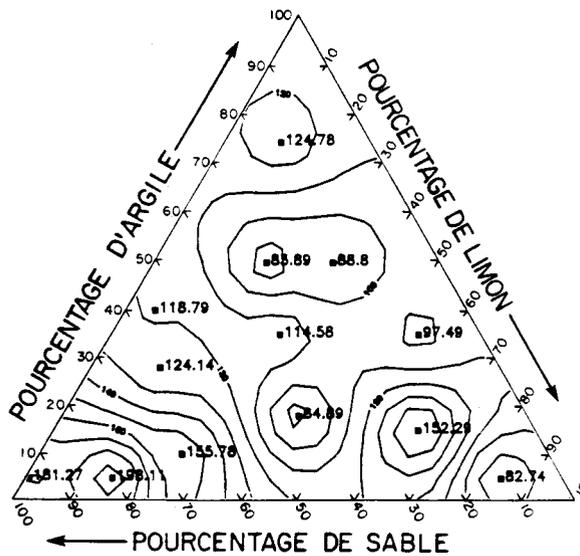
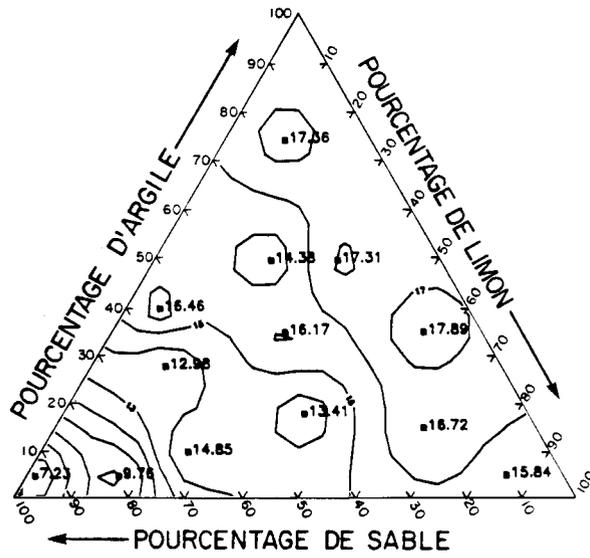
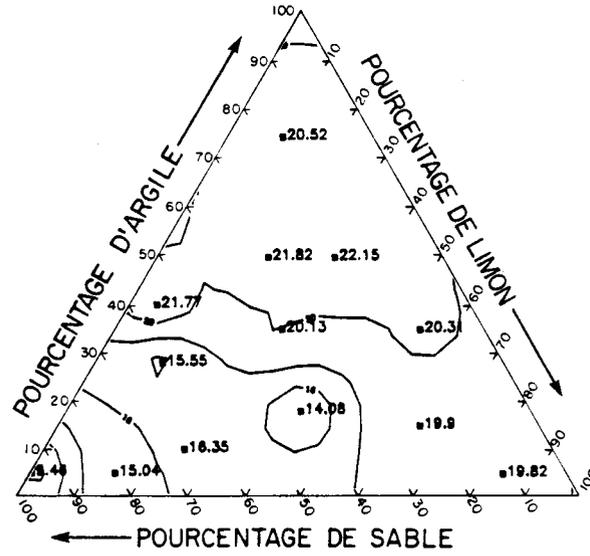


Fig. 9: Variations de la charge totale en calcium en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier.

