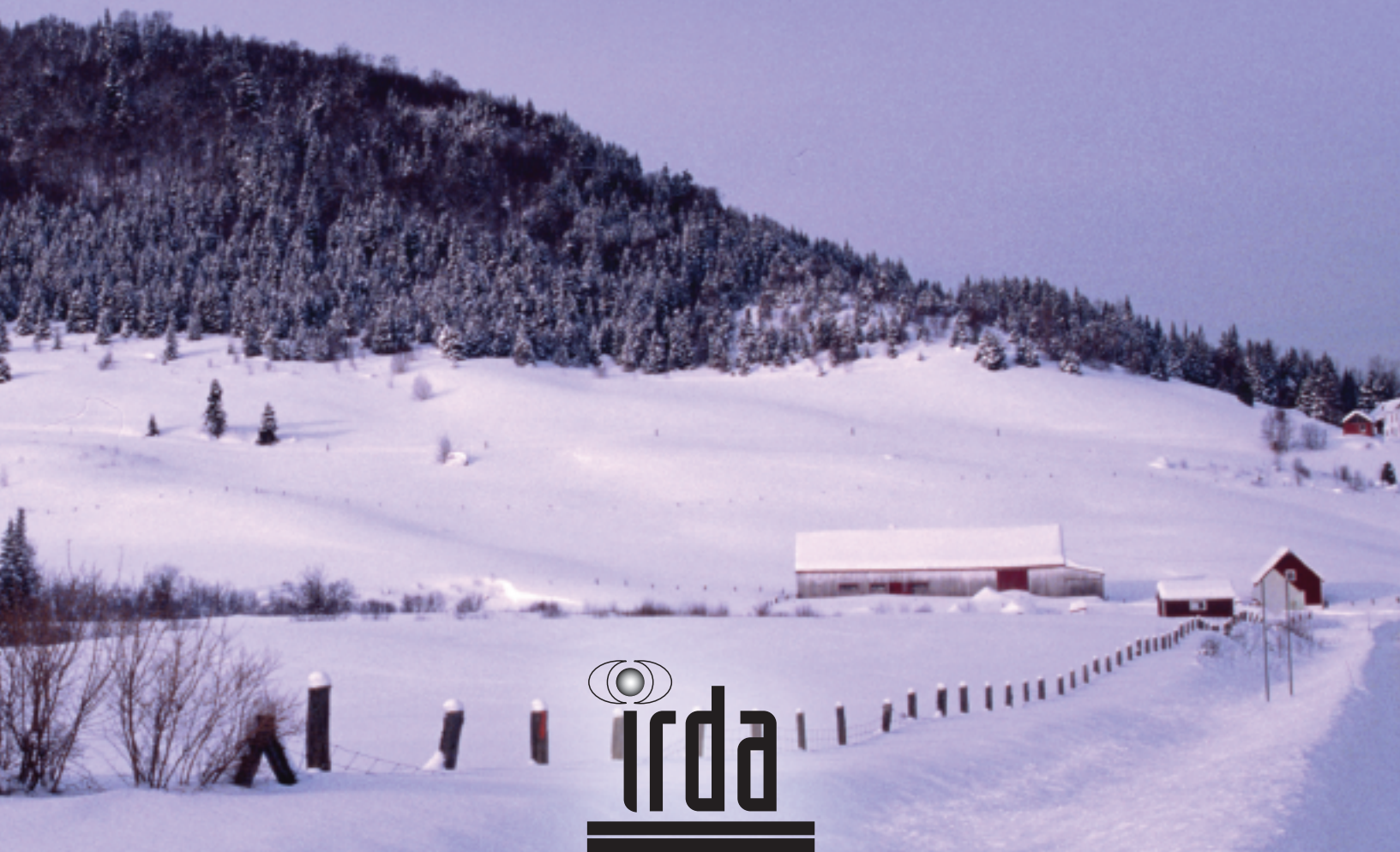
agrosol

Compte rendu de recherche en agroenvironnement



INSTITUT DE RECHERCHE ET DE DÉVELOPPEMENT EN AGROENVIRONNEMENT INC.

Décembre 2001, vol. 12, n°2

agrosol

Compte rendu de recherche en agroenvironnement

Décembre 2001, vol. 12, nº 2

INSTITUT DE RECHERCHE ET DE DÉVELOPPEMENT EN AGROENVIRONNEMENT

Directeur général de l'IRDA
Gilles Desaulniers

Directeur de la revue Agrosol
Claude Bernard

Éditeur en chef
Marcel Giroux

Éditeurs associés
Denis Côté
Vincent Girard
Daniel-Yves Martin
Adrien N'Dayegamiye
Pierre O. Thibodeau

Traitement de texte
Claudine Jomphe

Lecture et correction des textes
Réal Camiré

Illustrations et mise en page
Frédérique Maranda

ABONNEMENT

Contacter Linda Mc Caughan
au (450) 778-6522, #221
ou remplir le formulaire disponible
à www.irda.qc.ca .

SOUMISSIONS DES ARTICLES

Éditeur en chef
Revue *Agrosol*
Institut de recherche et de développement en agroenvironnement
Complexe scientifique, Bureau D.1.110
2700, rue Einstein
Sainte-Foy, Québec
G1P 3W8

Téléphone : (418) 643-2334
Télécopieur : (418) 644-6855
Courrier électronique : agrosol@irda.qc.ca
Site internet : www.irda.qc.ca

Table des matières

Un plan d'action partagé **63**

Effets comparatifs de différentes cultures et modes de fertilisation sur la teneur en nitrates dans les sols en fin de culture et dans les eaux de drainage souterrain à l'automne **64**
A. Berrouard, M. Giroux et M. Blackburn

Simulation du potentiel d'utilisation raisonnée des lisiers de porcs et de leurs co-produits. Analyse de conséquences sur trois exploitations réelles **74**
J. Belan

Transfert de phosphore des bassins versants agricoles vers les eaux de surface : l'expérience du bassin Lémanique (France) et sa portée générale **85**
J. M. Dorioz et D. Trevisan

Effet du travail du sol et du mode d'application des fertilisants sur la teneur en phosphore des eaux de ruissellement **98**
S.P. Guertin, G.M. Barnett, M. Giroux, A.F. Mackenzie, A. Pesant et L.E. Parent

Couvert végétal et vents au sol en climat méditerranéen semi-aride à l'échelle du plateau de Mostaganem (Algérie) **103**
El. Smahi , Kh. Remaoun et L. Kouri

Effets d'apports de bois rameaux fragmentés (BRF) et d'un compost combinés à des rotations avec engrais verts sur les rendements en pomme de terre et l'incidence de la gale **108**
B. Otrysko et F. Pagé

NOTE

Étude pédologique des terres cultivées de la grande région de Québec **118**
M. Rompré et M. Gagnon

Notes aux lecteurs

Les auteurs assument la responsabilité de leur article. Toute reproduction est interdite sans le consentement des auteurs et de la direction de la revue ***Agrosol***.

Un plan d'action partagé

En octobre 2001, s'est tenu à Saint-Hyacinthe le Rendez-vous de mi-parcours du Forum sur l'agriculture et l'agroalimentaire québécois. L'agroenvironnement fut l'un des thèmes abordés.

Les intervenants du secteur ont fait le constat que, jusqu'à présent, l'action gouvernementale face à la pollution agricole a principalement porté sur les sources ponctuelles. De ce constat s'est dégagé un consensus entre les participants concernant la nécessité de poursuivre les efforts de réduction des sources ponctuelles et l'importance d'accentuer les actions qui contribuent à réduire l'incidence des sources diffuses de pollution.

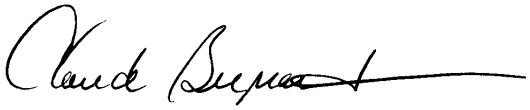
Or, en raison même de sa nature, la lutte à la pollution diffuse pose de nouveaux défis. Comme on ne peut concentrer les polluants en un lieu unique dans le but de les soumettre à un traitement, une approche fondée sur la prévention est requise. Cette approche doit inclure des actions aux plans de la gestion des intrants, des pratiques agricoles qui conservent les intrants de façon à ce qu'ils soient utilisés par la production, et de l'utilisation du pouvoir épurateur des zones tampons.

Il y a donc place, au cours des prochaines années, à la réalisation d'activités de recherche et de développement (R-D) dans des secteurs aussi variés que la fertilisation et la protection intégrées des cultures, la gestion des fumiers et des lisiers, la réduction à la source des odeurs et des polluants atmosphériques, le contrôle de la propagation des microorganismes potentiellement pathogènes, etc. L'amélioration de la qualité de l'environnement en milieu rural et le succès de la mise en œuvre de « l'éco-conditionnalité », qui ont été décidés lors du Rendez-vous de mi-parcours, dépendent en grande partie des résultats que produiront ces travaux de R-D.

Dans cette foulée, ce numéro d'Agrosol vous présente des articles sur divers aspects de l'agroenvironnement, notamment l'utilisation des intrants et de sous-produits, les approches de recherche à l'échelle de la parcelle expérimentale et du bassin versant ainsi que la gestion de la ressource sol.

Comme par le passé, l'IRDA ouvre les pages de sa revue Agrosol aux collaborateurs externes qui viennent enrichir nos réflexions sur les problématiques agroenvironnementales.

Bonne lecture.



Claude Bernard, agr., Ph. D.
Directeur scientifique

Effets comparatifs de différentes cultures et modes de fertilisation sur la teneur en nitrates dans les sols en fin de culture et dans les eaux de drainage souterrain à l'automne

A. Berrouard[1], M. Giroux[1] et M. Blackburn[2]

Résumé, A. Berrouard[1], M. Giroux[1] et M. Blackburn[2], **Effets comparatifs de différentes cultures et modes de fertilisation sur la teneur en nitrates dans les sols en fin de culture et dans les eaux de drainage souterrain à l'automne, *Agrosol*. 12 (2) : 64-73.** Cette étude s'est déroulée sur les deux champs de l'Observatoire de la qualité des sols de St-Lambert-de-Lauzon de 1997 à 2000. Le projet consistait à comparer les teneurs en $N\text{-}NO_3$ dans les sols agricoles en fin de saison culturale et la concentration dans les eaux de drainage en fonction des modes de fertilisation et des cultures en place. L'étude nous a permis de faire quelques généralités sur les parcelles étudiées. Les pertes de $N\text{-}NO_3$ aux drains sont influencées par la dose d'azote appliquée lors de la saison culturale, plus la dose appliquée sera élevée, plus les pertes $N\text{-}NO_3$ auront tendance à être élevées. À dose constante de 25 t/ha dans le champ 35, l'azote total appliqué a varié de 69,6 à 189 kg/ha pour le fumier de bovins laitiers. Il en est de même pour le lisier de porcs qui a varié de 86 à 149 kg/ha pour une dose appliquée de 30 m^3/ha. La fertilisation du champ 58 a montré des variations du même ordre.

La relation entre la charge $N\text{-}NO_3$ dans le sol et la charge dans l'eau de drainage à l'automne pour les quatre années du cycle dans chacun des deux sites a été établie. Dans le champ 35, en rotation orge grainée-prairie-luzerne-mil (3 ans), une corrélation $r = 0,89$ a été obtenue entre ces deux paramètres alors que dans le champ 58, en rotation canola-maïs-grain-maïs-grain-orge, une corrélation $r = 0,69$ a été mesurée. Pour les deux champs confondus, la relation entre la charge $N\text{-}NO_3$ aux drains et la charge dans les sols est $r = 0,63$. L'influence des cultures est très présente. Les résultats nous indiquent que le maïs est plus sensible aux pertes que l'orge (grainée ou non) et le canola. Ce sont les prairies mixtes qui ont montré le moins de pertes. L'ordre d'importance des reliquats de $N\text{-}NO_3$ à l'automne a été : prairie < canola ≈ orge < maïs, soit le même que celui observé pour les pertes aux drains.

Pour la période étudiée, les pertes automnale moyennes de $N\text{-}NO_3$ ont été de 2,4 kg/ha pour les prairies, de 3,85 kg/ha pour le canola, de 4,67 kg N/ha pour l'orge et de 13,87 kg/ha pour le maïs. Le mode de fertilisation exerce également un effet sur la concentration et la charge de $N\text{-}NO_3$ perdues aux drains. Par ordre croissant, pour les prairies, elles varient selon : engrais minéraux < fumier de bovins < fumier de poules < lisier de porcs. Pour les cultures commerciales l'ordre est le suivant : engrais minéraux < fumier de bovins < lisier de porcs. Il faut cependant noter que la quantité totale d'azote appliquée n'est pas la même pour tous les modes de fertilisation et que c'est ce facteur qui doit d'abord être considéré pour expliquer les concentrations et les charges aux drains. Le carottage des sols est donc une méthode fiable pour déterminer un risque de perte potentiel de $N\text{-}NO_3$ associé aux cultures et aux modes de fertilisation. Ce risque va varier selon les types de sols.

Mots clés : Nitrates, carrotage des sols, fertilisation, eaux de drainage

Abstract, A. Berrouard[1], M. Giroux[1] and M. Blackburn[2], **Comparative effects of various culture and fertilization methods on the soil content of nitrates at harvest time and in the tile drainage system in autumn, *Agrosol*. 12 (2) : 64-73.** This study was performed on the two Observatory of soil quality fields in St-Lambert-de-Lauzon between 1997 and 2000. The purpose of the project was to compare the NO_3-N content in the agricultural soils at harvesting time and in the tile drainage water, taking into consideration the fertilization methods and the sowed cultures. The NO_3-N losses in the drains depend on the quantity of nitrogen applied ; at a higher rate, more NO_3-N is lost. With a constant rate of 25 t/ha in field 35, the total amount of nitrogen applied varied from 69,6 to 189 kg/ha with cow manure. It is similar with hog manure, which varied from 86 to 149 kg/ha for a rate of 30 m^3/ha. The fertilization of field 58 showed about the same variability. During this four-year cycle, a relationship between the amount of NO_3-N in the soil at seeding and in the tile drain water in the fall was established in each of the two fields. In field 35, grained barley-mixed prairie (3 years), a correlation of $r = 0,89$ was obtained between these two parameters, while in field 58, a rotational canola-corn-corn-barley, the correlation was $r = 0,69$. For the two confounded fields, the relationship between the quantity of NO_3-N at the tile drains and in the soils

1. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), 2700, rue Einstein, Sainte-Foy, (Québec), G1P 3W8, CANADA
2. Université Laval, Faculté de l'agriculture et de l'alimentation, Dépt. Des sols et de génie agroalimentaire, Québec (Québec), G1K 7P4, CANADA

is r = 0,63. The influence of cultures is very significant.

The results indicate that corn is more susceptible to losses than barley (grained or not) and canola. The mixed prairies showed fewer losses. The order of importance of NO_3-N soil residue in the autumn was : prairie < canola ~ barley < corn which is the same as observed for tile drainage loss.

For the autumn period study, the NO_3-N average losses were : 2,4 kg/ha for the prairies, 3,85 kg/ha for canola, 4,67 kg/ha for barley and 13,87 kg/ha for corn. The fertilization method has also an effect on the concentration and the losses of NO_3-N in tile drains. In increasing order, for the prairies, they vary according to : mineral fertilizer < cow manure < poultry manure < hog manure. For commercial crops, the order is : mineral fertilizer < cow manure < hog manure. One must however note that quantity of total nitrogen applied is not the same for all the fertilization methods and this factor must be taken into consideration to explain the concentrations and the quantities in the tile drains. Soil sampling is a reliable method to determine a potential risk of loss of NO_3-N related to crop and fertilization methods. The risk will vary with the types of soil.

Keywords : Nitrates, soil sampling, fertilization, tile drain water

Introduction

De par leur mobilité dans les sols, les nitrates ($N\text{-}NO_3$) se retrouvent fréquemment dans les drains agricoles. Suite au suivi de la qualité de l'eau des rivières québécoises, on a trouvé que celles-ci respectaient les critères recommandés pour les $N\text{-}NO_3$ à l'eau brute d'approvisionnement. Cependant, les concentrations médianes de $N\text{-}NO_3$ étaient sept fois supérieures en milieu agricole que dans les bassins versants forestiers (Gangbazo et Babin, 2000). Cette situation montre que certains systèmes agricoles laissent s'échapper une quantité appréciable de $N\text{-}NO_3$. Les deux principaux moyens de migration des $N\text{-}NO_3$ en agriculture sont : en solution par le drainage souterrain et en solution dans les eaux de ruissellement. On peut également les retrouver en association aux sédiments dans les eaux de drainage et de ruissellement, cependant cette fraction est très minime. Plusieurs études ont démontré que la problématique des $N\text{-}NO_3$ est reliée au lessivage, via les réseaux de drainage souterrain, plutôt qu'au ruissellement (Guertin et coll., 1997 ; Guertin et al., 2001 ; Gangbazo et al., 1997 ; Piché et Gangbazo, 1991). À cause de la nature dynamique des sols, les $N\text{-}NO_3$ ne s'accumulent pas comme peuvent le faire le phosphore et le potassium, ils se retrouvent donc lessivés en profondeur vers les eaux souterraines ou jusqu'au système de drainage. Guertin et al. (2001) ont retrouvé de 20 à 100 fois plus de $N\text{-}NO_3$ dans l'eau de drainage que dans l'eau de ruissellement, tout comme Piché et Gangbazo (1991) qui ont mesuré 98% des pertes par drainage. Des proportions similaires ont été obtenues à Lennoxville avec des pertes totalisant de 50 à près de 100 kg/ha/an de $N\text{-}NO_3$ dans les eaux de drainage pour une culture de maïs (Pesant et coll. 1997).

L'ampleur des pertes $N\text{-}NO_3$ par les réseaux de drainage agricole sera fonction de nombreux facteurs. Parmi ceux-ci on peut nommer : la météorologie, le type de travail de sol pratiqué, le type de sol et de drainage, la culture en place, le mode de fertilisation et la façon d'appliquer les engrais. Selon Miller (1990), la quantité de $N\text{-}NO_3$ lessivée hors de la zone racinaire est déterminée par la quantité d'azote (N) ajoutée, le taux de relâchement net de la matière organique du sol, de la quantité utilisée par la culture et la quantité dénitrifiée. L'azote qui est l'élément épandu en plus grande quantité sur les sols agricoles bénéficie d'un taux d'utilisation qui ne dépasse que rarement les 60%. Dans son étude étalée sur trois ans, Tran (1995), a noté des coefficients d'utilisation d'azote de 44 à 53% dans une culture de maïs. Plusieurs études comparatives entre le maïs et d'autres cultures démontrent qu'il est plus sensible à la perte de $N\text{-}NO_3$. L'étude de Piché et Gangbazo (1991), réalisée en Beauce, montre que le maïs génère plus de pertes que les autres types de cultures étudiés (orge, pâturage, avoine et luzerne). L'étude de Schertz et Miller (1972) semble montrer que plus la dose d'azote total appliquée est importante en culture de luzerne, plus l'azote fixé ou « non-comptabilisable » est faible. Ce constat indique que la luzerne récupère la source d'azote la plus facilement accessible, soit l'azote du sol ou des engrais, plutôt que par fixation symbiotique. Miller (1990), montre des concentrations dans l'eau de drainage en $N\text{-}NO_3$ rarement supérieures à 10 mg/l si l'application est faite aux taux recommandés ou moins, mais rarement sous 10 mg/l si la fertilisation dépasse les doses recommandées. Le $N\text{-}NO_3$ résiduel dans les sols à l'automne peut s'accroître si le rendement de la culture est inférieur aux prévisions, ce qui est souvent causé par des conditions climatiques défavorables. Ce paramètre est incontrôlable, cependant, des études ont démontré une plus grande efficacité de prélèvement de N pour le maïs avec un fractionnement des applications azotées (Tran, 1995). Un fractionnement des applications azotées permet de fournir les quantités adéquates pour la culture au moment où celle-ci en aura besoin pour une croissance optimale. Giroux et Tran (1995), Guertin et coll. (1997) et Roth et Fox (1990) ont observé un enrichissement en $N\text{-}NO_3$ dans le profil de sol suite à l'accroissement des doses d'azote dans le maïs. Giroux et Tran (1995) ont détecté des charges résiduelles de $N\text{-}NO_3$ de plus de 100 kg/ha (0-60 cm) dans les champs de maïs surfertilisés en azote. Un des constats de cette étude, est que les doses appliquées n'ont peut-être pas autant d'importances que l'écart entre les doses optimales et celles effectivement appliquées. La différence qui n'est pas prélevée par la plante peut donc représenter un risque pour l'environnement. Une application

d'engrais minéral sur un sol ayant un historique en fumure organique contiendra plus de $N\text{-}NO_3$ en fin de saison de croissance qu'un sol ayant un historique d'engrais minéral (Roth et Fox, 1990).

Les conditions climatiques du Québec, font de l'automne, une période critique pour la perte des $N\text{-}NO_3$. Les cultures annuelles laissent le sol à nu l'automne, ce qui influence la teneur en eau et en $N\text{-}NO_3$ du sol, d'autant plus que les pluies sont relativement abondantes durant cette période. Les normales de saison (1951-1980) pour la région de St-Isidore en Beauce sont de 264,26 mm pour les mois de septembre, octobre et novembre, soit 29,7% du total des précipitations annuelles normales (Piché et Gangbazo, 1991). La quantité totale de pluie et l'intensité des événements pluvieux sont les principaux facteurs météorologiques qui influenceront les pertes de $N\text{-}NO_3$. Par contre, la température (unités thermiques) influencera le rendement des récoltes, donc, le prélèvement d'eau et de nutriments ($N\text{-}NO_3$). Piché et Gangbazo (1991), ont mesuré des pertes de $N\text{-}NO_3$ supérieures à l'automne comparativement à l'été ou au printemps. Pour ces trois saisons la proportion de pertes automnales est en moyenne de 72,6 % pour les années 1987 et 1988 sous différentes régies. Gangbazo et al. (1997) ont mesuré des pertes automnales de 40 et de 45% du total des pertes annuelles pour des cultures de maïs et de fourrage respectivement. Les pertes variaient beaucoup d'une saison à l'autre, pour l'automne la charge au drain était de l'ordre de 1,92 à 37,82 kg $N\text{-}NO_3$/ha lors de l'étude de Piché et Gangbazo (1991) alors qu'elle allait de 5 à 55 kg $N\text{-}NO_3$/ha lors de l'étude de Gangbazo et al. (1997). L'analyse des concentrations et charges de $N\text{-}NO_3$ dans les eaux de drainage peut se révéler un indicateur agro-environnemental intéressant pour identifier les systèmes de productions végétales plus sensibles aux pertes. Les pertes de $N\text{-}NO_3$ par hectare sont fortement influencées par le volume annuel d'eau drainée, alors que de fortes concentrations dans l'eau de drainage ne mènent pas nécessairement à une plus grande perte totale (Bjorneberg et al., 1996).