A



B



C

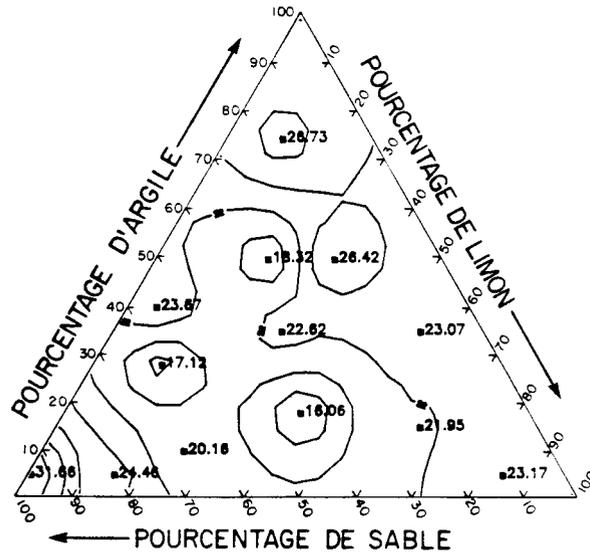
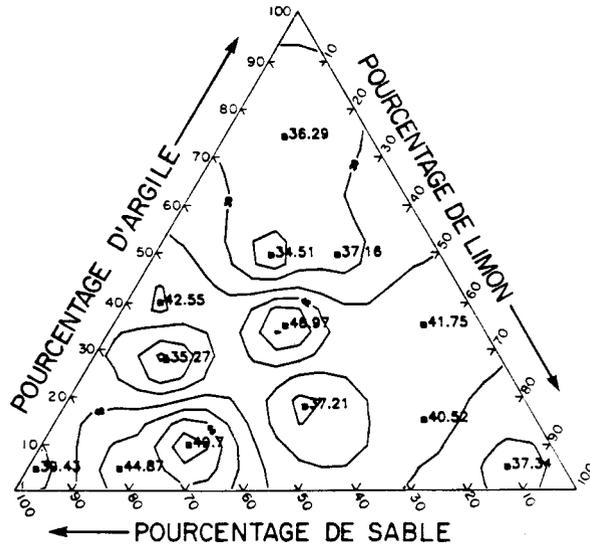
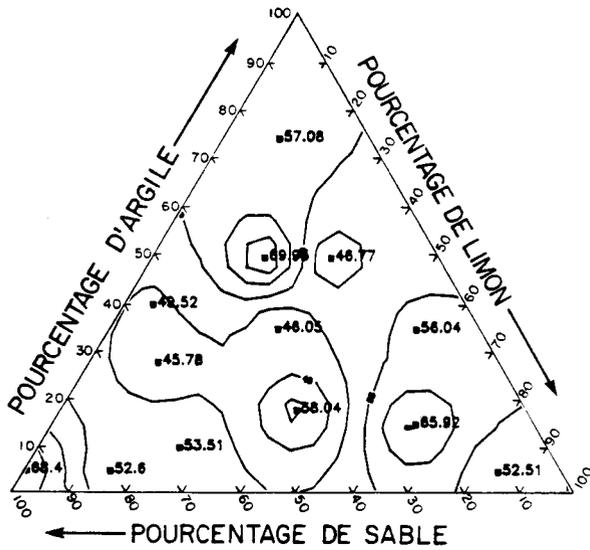


Fig. 10: Variations de la charge totale en potassium en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier.

A



B



C

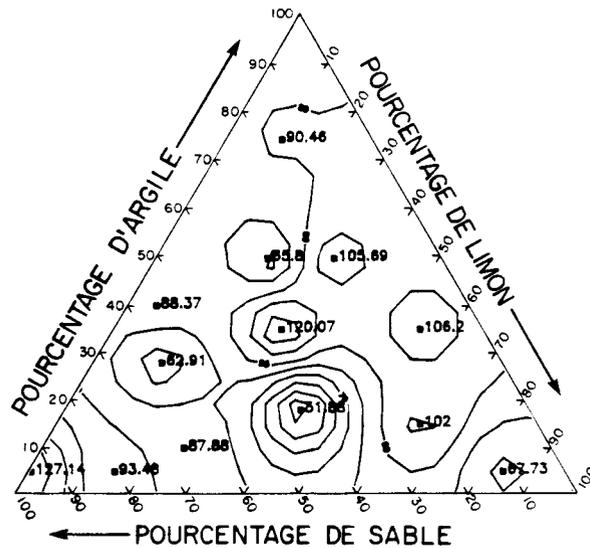
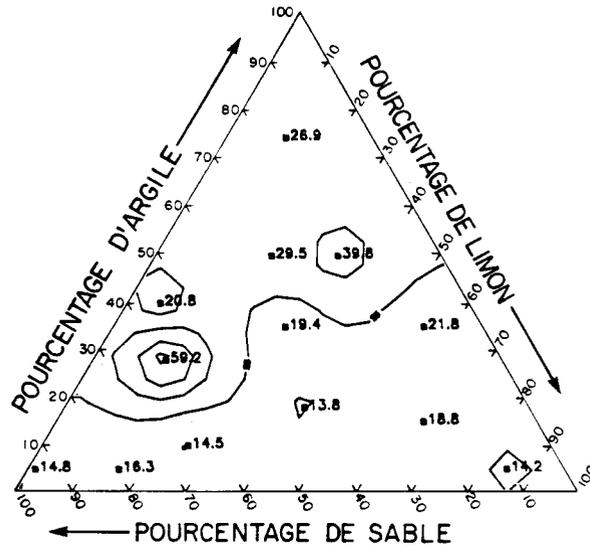
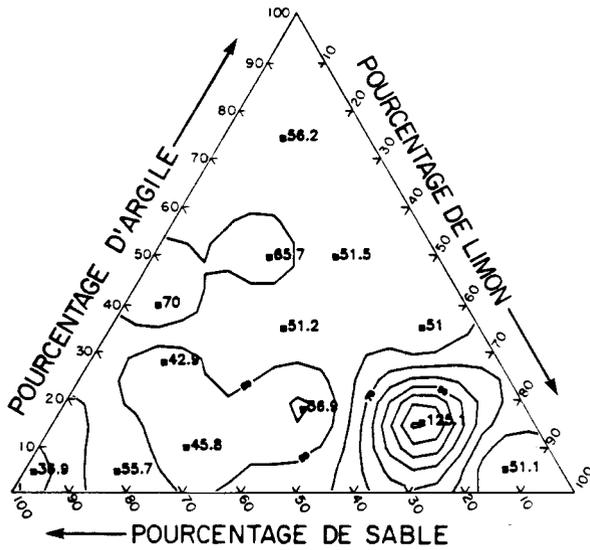


Fig. 11: Variations de la charge totale en magnésium en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier.