Matériel et méthodes

Cette étude s'est déroulée sur quatre saisons automnales, soient les automnes de 1997, 1998, 1999 et 2000 aux Observatoires de la qualité des sols de St-Lambert-de-Lauzon. Le carottage de sol est la méthode qui a été retenue afin de mesurer les $N\text{-}NO_3$ dans le profil 0-100 cm des deux champs composés de quatre parcelles chacun. Le carottage a été combiné avec des mesures de concentrations et volumes d'eau aux drains. Le carottage de sol a été effectué par horizon de 20 cm, et ce, jusqu'à un mètre, soit la profondeur approximative des drains agricoles. Deux carottes mélangées ensemble à quatre points différents par parcelle ont été prélevées afin de caractériser chacune des parcelles en fonction de sa teneur en $N\text{-}NO_3$. La teneur en $N\text{-}NO_3$ des échantillons de sols a été déterminée avec un appareil analyseur automatique Technicon AA-II après une extraction au KCl 2N. La période d'échantillonnage s'effectuait au courant du mois de septembre et variait en fonction de la saison culturale et des cultures en place. Lors de la prise des échantillons, les prairies n'étaient pas encore labourées lorsqu'il devait y avoir labour et le maïs n'était pas encore récolté. Il n'y a pas eu d'échantillonnage de sols en 1999 et le champ 35 n'a pas été échantillonné en 1998 non plus. Le sol des champs étudiés est un loam limoneux de la série Le Bras.

Le calcul de $N\text{-}NO_3$ en kg/ha s'est fait à partir des données de masse volumique apparente (ρ) des horizons 0-20, 20-40 et 40-60 cm. La masse volumique apparente de l'horizon 40-60 est considérée comme étant celle des horizons 60-80 et 80-100 cm. La moyenne arithmétique des quatre valeurs de concentrations obtenues par horizon dans chacune des parcelles a été utilisée comme valeur définitive de la concentration de $N\text{-}NO_3$ en mg/kg pour l'horizon de la parcelle. L'équation 1 montre le calcul effectué afin d'obtenir les charges dans le profil de sol par horizon et l'équation 2 le calcul pour la charge totale dans le profil (5 couches).

Équation 1.

$$N\text{-}NO_3\ (kg/ha) = N\text{-}NO_3\ (mg/kg) \times \frac{\rho \times \text{épaisseur de la couche (20 cm)}}{10}$$

Équation 2.

$$N\text{-}NO_3\ (kg/ha) = kg/ha\ 0\text{-}20\ cm + kg/ha\ 20\text{-}40\ cm + kg/ha\ 40\text{-}60\ cm...$$

La période d'échantillonnage de l'eau de drainage est restée à peu près constante, soit de 91 jours, cependant, la date du début de la prise de donnée variait d'une année à l'autre en fonction du volume d'eau drainée; la prise de donnée débutait dès que le volume d'eau au drain devenait significatif. Pour des raisons de logistiques, les volumes drainés et les concentrations de $N\text{-}NO_3$ des parcelles du champ 58 en 1997, n'ont été mesurés que pour une période de 76 jours, soit du début octobre au 15 décembre. Pour l'année 2000 la période est de 92 jours.

Description des dispositifs expérimentaux

Chacune des parcelles reçoit une fertilisation différente, sous travail conventionnel, afin de pouvoir les comparer (tableaux 1, 2, 3 et 4). Dans le champ 58, les parcelles A, C et D sont comparées entre elles et une prairie datant de 1993, qui sert de témoin (parcelle B). Les lignes de drainage, des deux champs, sont espacées de sept

mètres et le rejet d'eau des parcelles passe par des puits où se trouvent des augets à bascule munis de compteurs qui permettent de calculer le volume écoulé entre deux relevés. Une partie du volume drainé est récolté à chaque fois que l'eau s'écoule pour fins d'échantillonnage, la collecte n'est toutefois pas proportionnelle au débit. Les quatres parcelles du champ 35 ont une superficie de 1900 m², les parcelles A, C et D du champ 58 ont une superficie de 1200 m² alors que la parcelle B a une superficie de 2500 m².

Les précipitations ont été de 256,9, 327, 347,6 et 321,6 mm respectivement pour les périodes à l'étude en automne 1997, 1998, 1999 et 2000 dans la région de St-Lambert. Les données de pluviométrie sont celles récoltées à la station Beauséjour du ministère de l'Environnement du Québec à St-Jean-Chrysostome.

Champ 35

La culture d'orge grainée a laissé des reliquats d'azote assez important allant de 29 à près de 88 kg $N\text{-}NO_3$/ha (figure 1). Cette charge résiduelle de $N\text{-}NO_3$, sous l'orge grainée dans le profil de sol (1 m) en 1997, est de 25 à 88% plus élevée selon les horizons que celle sous prairie luzerne-mil à la fin de la saison 2000. Les trois années qui ont suivi la culture d'orge grainée, sous prairie, ont permis de réduire la teneur de $N\text{-}NO_3$ dans le sol de façon marquée, ce qui démontre une certaine capacité de la prairie de vider le sol de son contenu en $N\text{-}NO_3$ jusqu'à des profondeurs allant jusqu'à 1 m. Cet effet s'est produit même sur les parcelles fertilisées aux engrais minéraux et au fumier de bovins, qui pourtant ont reçu un apport azoté plus important en 2000 (tableau 2). Ces résultats, tout comme ceux de Schertz et Miller (1972) pour la luzerne, semblent indiquer que l'augmentation de l'apport d'engrais azoté (organique ou minéral) n'influence que très peu la teneur résiduelle de $N\text{-}NO_3$ dans le sol sous prairie constituée de luzerne.

Tableau 1. Doses des engrais appliqués dans le champ 35

	Fumure minérale	Fumier bovins	Fumier poules	Lisier porcs
1997- orge grainée	540 kg 6-20-32/ha	20 t/ha printemps 540 kg 6-20-32/ha	5 t/ha printemps 540 kg 6-20-32/ha	30 m³/ha printemps 540 kg 6-20-32/ha
1998-prairie luzerne-mil	350 kg 7-12-32/ha	20 t/ha après 1ère coupe	5 t/ha après 1ère coupe	30 m³/ha après 1ère coupe
1999-prairie luzerne-mil	280 kg 10-17-31/ha 110 kg 0-0-60/ha	28 t/ha après 1ère coupe	3,8 t/ha après 1ère coupe 120 kg 0-0-60/ha	30 m³/ha après 1ère coupe 215 kg 0-0-60/ha
2000-prairie luzerne-mil	280 kg 10-17-31/ha 180 kg 34-0-0/ha	28 t/ha après 1ère coupe	3,8 t/ha après 1ère coupe	30 m³/ha après 1ère coupe

Tableau 2. Total des éléments nutritifs appliqués et des éléments nutritifs disponibles appliqués en kg/ha dans le champ 35

	Traitements	N total	N disponible	P_2O_5	K_2O
1997	Fumure minérale (35A)	32	32	108	172
	Fumier de bovins et apport minéral (35B)	102	60	142	291
	Lisier de porcs et apport minéral (35C)	86	57	142	198
	Fumier de poules et apport minéral (35D)	174	103	205	274
1998	Fumure minérale (35A)	25	25	42	112
	Fumier de bovins et apport minéral (35B	100	34	46	130
	Lisier de porcs et apport minéral (35C)	78	36	119	46
	Fumier de poules et apport minéral (35D)	155	44	123	75
1999	Fumure minérale (35A)	28	28	48	153
	Fumier de bovins et apport minéral (35B)	159	77	80	117
	Lisier de porcs et apport minéral (35C)	86	30	43	42
	Fumier de poules et apport minéral (35D)	135	44	146	80
2000	Fumure minérale (35A)	89	89	48	87
	Fumier de bovins et apport minéral (35B)	189	92	82	203
	Lisier de porcs et apport minéral (35C)	111	51	54	49
	Fumier de poules et apport minéral (35D)	117	39	78	72

Tableau 3. Doses des engrais appliqués dans le champ 58

	Fumier bovins	Témoin (prairie minérale)	Lisier de porcs	Fumure minérale
1997- Canola de printemps	45 t/ha	315 kg/ha 14-15-28	50 m³/ha	355 kg/ha 22-20-14
1998-Maïs-grain	45 t/ha + 159 kg 25-31-0/ha + 100 kg 46-0-0/ha	450 kg/ha 13-13-28 + 135 kg/ha 34-0-0	50 m³/ha + 159 kg 25-31-0/ha + 100 kg 46-0-0/ha	191 kg/ha 18-15-25 + 155 kg/ha 0-0-60 + 250 kg/ha 46-0-0
1999-Maïs-grain	45 t/ha + 239 kg 25-21-0/ha	410 kg/ha 18-22-6 + 100 kg/ha 34-0-0	50 m³/ha + 317 kg 17-17-21/ha	155 kg/ha 0-0-60 + 213 kg/ha18-46-0 + 239 kg/a 46-0-0
2000-Orge	60 t/ha	405 kg/ha 18-121-26 + 110 kg/ha 34-0-0	50 m³/ha	350 kg/ha 22-17-16

Tableau 4. Total des éléments nutritifs appliqués et des éléments nutritifs disponibles appliqués en kg/ha dans le champ 58

	Traitements	N total	N disponible	P_2O_5	K_2O
1997	Fumure minérale (58D)	78	78	71	50
	Lisier de porcs et apport minéral (58C)	91	29	57	43
	Fumier de bovins et apport minéral (58A)	157	59	77	267
	Témoin (prairie minérale) (58B)	44	44	47	88
1998	Fumure minérale (58D)	149	149	29	141
	Lisier de porcs et apport minéral (58C)	237	138	119	64
	Fumier de bovins et apport minéral (58A)	251	170	173	211
	Témoin (prairie minérale) (58B)	104	104	59	126
1999	Fumure minérale (58D)	148	148	98	93
	Lisier de porcs et apport minéral (58C)	194	126	112	128
	Fumier de bovins et apport minéral (58A)	303	194	146	353
	Témoin (prairie minérale) (58B)	108	108	90	25
2000	Fumure minérale (58D)	77	77	60	56
	Lisier de porcs et apport minéral (58C)	111	56	65	58
	Fumier de bovins et apport minéral (58A)	293	99	148	363
	Témoin (prairie minérale) (58B)	110	110	45	105

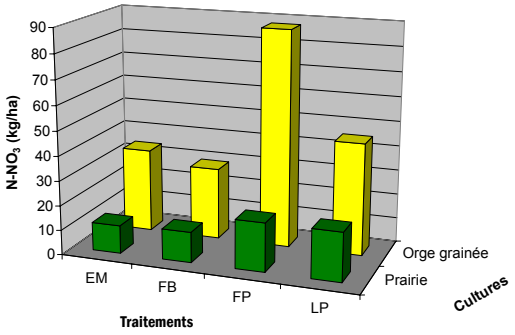


Figure 1. Charges N-NO_3 (0-100 cm) en fonction des traitements de fertilisation et des cultures du champ 35

complémentaire minérale ajoutée, ce qui a provoqué un excès d'azote pour la culture. La fertilisation FB ne s'est pas démarquée de la fertilisation minérale, les charges résiduelles de N-NO_3 sont similaires pour ces deux traitements autant en 1997 qu'en 2000.

Les conditions climatiques ont eu un impact important sur les volumes d'eau et les pertes N-NO_3 drainés, par exemple, en 1997, de 70,5 à 93,3% de la charge N-NO_3 a été évacuée par les drains en 15 jours, du 28 octobre au 12 novembre

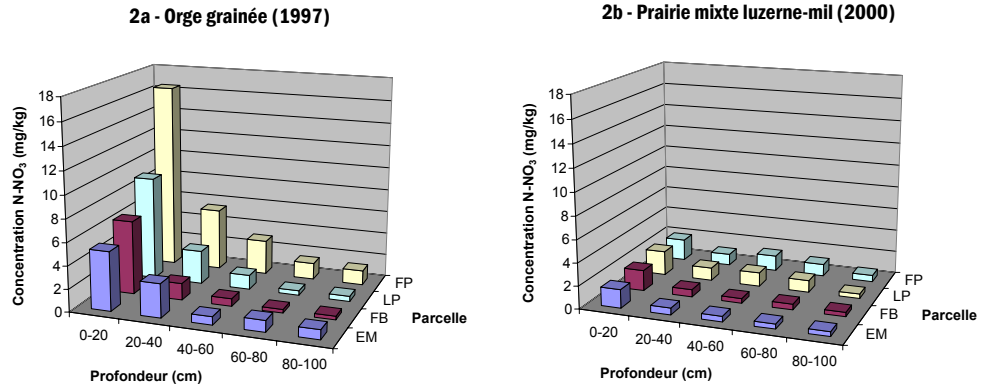


Figure 2. Impact de la fertilisation sur la concentration N-NO_3 résiduelle dans le profil de sol selon les cultures

Tableau 5. Analyse de variance de l'effet de la fertilisation sur le reliquat de N-NO_3 sur un mètre de sol en kg/ha

STL-35	EM ⇔ FB	EM ⇔ FP	EM ⇔ LP	FB ⇔ FP	FB ⇔ LP	FP ⇔ LP	C.V.
1997	ns	**	ns	**	ns	**	42,3%
2000	ns	ns	ns	ns	ns	**	55,5%
STL-58							
1997	**	ns	ns	**	**	ns	20,1%
1998	**	ns	ns	**	ns	ns	84,4%
2000	**	ns	**	**	**	**	21,6%

ns : non-significatif ** significatif à P≤0,05

En ce qui concerne la fertilisation, le traitement de fumier de poules (FP) a laissé, significativement, plus de reliquats de N-NO_3 que tous les autres traitements du champ 35 en 1997 et il tend également, avec le lisier de porcs (LP), à avoir plus de reliquats que les fertilisations à base de fumier de bovins (FB) et engrais minéral (EM) en 2000 (tableau 5, figure 2). La teneur en N-NO_3 de la parcelle FP en 1997 peut s'expliquer par la teneur élevée en azote du FP épandu et par une fumure (entre les jours 43 et 58), et en 2000 de 22,5 à 60,4% de la charge N-NO_3 a été évacuée en 5 jours seulement. Les pertes totales ainsi que les volumes qui s'y rattachent des parcelles sont représentés au tableau 6. Aucun des modes de fertilisation ne s'est démarqué de manière significative (tableau 7), cependant, la fertilisation ayant occasionnée le plus de pertes de N-NO_3, au cours du cycle, a été le FP avec un total de près de 22 kg N-NO_3/ha, pour les quatre automnes, dont la moitié en 1997 sous l'orge grainée, suivi du lisier de porcs avec près de 20 kg/ha. Il faut cependant noter que l'azote total épandu lors de ces quatre années était de 90 kg/ha/an en moyenne pour la parcelle LP contre 194 kg/ha/an pour la parcelle FP. Les pertes N-NO_3 du FB et de EM sont environ deux fois moindres que les autres modes de fertilisation sur les quatre années du cycle. L'orge grainée ne s'est pas démarquée de la prairie sauf pour la fertilisation au FP, sans doute à cause des applications élevées d'azote.

La figure 3, montrant les concentrations N-NO_3 mesurées lors des prises d'échantillons, démontrent que les traitements ayant la concentration moyenne la plus élevée sont, par ordre croissant, EM < FB < FP < LP sous prairies et orges grainées. Les teneurs en N-NO_3 provenant de la fertilisation de EM et de FB ont dépassé le critère de qualité de l'eau (10 mg/l) dans 1,6% des échantillons contre 7,5% pour la fertilisation au FP et 9,1% pour le LP. Le tableau 6 montre la concentration moyenne arithmétique, par contre, ces mesures ne représentent pas l'importance relative de chacune des concentrations mesurées ; les fortes concentrations qui ont été mesurées étaient souvent associées à des volumes drainés proportionnellement plus importants. Les concentrations pondérées (voir équation 3) en fonction du volume de chacun des traitements de fertilisation pour l'orge grainée et la prairie montrent que les résultats du calcul de la concentration arithmétique sont souvent sous-évalués. Ceci est particulièrement applicable pour les fertilisations au FP et au LP, surtout sous orge grainée. En effet, la concentration moyenne pondérée du FP, sous orge grainée est plus du double que la moyenne arithmétique et la concentration du LP est plus de 40% plus élevé. La plus grande partie des volumes drainés, sous prairie, est inférieure à 3,5 mg/l. Plus de 75% du volume drainé de EM et FB a une concentration inférieure à 2 mg/l et plus de 70% du volume drainé de FP et LP a une concentration inférieure à 3,5 mg/l.

Tableau 6. **Concentrations et pertes N-NO_3 du champ 35 en fonction du mode de fertilisation**

	Concentrations mg N-NO_3/litre		Pertes	Volume drainé
Orge grainée (1997)	moyenne pondérée	moyenne arithmétique	kg/ha N-NO_3	l/ha/automne
Minéral (A)	1,41	1,16	0,30	207 528
Bovins (B)	4,16	5,14	1,44	346 892
Poules (C)	17,89	7,99	11,5	644 545
Porcs (D)	12,67	8,96	5,00	391 291
Prairie (1998)				
Minéral (A)	1,44	2,28	2,53	1 753 042
Bovins (B)	1,36	1,76	2,24	1 641 152
Poules (C)	2,41	2,79	3,90	1 613 347
Porcs (D)	3,19	4,11	6,41	2 006 380
Prairie (1999)				
Minéral (A)	0,91	0,67	1,27	1 387 257
Bovins (B)	1,62	1,42	2,62	1 615 741
Poules (C)	3,00	2,49	4,70	1 565 129
Porcs (D)	3,65	3,10	5,61	1 538 513
Prairie (2000)				
Minéral (A)	3,00	1,93	1,90	633 115
Bovins (B)	6,91	3,19	4,13	597 163
Poules (C)	3,86	2,74	1,87	485 609
Porcs (D)	5,30	3,68	2,80	527 836
Bilan du cycle	moyenne pondérée	moyenne arithmétique	Pertes totales	Volumes totaux (l/ha)
Minéral (A)	1,69	1,51	6	3 980 942
Bovins (B)	14,05	2,88	10,43	4 197 734
Poules (C)	6,79	4	21,97	4 305 994
Porcs (D)	6,20	4,96	19,82	4 461 496

Tableau 7. **Analyse de variance de l'effet des années en fonction du reliquat de N-NO_3 sur un mètre de sol en kg/ha**

STL-35	1997 vs 2000	STL-58	1997 vs 1998	1997 vs 2000	1998 vs 2000
EM	ns	FB	ns	ns	ns
FB	ns	Prairie-témoin	ns	ns	ns
FP	**	LP	ns	ns	ns
LP	*	FM	ns	ns	ns

ns : non significatif ** significatif à P≤0,01 *significatif à 0,05≥P

Équation 3.

$$\text{Concentration pondérée} = \frac{([N\text{-}NO_3]*V_1)}{V_{total}} + \frac{([N\text{-}NO_3]*V_2)}{V_{total}} + \frac{([N\text{-}NO_3]*V_3)}{V_{total}} + \ldots$$

La charge de N-NO_3 dans le sol influence la quantité lessivée vers le système de drainage. La figure 4 indique que plus le reliquat N-NO_3 dans le sol est important, plus on peut s'attendre à des pertes élevées dans les eaux de drainage à l'automne. Cependant, le EM et le FB ont subi des pertes plus élevées en 2000 qu'en 1997, ceci pourrait s'expliquer par des volumes d'eau drainés moins importants en 1997 et le travail du sol qui a été fait à l'automne 2000. Le labour, en enfouissant la végétation, diminue le potentiel de captage d'eau par la végétation en plus de favoriser la minéralisation de l'azote de la végétation même. Par contre, pour ce qui est du FP et du LP la diminution de la charge N-NO_3 dans le profil du sol semble avoir eu un impact plus important sur la diminution des pertes que le volume d'eau drainée ou le labour.