A



B



C

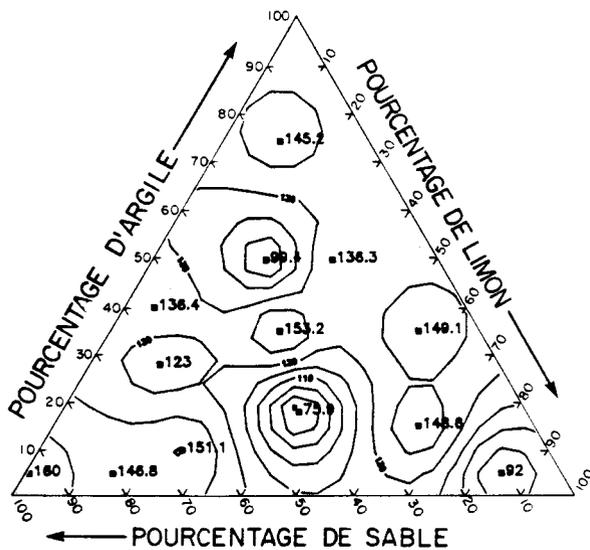
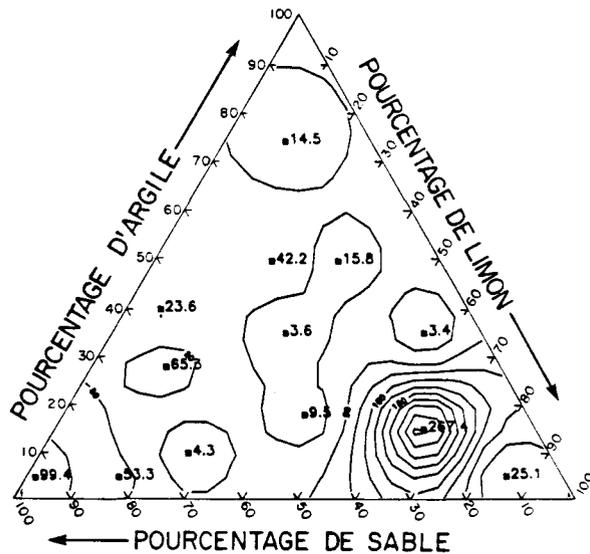
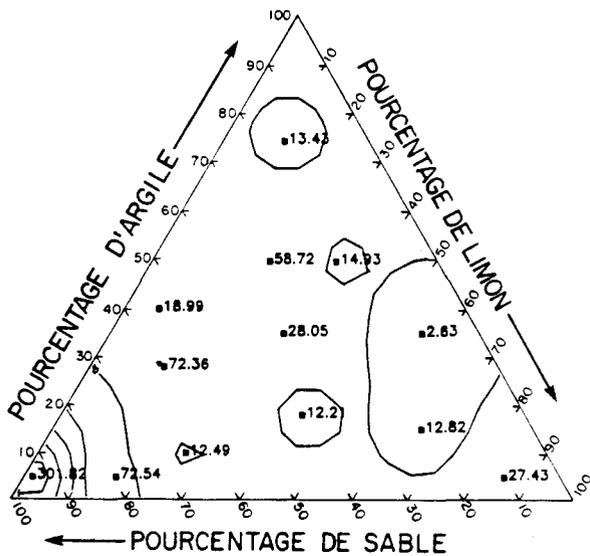


Fig. 12: Variations de la charge totale en chlorure en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier.