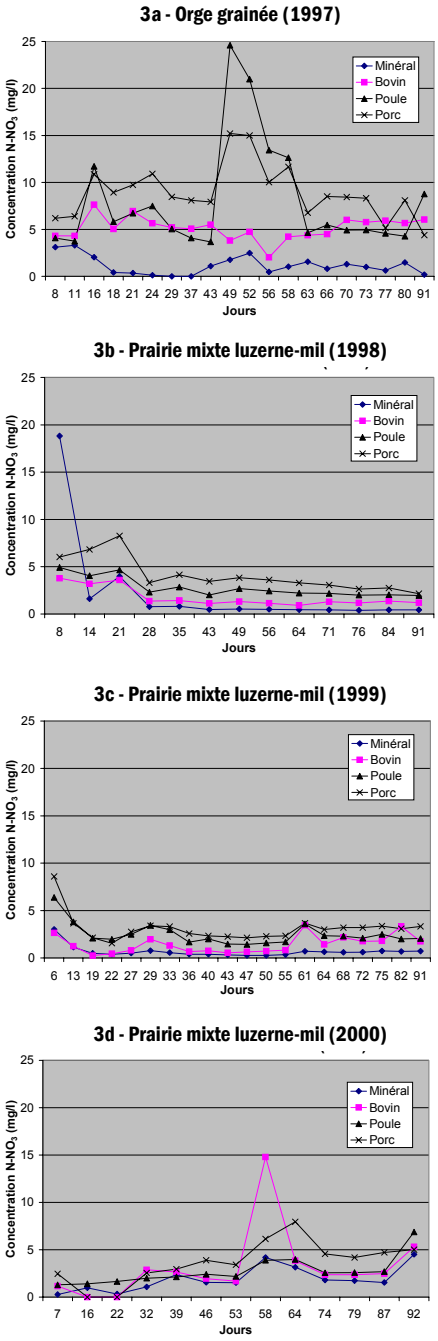


Figure 3. **Concentrations N-NO_3 dans l'eau de drainage selon les années**

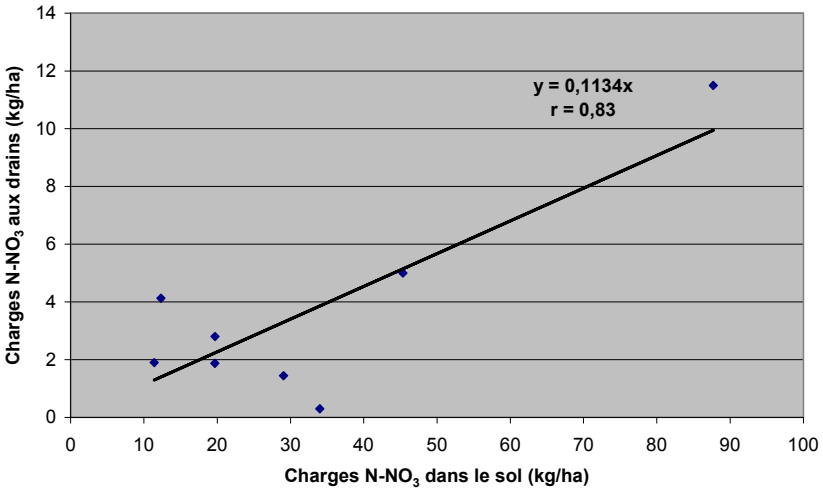


Figure 4. Charges N-NO_3 aux drains en fonction de la charge dans le sol en 1997 et en 2000 (champ 35)

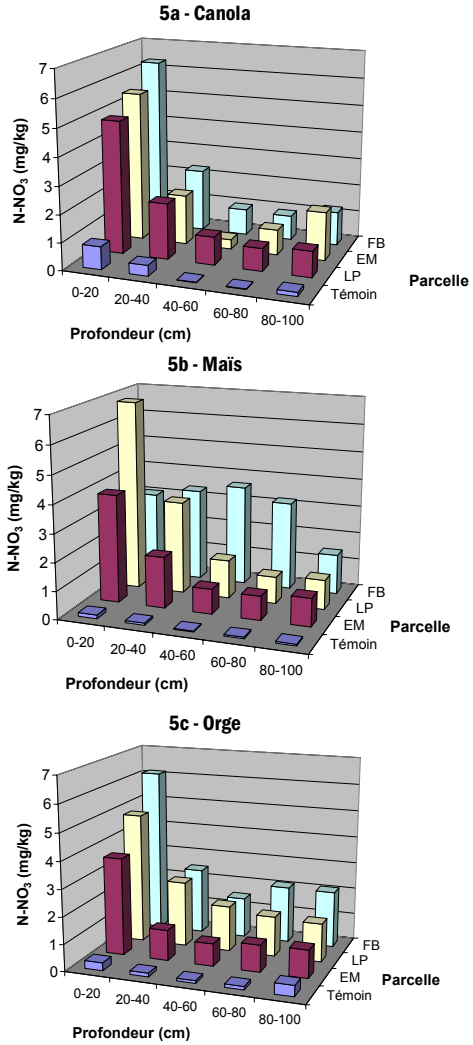


Figure 5. Impact de la fertilisation sur la concentration N-NO_3 résiduelle dans le profil de sol selon les cultures

Champ 58

Dans le champ 58, le témoin (prairie trèfle-mil) montre des concentrations en N-NO_3 résiduelles dans le sol inférieures aux autres cultures et ce pour les trois années échantillonnées et à toutes les profondeurs (figure 5). Cependant, pour les autres cultures, il n'est pas possible de les comparer entre elles puisqu'elles n'ont pas été cultivées la même année. Notons seulement que les reliquats d'azote en fin de saison n'ont pas différé significativement d'une saison à l'autre (tableau 7). L'ordre d'importance du reliquat de N-NO_3, à l'automne, a été : prairie < canola < orge < maïs.

Les modes de fertilisation n'ont pas différé sauf en 2000 où EM s'est démarqué des autres modes de fertilisation (tableau 5) pour le reliquat de N-NO_3 dans le sol. Il est à noter que la parcelle EM est la seule qui a vu son reliquat de N-NO_3 diminuer de 1997 à 2000, passant de 32,95 kg/ha en 1997 à 27,41 kg /ha en 1998 à 24,64 kg/ha en 2000. Le FB a laissé sensiblement plus de reliquats N-NO_3 dans le sol lors des trois années échantillonnées (figure 6). La charge N-NO_3 laissée par le FB allait de 11,68 à 14,61 kg/ha soit environ 8 à 20% plus de reliquats que le LP et de 17 à 86% que le EM.

De 1998 à 2000, les pertes sont assez graduelles, mais en 1997, durant une période de neuf jours, soit du 3 au 12 novembre, la charge drainée représentait de 52,6 à 94,9% du total de la charge N-NO_3 drainée pour la saison, selon le type de fertilisation. Cette période critique coïncide avec celle du champ 35. La culture ayant laissé échapper le moins de N-NO_3 est la prairie témoin avec une moyenne saisonnière de moins de 2,4 kg/ha, malgré des volumes d'eau drainés totaux de 159 à 214% supérieurs aux autres traitements durant toute la durée du cycle. Ce fait est probablement causé par la présence de macropores qui se seraient formées depuis 1993 due à l'absence de travail du sol lors de cette période. Cette dernière parcelle a drainé des hauteurs d'eau équivalentes à plus de 50% des précipitations totales des automnes de 1998 à 2000. Les pertes N-NO_3 moyennes automnales des autres cultures sont par ordre d'importance : canola (3,85kg/ha/an) < orge (4,67 kg/ha/an) < maïs-grain (13,87 kg/ha/an).

EM est le traitement ayant laissé échapper le moins de N-NO_3, et ce pour toute la durée de l'expérimentation, bien qu'il ne diffère significativement que du LP (tableau 9), suivi du FB et finalement du LP. Le LP a été épandu à des doses azotées moyennes de 158 kg/ha contre 251 kg/ha pour le FB (tableau 4), mais a quand même exporté plus de N-NO_3 que les autres modes de fertilisation sur le total des quatre saisons (tableau 8).

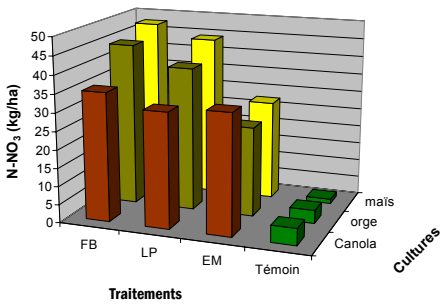


Figure 6. Charges N-NO_3 (0-100 cm) en fonction des traitements de fertilisation et des cultures du champ 58

Tableau 8. **Concentrations et pertes N-NO_3 du champ 58 en fonction du mode de fertilisation**

	Concentrations N-NO_3 (mg/litre)		Pertes	Volume drainé
Canola (1997)	moyenne pondérée	moyenne arithmétique	kg/ha N-NO_3	l/ha/automne
Bovins (A)	22,11	14,02	4,62	208 890
Témoin (B)	2,16	1,16	1,36	628 959
Porcs (C)	18,83	14,06	4,00	212 252
Minéral (D)	15,11	8,25	2,92	193 352
Maïs (1998)				
Bovins (A)	11,3	11,12	15,55	1 375 566
Témoin (B)	1,81	1,67	3,25	1 794 852
Porcs (C)	15,4	14,51	12,86	835 207
Minéral (D)	10,38	9,62	8,20	790 284
Maïs (1999)				
Bovins (A)	8,99	8,62	13,89	1 544 848
Témoin (B)	1,77	1,40	3,14	1 776 400
Porcs (C)	14,22	13,89	20,40	1 434 892
Minéral (D)	8,23	7,59	12,31	1 495 968
Orge (2000)				
Bovins (A)	5,63	5,86	3,20	567 265
Témoin (B)	1,08	0,85	1,82	1 680 480
Porcs (C)	11,68	10,35	5,83	498 974
Minéral (D)	7,99	6,39	2,18	272 257
Bilan du cycle	moyenne pondérée	moyenne arithmétique	Pertes totales	Volumes totaux (l/ha)
Bovins (A)	12,01	9,91	37,26	3 696 569
Témoin (B)	1,71	1,27	9,57	5 880 691
Porcs (C)	15,03	13,20	43,09	2 981 325
Minéral (D)	10,43	7,96	25,61	2 751 861

Tableau 9. **Analyse de variance des pertes N-NO_3 dans l'eau de drainage (kg/ha) en fonction du type de fertilisation**

STL 35	Minéral	Bovins	Porcs	Poules
Minéral	--	n.s.	n.s.	n.s.
Bovins	n.s.	--	n.s.	n.s.
Poules	n.s.	n.s.	n.s.	--
Porcs	n.s.	n.s.	--	n.s.