A



B



C

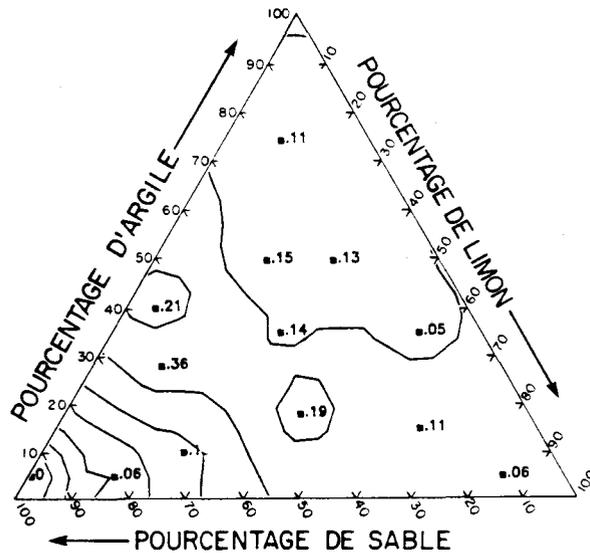
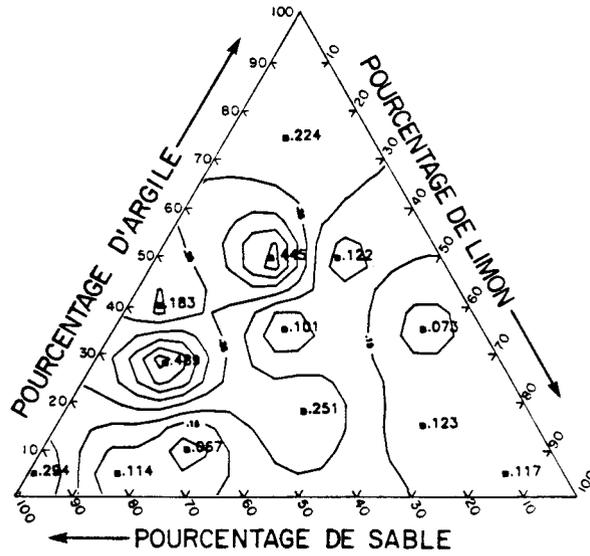
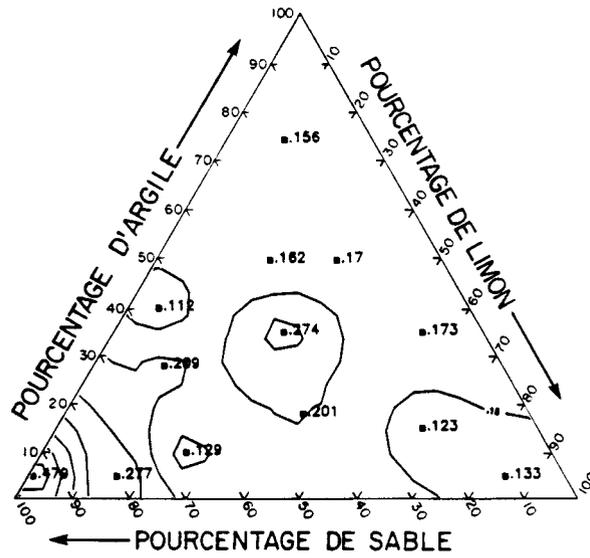


Fig. 13: Variations de la charge totale en manganèse en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier.

A



B



C

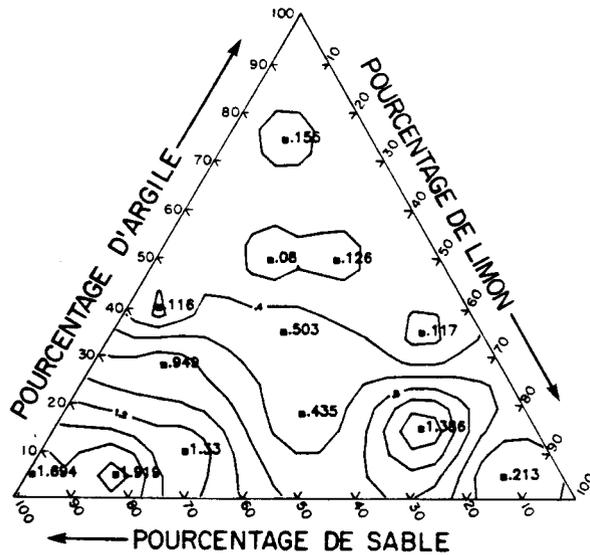
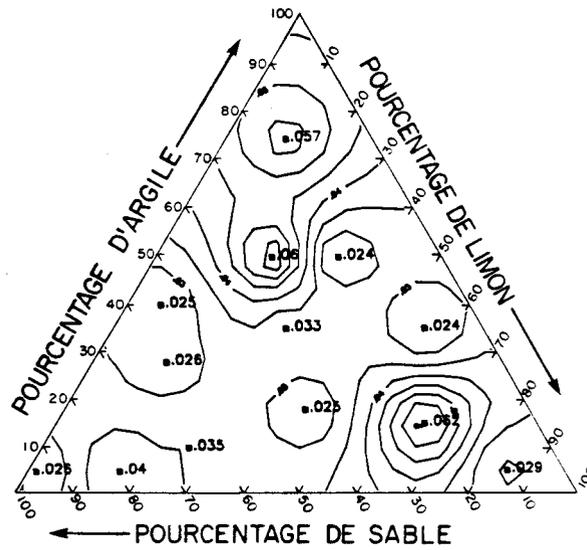
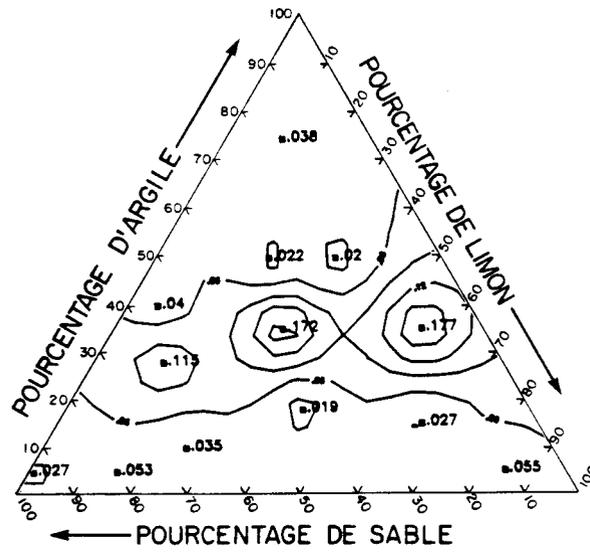