STL 58	Minéral	Bovins	Porcs
Bovins	n.s.	--	n.s.
Porcs	*	n.s.	--
Minéral	--	n.s.	*

La concentration moyenne en N-NO_3 des eaux de drainage sous LP a été plus élevée qu'avec les autres types de fertilisation. La figure 7 montre les mesures de concentrations échantillonnées lors des quatre automnes étudiés. La teneur en N-NO_3 de l'eau drainée par la prairie composée de trèfle-mil est toujours demeurée sous la barre des 6 mg/l. En 1997, la culture de canola a généré des concentrations dans l'eau de drainage sous FB dépassant la norme dans 64,7% des échantillons contre 93,3% dans le LP et 25% dans le EM. La culture de maïs-grain, a pour sa part, entraîné des dépassements de la norme dans 36,4% des échantillons avec le FB, 90,9% dans le cas du LP et 30,3% dans le cas de EM durant les automnes 1998 et 1999. Finalement, pour la culture d'orge le pourcentage de dépassement a atteint 36,5% pour le FB, 82% pour le LP et 22,6% pour EM. Comme dans le champ 35, le champ 58 montre des concentrations pondérées généralement supérieures aux concentrations arithmétiques moyennes signifiant que des volumes plus importants sont associés aux concentrations plus élevées à l'automne (tableau 8). Les concentrations pondérées de N-NO_3 dans l'eau de drainage pour les cultures étudiées sont, par ordre croissant d'importance : prairie < orge < maïs < canola alors que pour les modes de fertilisation l'ordre croissant d'importance des concentrations de N-NO_3 est : EM < FB < LP. Ceci est particulièrement vrai pour le FB sous

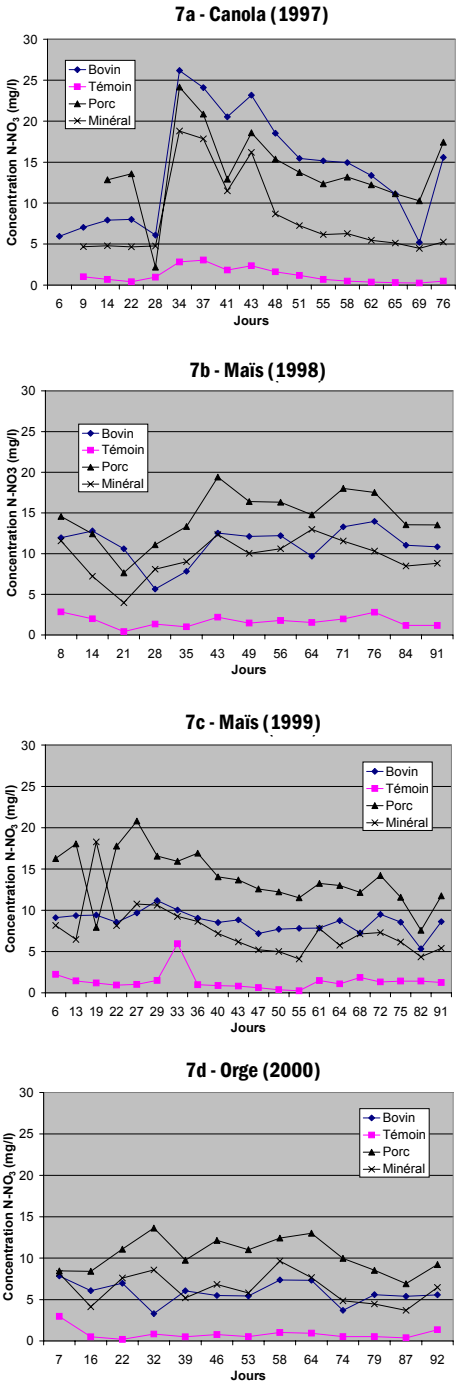


Figure 7. **Concentrations N-NO_3 dans l'eau de drainage selon les années**

Tableau 10. **Analyse de variance des pertes N-NO_3 dans l'eau de drainage (kg/ha) en fonction du type de culture**

STL 35	Prairie graminée	Orge grainée
Orge grainée	n.s.	--
Prairie graminée	--	n.s.

STL 58	Canola	Maïs 1998	Maïs 1999	Orge
Canola	--	*	*	n.s.
Maïs 1998	*	--	n.s.	*
Maïs 1999	*	n.s.	--	*
Orge	n.s.	*	*	--

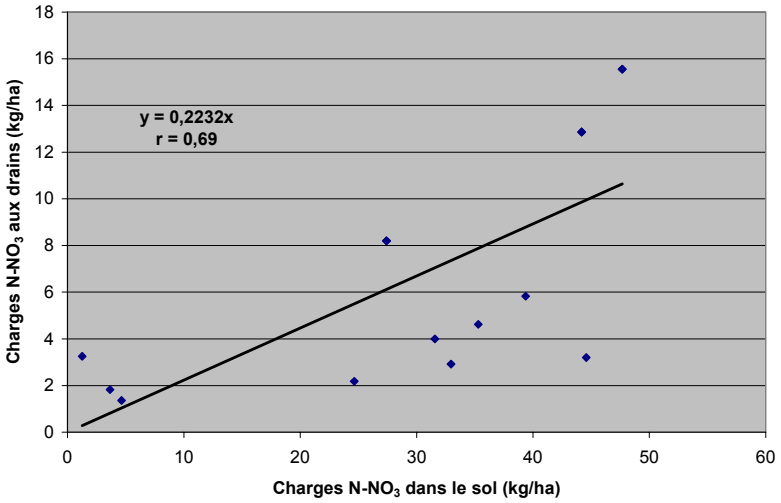


Figure 8. **Charges N-NO_3 aux drains en fonction de la charge N-NO3 résiduelle dans le sol en 1997, 1998 et 2000 (champ 58)**

canola puisque 23,5% des échantillons avaient une concentration supérieure à 20 mg N-NO_3/l pour un volume drainé correspondant à 94,7% du volume total. La même année, EM avait plus de 75% des échantillons se situant sous la barre des 10 mg N-NO_3/l, mais correspondant à seulement 7,2% du volume. La charge N-NO_3 perdue au drain par le maïs a différée significativement des charges perdues par le canola et l'orge (tableau 10).

La charge dans le sol semble avoir eu une certaine influence sur la quantité de N-NO_3 perdue. La figure 8 montre la charge drainée en fonction de la charge présente dans le sol en fin de culture pour le champ 58. La charge résiduelle en fin de culture se retrouve exposée au lessivage vers les drains, de sorte que plus la quantité de N-NO_3 est élevée, plus les pertes auront tendance à être élevées.

Conclusion

Pour les deux champs de l'Observatoire, certains faits ont été observés permettant de faire quelques généralités. Tout d'abord, les pertes aux drains sont influencées par la dose d'azote appliquée lors de la saison culturale. Plus la dose appliquée sera élevée, plus les pertes N-NO_3 auront tendances à être élevées et ce toute année ou culture confondue (figure 9). Pour cette raison, il est très important d'effectuer des analyses de fumier ou de lisier avant un épandage. À dose constante de 25 t/ha dans le champ 35, la teneur en azote du FB a varié de 69,6 à 189 kg/ha. Il en est de même pour le LP qui a varié de 86 à 149 kg/ha pour une dose appliquée de 30 m^3/ha. La fertilisation du champ 58 a montré des variations du même ordre. Une méthode efficace de dosage est également importante pour une bonne gestion des fumiers. Le FP, en 1997, a généré plus de la moitié de ses pertes totales sur quatre saisons automnales à cause d'un problème de dosage.

La charge N-NO_3 dans le sol en fonction de la charge dans l'eau de drainage pour les quatre automnes du cycle et pour toutes les parcelles de l'Observatoire a été établie avec un r = 0,63, la corrélation est significative bien que pas très élevée, mais l'influence des cultures est très présente.

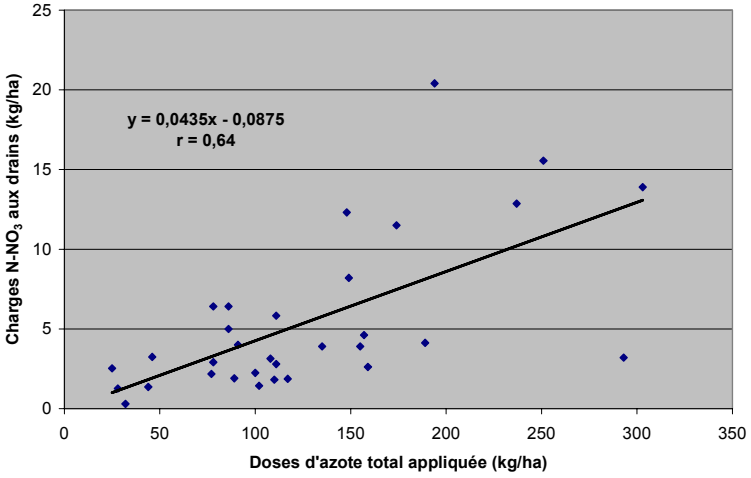


Figure 9. **Charges N-NO_3 aux drains en fonction de la dose d'azote total appliquée dans les champs 35 et 58**

Les résultats de la charge $N\text{-}NO_3$ au drain s'est révélée, pour la période automnale, similaire aux résultats de l'étude de Piché et Gangbazo (1991), mais nettement inférieur aux résultats de Gangbazo et al. (1997) en ce qui à trait aux pertes dans la culture de maïs. Les résultats que nous avons obtenus, en 1998 et 1999, démontrent des pertes de 25 à plus de 50% inférieurs à ceux de Gangbazo et al. (1997) pour la période automnale dans le maïs. Les doses d'azote appliquées plus faibles dans les Observatoires que celles utilisées par Gangbazo et al. (1997) expliqueraient ces différences.

On ne peut prédire avec certitude les pertes de $N\text{-}NO_3$ à venir pour une saison automnale. Par contre, le carottage peut nous permettre d'identifier les champs les plus à risque pour une même saison selon la culture qui y a été pratiquée et le type de fertilisation qui y a été appliquée. Plus une parcelle contient des résidus importants de $N\text{-}NO_3$ en fin de culture, plus cette parcelle représentera un risque potentiel élevé de pertes par lessivage.

Le maïs est la culture qui a laissé le plus de $N\text{-}NO_3$ résiduels dans le sol à l'automne et qui a généré le plus de pertes de $N\text{-}NO_3$ par le réseau de drainage souterrain. Les pertes, par ordre d'importance, ont été prairie $<$ orge $\approx$ canola $<$ maïs. La fertilisation LP a généré les concentrations les plus élevées de $N\text{-}NO_3$ dans l'eau de drainage. Pour l'automne, une concentration ponctuelle de $N\text{-}NO_3$ dans l'eau de drainage ne semble pas être un paramètre suffisant et performant afin d'évaluer l'impact réel d'une culture sur la qualité de l'eau. La charge (kg/ha) et la concentration moyenne saisonnière pondérée en fonction du volume semblent être de meilleures méthodes afin de quantifier l'impact d'une culture ou d'une fertilisation pour cette saison. Pour une dose de 50 m^3/ha, le LP a généré des pertes en $N\text{-}NO_3$ plus élevées que le FB (45 t/ha) et que le EM. Le EM a été le mode de fertilisation qui a produit le moins de pertes aux drains.

Références bibliographiques

Bjorneberg, D.L., R.S. Kanwar et S.W. Melvin 1996. *Seasonal changes in flow and nitrate-N loss from subsurface drains.* Transactions of the ASAE 39 :961-976.

Gangbazo, G. et F. Babin (2000). *Pollution de l'eau des rivières dans les bassins versants agricoles*. Vecteur environnement 33 (4) : 47-57.

Gangbazo, G., A.R. Pesant et G.B. Barnett 1997. *Effets de l'épandage des engrais minéraux et de grandes quantités de lisier de porcs sur l'eau, le sol et les cultures.* Direction des écosystèmes aquatiques : Ministère de l'environnement et de la faune. Bibliothèque Nationale du Québec.

Giroux, M. et T.S. Tran 1995. *Effet des doses et des modes d'apport des engrais azotés sur le rendement et la qualité du maïs-ensilage et sur les reliquats de nitrates dans les sols.* Agrosol, volume 8, numéro 1 : 3-11.

Guertin, S.P. en collaboration M.G. Barnett, A. Pesant, L.É. Parent, M. Giroux et A.F. Mackenzie 1997. *Évaluation des besoins N, P, K dans la culture du maïs selon les caractéristiques du sol et des systèmes culturaux.* Dossier no 13-62260811-081. Projet de recherche dans le cadre de l'entente auxiliaire Canada-Québec pour un environnement durable en agriculture. p.139.