Fig. 14: Variations de la charge totale en fer en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier.

A



B



C

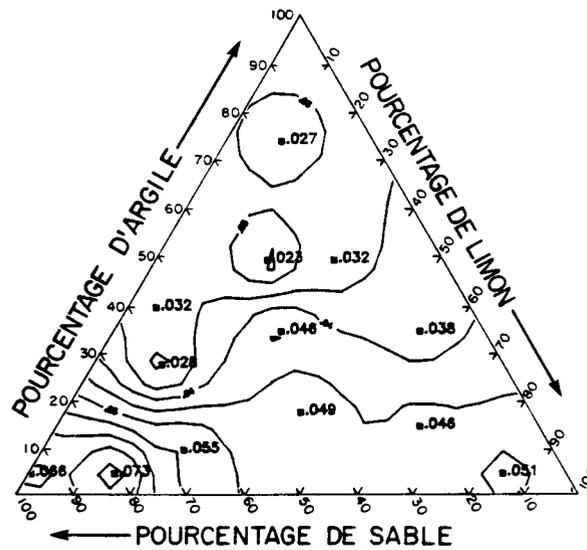
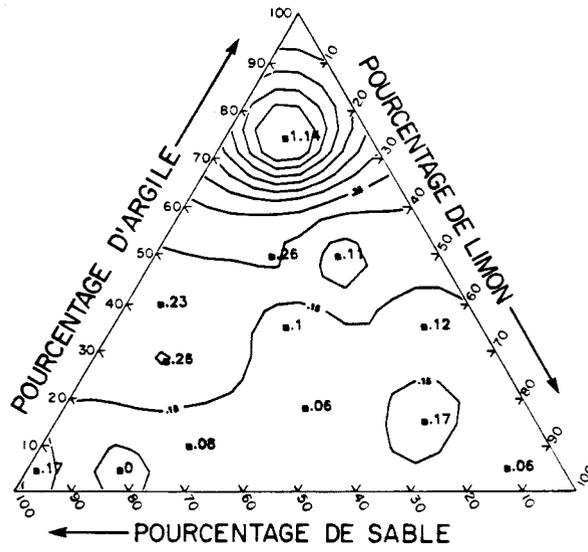
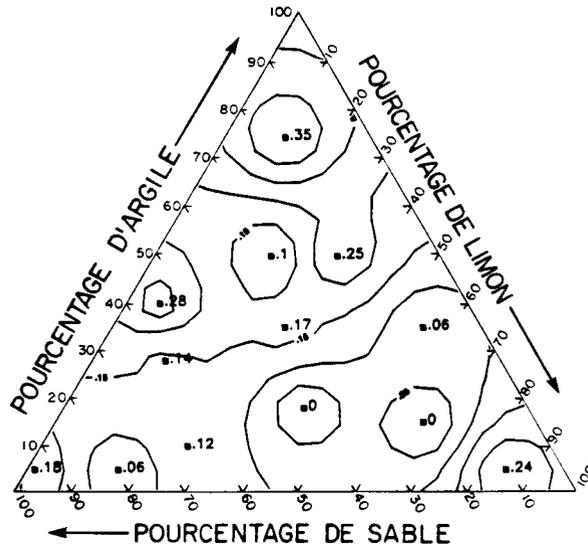


Fig. 15: Variations de la charge totale en cuivre en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier.

A



B



C

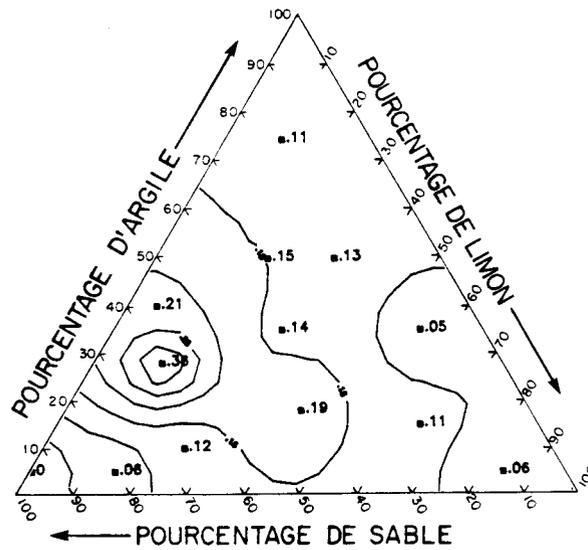
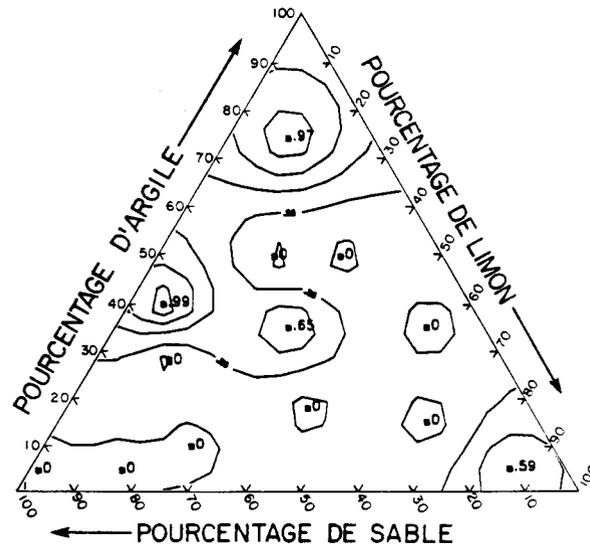
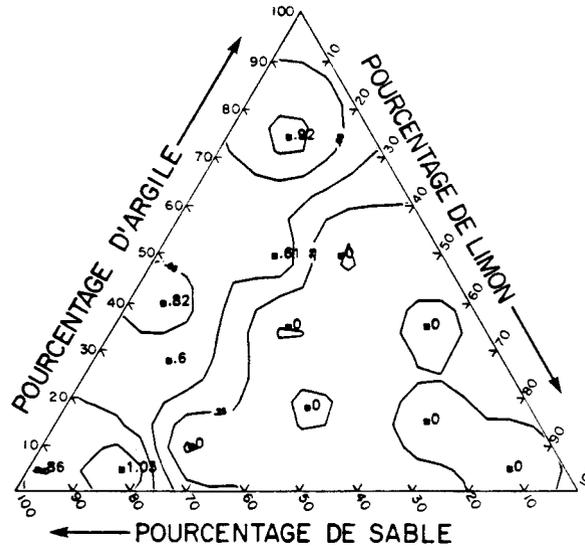


Fig. 16: Variations de la charge totale en cadmium en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier.

A



B



C

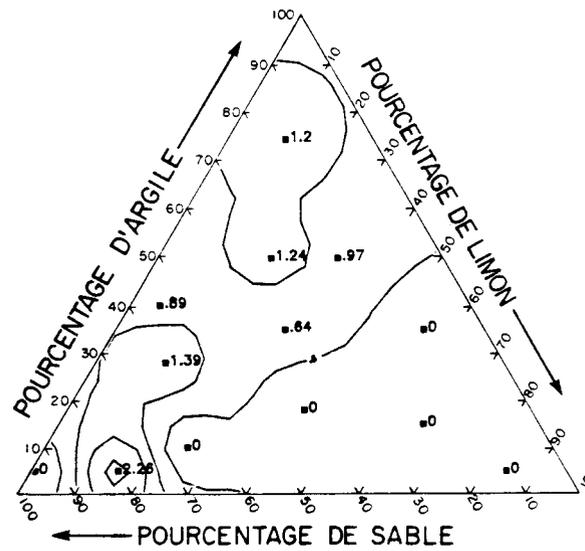


Fig. 17: Variations de la charge totale en plomb en fonction des classes texturales de sol. A est le témoin, B représente les sols ayant reçu 33 g de lisier et C les sols ayant reçu 132 g de lisier.

6. Bibliographie

- ANTOUN, H., VISSER, S.A., CESCAS, M.P. et P. JOYAL. (1985). Effets of liquid hog manure application rates on silage corn yield and nutrient uptake. *Can. J. Soil Sci.*, 65: 63-70.
- AZEVEDO, J. et P.R. STOUT. (1974). Farm animal manures. Manual 44, University of California, Agr. Exp. Stat. Davis, California, U.S.A.
- BAKER, J.L., CAMPBELL, K.L., JOHNSON, H.P. et J.J. HANWAY. (1975). Nitrate, phosphorus and sulfate in subsurface drainage water. *J. Environ. Qual.*, 4(3): 406-412.
- BECKMAN INSTRUMENTS Inc. (1982). Microtox system operating manual, Carlsbad (California), U.S.A.
- BISAILLON, J.G., BEAUDET, R., SYLVESTRE, M., ISHAQUE, M., MORIN, A., DIFRANCO, E. et A.M. GUERIN. (1984). Aspects microbiologiques du lisier de porc. *Sci. Tech. Eau*, 17: 397-400.
- BLAISE, C., BERMINGHAM, N., VAN COILLIE, R. et P. VASSEUR. (1984). Microtest mesurant l'inhibition de la croissance des algues (CI50) par le dosage de l'ATP. *Sci. Tech. Eau*, 17: 245-250.
- BOLTON, E.F., AYLESWORTH, J.W. et F.R. HORE. (1970). Nutrient losses through tile drains under three cropping systems and two fertility levels on a Brookstone Clay Soil. *Can. J. Soil Sci.*, 50: 275-279.
- BOORMAN, C.V. (1977). Land application of swine waste residue for integrated crop production. In: Food fertilizer and agricultural residues. R. Loehr (ed.) Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, 605-620 p.
- BOSSHART, J. (1977). Comparison of ammonium nitrate versus manure nitrogen on corn growth. Unpublished, M.Sc. thesis, McGill University, Montreal.