Guertin, S.P., G.M. Barnett, M. Giroux, A. F. Mackenzie, A. Pesant et L.E. Parent, (2001). *Effet de pratiques culturales dans la culture de maïs, en terrain vallonné, sur les risques de contamination des eaux de ruissellement et de drainage.* Agrosol, volume 11, numéro 2 : 107-113.

Miller, M.H. 1990. *Impact of nutrient use in crop production on water quality.* Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole ; Conseil des productions végétales du Québec. p. 139-150.

Pesant, A.R. en collaboration M. Perron, G. Barnett, S.P. Guertin, A. Bélanger et G. Gangbazo 1997. *Effet de la période et du type de travail primaire du sol sur la perte d'azote et de phosphore dans les eaux de surface et de drainage (dans les cultures du maïs-grain et de l'orge).* Colloque de l'entente Canada-Québec pour un environnement durable en agriculture. p. 53-57.

Piché, I. et G. Gangbazo 1991. *Étude de la qualité des eaux de drainage souterrain.* Direction de l'assainissement agricole. Ministère de l'environnement du Québec. p.37.

Roth, G.W. et R.H. Fox 1990. *Soil nitrate accumulations following nitrogen-fertilized corn in Pennsylvania.* J. Environ. Qual. 19 :243-248.

Schertz, D.L. et D.A. Miller 1972. *Nitrate-N accumulation in the soil profile under alfalfa.* Agronomy Journal 64 :660-664.

Tran, T.Sen. 1995. *Efficacité et devenir de l'engrais azoté marqué (^{15}N) appliqué à la culture de maïs (Zea Mays L.).* Thèse de doctorat, Faculté des Sciences de l'Agriculture et de l'Alimentation, Université Laval, Qué.

Simulation du potentiel d'utilisation raisonnée des lisiers de porcs et de leurs co-produits. Analyse de conséquences sur trois exploitations réelles.

J. Belan[1]

Résumé, J. Belan[1], 2001. **Simulation du potentiel d'utilisation raisonnée des lisiers de porcs et de leurs co-produits. Analyse de conséquences sur trois exploitations réelles, *Agrosol*. 12 (2) : 74-84.** En réponse à la réglementation européenne sur l'azote, le traitement du lisier de porc par nitrification-dénitrification, et d'éventuelles séparations de phases, sont mis en œuvre en élevage hors-sol pour réduire la quantité d'azote à épandre sur l'exploitation. Les autres éléments non volatilisés, notamment P, K, Cu, Zn, sont redistribués dans les co-produits générés. Pour évaluer la dose maximum d'utilisation de ces derniers, une démarche de modélisation est explicitée en incluant la définition préalable d'un système de culture et d'une stratégie d'exigences visant une agriculture raisonnée et durable. La stratégie définie dans cet article établit des limites sur les flux des éléments nutritifs N, P, K et des éléments en trace potentiellement phytotoxiques, Cu et Zn, ajoutés systématiquement dans l'aliment pour porcs. Le modèle identifie l'élément le plus limitant de la dose d'épandage de chaque produit organique, calcule la dose correspondante et la période de retour dans la rotation culturale. Trois exploitations bien différenciées sont retenues pour simuler l'impact des flux limites sur la surface nécessaire pour épandre les produits. Cette analyse illustre que l'élément limitant l'usage des lisiers et des co-produits n'est pas l'azote, pas plus que le zinc. Il s'agit en fait du phosphore, impliqué dans l'eutrophisation des eaux douces ou marines, du potassium, facteur de croissance végétale pouvant également migrer à distance dans les eaux, et du cuivre dont la phytotoxicité potentielle est amplifiable par la présence du zinc. En conséquence des limites envisagées, la surface nécessaire pour l'épandage du lisier brut dépasse de 25 à 35 % la surface réglementaire basée actuellement sur l'azote ; elle représente aussi plus de trois à cinq fois la surface disponible sur chacune des exploitations hors-sol étudiées. Avec les limites retenues, la gestion optimum des seuls co-produits épandus sur l'exploitation exige une surface voisine de celle du lisier brut initial. Néanmoins, la séparation de phases permet parfois d'exporter la boue produite, réduisant alors la surface nécessaire. Les solutions techniques analysées sont efficaces pour réduire la quantité d'azote, mais elles ne permettent pas encore de gérer raisonnablement sur l'exploitation les éléments P, K, Cu, Zn.

Mots clés : lisier, dénitrification, séparation de phases, co-produit, élément nutritif, élément en trace, système de culture, dose d'épandage, élément limitant, potentiel fertilisant, surface d'épandage.

Abstract, J. Belan[1], 2001. **Simulating the potential of the integrated utilisation of pig slurries and their co-products. Investigating consequences on three existing farms, *Agrosol*. 12 (2) : 74-84.** In response to the european regulation on nitrogen, the nitrification-denitrification treatment of pig slurry, and eventual separations of phases, are used in concentrated intensive piggeries to reduce the amount of nitrogen application on the farm. The stable elements, as P, K, Cu, Zn, are distributed among the generated co-products. To assess the maximum utilisation rate, a modelisation is defined including preliminarily a definition of a cropping system and a strategy of requirements focusing on integrated and sustainable agriculture. The strategy defined in this study sets limits on the fluxes of the nutrients N, P, K and the trace elements potentially phytotoxic, Cu and Zn, systematically added in feedstuff for pigs. The model identifies the more limiting element for the application rate of every organic product, calculates the corresponding application rate and the period of return in the cropping rotation. Three quite different existing farms are taken to simulate the impact of the limited fluxes on the surface needed for landspreading of the products. This study shows that the element limiting the utilisation of the slurries and co-products is not nitrogen, neither Zn. It is in fact phosphorus, implied in the eutrophication of soft or marine water, potassium, a plant growth factor also able to move at far distances in water, and copper whose potential phytotoxicity is increased by the presence of zinc. Because of the considered limits, the surface needed for raw slurry landspreading reaches 25 to 35 % above the legally permitted surface that is based, at the present time, on nitrogen ; it also represents more than three to five times the available surface on each studied farm with intensive pig production. With the considered limits, the optimum management of the only co-products applied on farm needs the same surface as that of the initial raw slurry. Nevertheless, the separation of phases sometimes permits to

1. Cemagref, Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement, UR GERE, 17, av. de Cucillé, CS 64427, 35044 Rennes cedex, FRANCE

export the produced sludge, reducing then the needed surface. The analysed technical solutions are efficient in decreasing the nitrogen amount, but they do not yet permit to manage reasonably P, K, Cu and Zn elements on the farm.

Key words : slurry, denitrification, separation of phases, co-product, nutrient, trace element, cropping system, application rate, limiting element, fertilising potential, landspreading area.

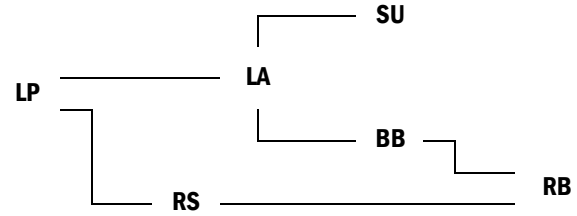
Introduction

La Bretagne assure la moitié de la production nationale porcine sur 7 % de la surface agricole française. Les élevages concernés, essentiellement de type hors-sol, produisent dans leurs déjections 29 % de l'azote régional, en générant aussi 58 % des excédents calculés (Gitton et al, 1999). La qualité des eaux s'est dégradée, atteignant parfois des concentrations excessives en nitrates (DIREN, 1997). Pour restaurer la qualité des eaux superficielles et des nappes, une réglementation a été mise en place à partir de la directive européenne 91/676/CEE du 12/12/1991. Dès 1996, elle s'est traduite par des programmes d'action départementaux qui renforcent parfois les contraintes définies en amont par la directive européenne puis par l'arrêté national du 04/03/1996. C'est ainsi que la quantité d'effluents d'élevage pouvant être épandue annuellement se trouve limitée progressivement jusqu'à une échéance fixée au plus tard en 2004. La quantité maximum est de 170 kg N/ha/an en moyenne pour l'azote d'origine animale pouvant être réparti sur la « surface épandable » de l'exploitation. Lorsque la limite est dépassée en moyenne à l'échelle du canton, celui-ci est dit en « excédent structurel », les surfaces épandables des exploitations qui s'y trouvent étant fréquemment inférieures aux surfaces nécessaires pour l'épandage. Dès 1994, 87 cantons « en excédent structurel » ont été dénombrés en France, dont 71 en Bretagne.

Des « programmes de résorption » ont été inscrits au sein des programmes d'action départementaux pour remédier spécifiquement aux excédents structurels des exploitations concernées. L'une des mesures ultimes prévues est l'abattement de la concentration en azote dans le lisier. L'agence de l'eau Loire-Bretagne, organisme en charge de la qualité des eaux, prévoyait en 1996 que la Bretagne allait devoir traiter près de 16 600 tonnes d'azote, plus de la moitié concernant l'élevage porcin. Elle subventionne la réalisation de projets de traitement dans les « zones en excédent structurel », tout en fixant des conditions particulières telles que les suivantes : adopter l'alimentation « biphase » des porcs pour réduire les intrants et les rejets d'azote et de phosphore, limiter la dose d'épandage du phosphore à un seuil de tolérance maximum de 250 kg P_2O_5/ha/an (Gitton et al, 1999). En 1999, 26 installations de traitement biologique aérobie-anaérobie traitent environ 1000 tonnes d'azote ; onze installations supplémentaires ont été construites depuis cette date. Le procédé impliqué dans ce cas met en jeu des mécanismes biologiques séquentiels assurés par des communautés microbiennes : minéralisation de l'azote organique en ammonium et nitrification de ce dernier en période d'aération du lisier, dénitrification des nitrates en azote moléculaire en période d'anoxie. Ce traitement biologique, assez bien maîtrisé, mais variable d'une unité de production à l'autre, peut être couplé à une séparation des phases solide et liquide (figure 1) qui précède ou suit l'étape biologique.

Les « co-produits » issus d'un traitement séparatif avec traitement biologique du lisier de porc (noté LP) sont constitués d'un refus de séparation (RS) extrait du lisier brut par un procédé de type tamisage ou vis compacteuse, d'un lisier traité par voie aérobie (LA) qui a été aéré avant ou après la séparation du refus de tamisage, d'une boue biologique (BB) et d'un effluent liquide surnageant (SU) obtenus par décantation ou filtration du lisier aéré, et éventuellement d'un mélange (RB) constitué du refus et de la boue. La répartition des éléments du lisier brut dans les co-produits a été quantifiée sur plusieurs installations (Béline et al, 2001). L'azote total des co-produits d'un lisier traité en aérobiose n'est plus que de 30 à 40 % de l'azote initial du lisier brut. Entre 20 et 30 % sont localisés dans les boues, 8 à 10 % dans les refus de séparation et 2 à 7 % dans les surnageants. Le phosphore se retrouve principalement dans les boues (63 à 73 %), mais aussi dans les refus de séparation (24 à 30 %) et dans les surnageants (10 à 25 %). Les boues concentrent également 60 à 90 % du cuivre et du zinc, additifs ordinaires de l'alimentation porcine hors-sol.