- BOUDREAU, J. (1979). Impact des pratiques d'élevages intensifs sur la qualité des cours d'eau. Ministère de l'Environnement du Québec, 120 p.
- BRADY, N.C. (1974). The nature and properties of soils. 8e edition. MacMillan Publishing Co. New York.
- BRAEKKE, F.H. (ed.) (1976). Impact of acid precipitation on forest and fresh-water ecosystems in Norway. SNSF. Project, Research Report 6:76, Oslo: 111 p.
- BROADBENT, F.E. et A.B. CARLTON. (1978). Field trials with isotopically labeled nitrogen fertilizer. In: Nitrogen in the Environment, Nielson, D.R. and MacDonals, J.G. (eds). Academic Press, New York, p. 1-41.
- BROWN, K.W., THOMAS, J.C. et J.F. SLOWEY. (1983). The movement of metals to soil in sewage effluent. Water, Air, Soil Pollut., 19: 43-54.
- BUREAU DE LA STATISTIQUE DU QUÉBEC. (1980). Bovins, Ovins. Québec, 4 p.
- BUREAU DE LA STATISTIQUE DU QUÉBEC. (1984). Porcs. Direction des statistiques économiques, Québec, 7 p.
- CANADIEN ANIMAL WASTE MANAGEMENT GUIDE COMMITTEE. (1972). Canada animal waste management guide.
- CHIAUDANI, G. et M. VIGHI. (1978). The use of Selenastrum capricornutum batch cultures in toxicity studies. Mitt. Internat. Verein. Limnol., 21: 316-329.
- COMMISSION CANADIENNE DE PÉDOLOGIE. (1978). Le système canadien de classification des sols. Commission canadienne de pédologie, Direction de la recherche, Ministère de l'Agriculture du Canada, publication 1646, 170 p.
- CULLEY, J.L.B. et G.M. BARNETT. (1984). Land disposal of manure in the province of Québec. Can. J. Soil Sci., 64: 75-86.

- CULLEY, J.L.B., PHILLIPS, P.A., HORE, F.R. et N.K. PATNI. (1981). Soil chemical properties and removal of nutrients by corn resulting from different rates and timing of liquid dairy manure applications. *Can. J. Soil Sci.*, 61: 35-46.
- DIONNE, J.L. (1978). Les engrais chimiques et la qualité de l'environnement. Dans: L'agriculture contribue à la qualité de l'environnement. Agriculture Québec, p. 11-19.
- FOEHRENBACH, J. (1971). Eutrophication. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 43(6): 1191-1202.
- GOUIN, D. et D. MALO. (1977). Étude de la qualité générale de l'eau. Comité d'étude sur le fleuve Saint-Laurent, rapport technique No 11, 363 p.
- HARMON, L. et E.R. DUNCAN. (1978). Summary of a technical assessment on non point pollution in Iowa. Iowa State University, Iowa, 36 pp.
- HARVEY, H.H., PIERCE, R.C., DILLON, P.J., KRAMER, J.R. and D.M. WHELPDALE. (1981). Acidification dans l'environnement aquatique au Canada: critères scientifiques pour évaluer les effets du dépôt acide sur les écosystèmes aquatiques. Conseil national de recherches du Canada, Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement. CNRC no 18476, Ottawa. 377 p.
- HILL, A.R. et W.P. McCAGUE. (1974). Nitrate concentrations in streams near Alliston, Ontario, as influenced by nitrogen fertilization of adjacent fields. *J. Soil Water Conserv.*, sept-oct, 217-220 p.
- JOUBERT, G. (1980). A bioessay application for quantitative toxicity measurements, using the green algae Selenastrum capricornutum. *Water Res.*, 14: 1759-1763.

- JOUBERT, G. (1981). Étude comparative des réactions à la toxicité entre la truite (Salmo gairdneri) et quatre (4) autres intégrateurs biologiques sur trente-six (36) cas de bioessais statiques. In: Compte rendu des communications du 7ième atelier annuel sur la toxicité aquatique: 5-7 nov. 1980. Rap. Tech. Can. Sci. Hal. Aquat., 990: 251-264.
- LEE, F., RAST, W. et A. JONES. (1978). Eutrophication of water bodies: insights for an age-old problem. Environ. Sci. Technol., 12(8): 900-908.
- MACGREGOR, D.J. et P.G. WELL. (1984). The role of ecotoxicological testing of effluents and chemicals in the Environmental Protection Service. Environmental Protection Service, Environnement Canada, Ottawa, 56 p.
- MARRIOTT, L.F., BARTLET, H.D. et M.J. GREEN. (1977). Effect of manure on plant growth and nitrate N in soil water. In: Food fertilizer and agricultural residues. R. Loehr (ed). Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, 727 p.
- MASSÉ, J. (1981). Les élevages intensifs et la pollution des sources d'eau potable. Conférence de l'ordre des médecins vétérinaires du Québec, Montréal, 22 p.
- MCCALLA, T.M. et F.G. VIETS. (1969). Chemical and microbial studies of wastes from beef cattle feedlots. Proc. Pollution Research Symposium, Univ. of Nebraska, Nebraska.
- MEUNIER, P. et F. GUIMOND. (1979). Potentiel de l'utilisation de l'eau en milieu lacustre. Ministère des Richesses naturelles, Direction générale des eaux, publ. QE-40, 58 p.
- MILDE, G. et H.U. MOLLWEIDE. (1975). Dangers of pollution from manuring in shallow aquifers. In: Ground water Pollution Symposium. Proceedings of the Moscow Symposium. IAHS. Publ., 103: 85-95.

- MILLER, P.L. et A.F. MACKENZIE. (1978). Effects of manure, ammonium nitrate and S-coated urea on yield and uptake of N by corn and on subsequent inorganic N levels in soils in Southern Quebec. *Can. J. Soil Sci.*, 58: 153-158.
- MILLER, W.E., GREENE, J.C. et T. SHIROYAMA. (1978). The Selenastrum capricornutum Printz algal assay bottle test. EPA, Corvallis, Oregon, USA, 126 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. (1981). Guide de l'évaluation de la qualité bactériologique de l'eau potable: Méthodologie de laboratoire.
- PAERL, H.W. et M.T. DOWNES. (1978). Biological availability of low versus high molecular weight reactive phosphorus. *J. Fish. Res. Board Can.*, 35: 1639-1643.
- PAPINEAU, M. (1985). Évaluation de l'effet de l'épandage de lisier de porc sur la qualité des eaux de drainage à l'aide d'un bio-essai avec l'algue Selenastrum capricornutum. Mémoire de maîtrise, INRS-Eau, 102 p.
- PESANT, A. (1978). L'agriculture contribue à la qualité de l'environnement. Agriculture Québec, p. 18.
- SCHEPERS, J.S., VAVRICKA, E.J., ANDERSEN, D.R., WITTMUSS, H.D. et G.E. SCHUMAN. (1980). Agricultural runoff during a drought period. *Journal WPCF*, 52(4): 711-719.
- SIMARD, G. (1977). Étude hydrogéologique sur la protection des eaux souterraines à Saint-Roch de l'Achigan, comté de l'Assomption. Ministère des Richesses naturelles, Service des Eaux Souterraines, rapport No 946, 10 p.
- SUNDA, W.G. et J.A.M. LEWIS. (1978). Effect of complexation by natural organic ligands on the toxicity of copper to a unicellular alga, Monochrysis lutheri. *Limnol. Oceanogr.* 23: 870-876.

- SUTTON, A.L., NELSON, D.W., MAYROSE, V.B. et J.C. NYE. (1978). Effects of liquid swine waste applications on corn yield and soil chemical composition. *J. Environ. Qual.*, 7: 325-333.
- TAIGANIDES, E.P. et T.E. HAZEN. (1966). Properties of farm animal excreta. *Trans Am. Soc. Agric. Eng.*, 9: 374-376.
- THOMAS, G.W. et J.D. CRUTCHFIELD. (1974). Nitrate-nitrogen and phosphorus contents of streams draining small agricultural watersheds in Kentucky. *Jour. Environ. Qual.*, 3: 46.
- TOKARZ, M.B., SCHULTE, D.D. et G.E. LALIBERTÉ. (1979). Characterization and assessment of non-point source pollution. Environment Canada, I.W.D. University of Manitoba, Manitoba, 242 p.
- VOLLENWEIDER, R.A. (1974). A manual on methods for measuring primary production in aquatic environment. 2nd ed., Blackwell Scientific Publication, IBP Handbook No 12, London, Ont. 225 p.
- WHITE, E. et G. PAYNE. (1980). Distribution and biological availability of reactive high molecular weight phosphorus in natural waters in New Zealand. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 664-669.
- WILLRICH, T.L. (1969). Properties of tile drainage water. Completion report project A-013-IA, Iowa State Water Res. Inst., Iowa State University, Ames Iowa, 39 p.