Ces pratiques séparatives conduisent à deux catégories de produits : ceux qui, ayant une humidité réduite, peuvent être exportés hors de l'exploitation, en réduisant ainsi la pression en éléments excédentaires (RS, RB), et ceux qui peuvent être épandus sur le parcellaire proche (LP, LA, BB, SU). La boue biologique BB est souvent épandue sur une base proche du seuil maximum toléré pour le phosphore. Cette pratique conduit à des flux excessifs en cuivre et zinc si on se réfère à la législation en vigueur sur l'utilisation agricole des boues d'épuration des eaux usées (arrêté du 08/01/1998). L'obtention d'un taux de matière sèche suffisant, par mélange avec le refus, permet l'exportation de la boue en plus du refus RS. Mais la pérennité des débouchés et l'émission d'ammoniac au cours du compostage-stockage posent problème. Quant au surnageant SU, épuré de la majeure



LP lisier de porc
RS refus de séparation
LA lisier aéré
BB boue biologique
SU surnageant
RB mélange refus-boue

Figure 1. Du lisier aux co-produits possibles

partie des éléments non solubles, notamment du cuivre et du zinc, il est généralement utilisé en irrigation sur les parcelles proches de l'exploitation, sa teneur résiduelle en phosphore permettant d'envisager des doses limites de 350 m^3/ha en fonction de la qualité de séparation.

L'objectif de cet article est de présenter une méthode informatisable d'approche globale prospective du potentiel d'utilisation agricole des lisiers et des co-produits, pour les gérer au mieux dans le cadre d'exigences agronomiques et environnementales visant un développement durable, l'analyse s'appuyant sur des cas concrets, et la méthode proposée ayant vocation à être généralisée à toute pratique d'épandage comportant une ou plusieurs contraintes. Un objectif complémentaire, lié à la finalité des traitements mis en œuvre sur trois exploitations réelles et à la connaissance du potentiel d'usage des lisiers ou co-produits, est d'évaluer les solutions globales visant à rapprocher les surfaces d'épandage nécessaires des surfaces disponibles.

Matériel et méthodes

Les lisiers modèles et leurs co-produits

Origine

Ils proviennent de trois installations de traitement. La première est située sur une exploitation ayant 30 ha de surface épandable, possédant 363 truies et produisant annuellement 7200 porcelets et 4500 porcs charcutiers. En conséquence, l'exploitation fournit, selon les références en usage (CORPEN, 1988 ; 1996 ; arrêté du 21/12/1999), près de 5100 m^3 de lisier brut LP1 par an[2]. Elle a une capacité théorique de traitement de 6935 m^3 par an et peut donc traiter tout son lisier. Son installation de traitement fournit deux co-produits (SU1 et BB1) issus de la décantation d'un lisier aéré LA1.

La deuxième installation est située sur une exploitation ayant 50 ha de surface épandable, possédant 392 truies et produisant annuellement 7750 porcelets et 6260 porcs charcutiers. Cette exploitation gère environ 6400 m^3 de lisier brut LP2 par an. Sa capacité théorique de traitement est de 6570 m^3 de lisier par an. La totalité du lisier peut donc être traitée. Le traitement comporte une séparation de phases par vis compacteuse après homogénéisation du lisier brut, une aération du lisier séparé, puis une décantation du lisier séparé-aéré LA2 fournissant la boue BB2 et le surnageant SU2. Le refus RS2 provient de la première séparation de phases.

La troisième installation est située sur une exploitation ayant 66 ha de surface épandable, possédant 420 truies réparties sur deux élevages, produisant 8330 porcelets et 7980 porcs charcutiers annuellement. Le volume de lisier à gérer est théoriquement voisin de 7700 m^3 par an. Cependant, sa dilution relative, appréciée par les teneurs en matière sèche, laisse présumer une valeur plus probable de 8900 m^3 par an[3]. La capacité théorique de traitement est de 5840 m^3 de lisier. Le taux de traitement sera d'environ 65 %, ce qui laisse du lisier brut à gérer sur cette exploitation. Le traitement génère un refus RS3 à partir d'une séparation préalable plus poussée que les précédentes, une boue BB3 et un surnageant SU3 à partir du lisier séparé-aéré LA3, la décantation habituelle étant remplacée par une filtration mécanique sous vide après ajout de polymère. La boue est ensuite mélangée avec le refus de séparation, puis ce mélange RB3 est exporté hors de l'exploitation.

Caractéristiques des lisiers et co-produits

Les caractéristiques majeures de ces produits (Béline et al, 2001) ont été regroupées dans le tableau 1. Ce sont ces données qui seront utilisées par la suite. Les co-produits SU2 et BB2 n'ayant pu être prélevés dans la station, les échantillons analysés proviennent d'une centrifugation du lisier aéré, au laboratoire. La composition du

Tableau 1. Composition du lisier et des co-produits issus du traitement aérobie-anaérobie

Réf.	MS	MO	N total	N-NH_4	P_2O_5	K_2O	Cu	Zn
	g/kgMB	g/kgMS	g/kgMB	g/kgMB	g/kgMB	g/kgMB	mg/kgMS	mg/kgMS
LP1	42	700	3,7	2,5	2,8	3,1	654	1261
LP2	42	688	4,0	2,7	2,5	3,0	703	1170
LP3	37	670	3,5	2,4	2,2	2,8	531	1107
LA1	32	606	1,1	0,1	2,4	3,4	742	1250
LA2	30	569	1,3	0,1	2,5	3,3	1200	1890
LA3	21	486	0,9	0,1	2,1	2,9	853	1922
RS2	380	877	7,3	2,7	12,4	nm	142	313
RS3	336	849	8,2	3,5	13,4	nm	142	325
BB1	61	662	2,0	0,2	4,5	3,7	853	1382
BB2*	202	436	6,5	0,3	10,0	nm	812	1323
BB3	129	605	6,2	0,1	15,0	nm	1087	2650
RB3*	187	673	7,8	0,6	17,7	nm	822	1999
SU1	12	357	0,4	0,1	0,9	3,3	261	403
SU2*	9	222	0,1	0,0	0,5	3,2	nd	nd
SU3	7	167	0,1	0,0	0,3	2,8	nd	nd

LP lisier de porc LA lisier aéré RS refus de séparation BB boue biologique RB mélange SU surnageant
* indicatif (cf. texte) MB = matière brute MS = matière sèche
MO = matière organique nm = non mesuré nd = non détecté (zéro)

2. Paramètres retenus : 0.67 m^3/PCP (porc charcutier présent) ; 4,5 équivalent PCP/truie présente ; 0,2 équivalent PCP/porcelet produit

3.Valeur standard * siccité moyenne des lisiers concentrés / siccité du lisier dilué, soit 7729 * 42,35 / 36,7

mélange RB3 résultant de 28 % de refus et de 72 % de boue a été calculée sur la base du bilan de masse connu. Les produits sont solides (RS), pâteux (BB2, BB3) ou liquides (LP, LA, SU, BB1). Le taux de matière sèche de l'échantillon de laboratoire BB2 pourrait toutefois surestimer 2 à 3 fois celui de la boue en station. La siccité des refus, comprise entre 33 % et 38 % rend leur compostage possible. Dans les lisiers, la matière sèche comprend 67 à 70 % de matière organique. La séparation de phase concentre cette matière sèche dans les refus tandis que la biodégradation et la séparation des refus conduisent à une dilution dans les autres co-produits. Les refus, avec plus de 30 % de matière organique rapportée à la matière brute et moins de 3 % de concentration en N, P_2O_5 ou K_2O, sont conformes, sur ces critères, aux amendements organiques normalisés (norme NF U 44-051). Les concentrations des éléments majeurs N, P, K et des oligo-éléments Cu, Zn varient selon les produits et les traitements séparatifs. En sol pauvre ou à fertilité correctement entretenue, les éléments concernés sont attendus comme nutriments, alors qu'en sol trop enrichi, les apports inutiles d'éléments PK seront des polluants potentiels et les excès d'oligo-éléments des contaminants pouvant devenir phytotoxiques au-delà d'un certain seuil.

Choix d'un contexte d'analyse de la limite d'usage des effluents

La durabilité des systèmes de culture impose une gestion rationnelle des intrants sur l'exploitation, dans le respect de la qualité des eaux du bassin versant d'accueil. Cette gestion concerne en particulier l'utilisation raisonnée des matières fertilisantes au niveau de chaque parcelle, en tenant compte de la fertilité du sol, de son passé cultural, de la rotation des cultures, de leurs exigences vis-à-vis des nutriments du sol, du devenir des résidus de récolte, et des rendements accessibles. Le raisonnement progressif de ces exigences agronomiques et le respect des contraintes réglementaires contribuant à préserver la qualité du milieu, permettent d'analyser le potentiel d'usage des lisiers et de ses co-produits.

Tableau 2. Calcul de la fumure minérale moyenne en éléments majeurs sur la rotation

Variable	Culture (et récolte)	N	P_2O_5	K_2O	Références
Teneurs dans les récoltes	Maïs (grain)	1,5	0,7	0,5	CORPEN, 1988 ;
(kg/Q à 14,5% d'humidité)	Blé (grain + paille)	2,5	1,2	1,8	Bodet et al, 2001
Besoins des cultures	Maïs grain	2,2	0,7	0,75	Modulation PK selon
(kg/Q à 14,5% d'humidité)	Blé paille enlevée	3,0	1,2	1,8	COMIFER, 1993
Fumure moyenne (kg/ha/an)	Rotation biennale	219-FS	80	106	

FS fourniture du sol en N minéral

Choix d'un système de culture modèle avec une stratégie de fertilisation durable

En raison de sa fréquence dans les exploitations porcines, la rotation biennale maïs-blé d'hiver est choisie comme base du contexte d'analyse. La paille du maïs est enfouie, ce qui limite d'autant le besoin de restitutions organo-minérales, tandis que celle du blé quitte l'exploitation. Les rendements accessibles conditionnent le potentiel d'usage ; ils sont respectivement de 90 et 80 Q/ha (grain ramené à 14,5 % d'humidité). La fertilité phospho-potassique du sol est entretenue à un niveau correct et cohérent avec la perspective d'un développement durable, une diminution éventuellement nécessaire n'étant donc pas prise en compte dans cette analyse. Le cumul des apports PK est pratiqué sur le cycle biennal tant que l'épandage correspondant ne génère pas de déséquilibre au niveau de la fumure azotée. Les bases d'estimation des besoins en éléments nutritifs figurent dans le tableau 2 avec les références utilisées. La satisfaction des besoins d'éléments nutritifs repose sur la prise en compte du caractère assimilable, ou non, des éléments présents dans le lisier ou ses co-produits.

Dans le cas de l'azote, la forme ammoniacale est assimilable en elle-même ou après nitrification éventuelle, mais elle peut se volatiliser avec une intensité qui varie selon les conditions d'épandage. La fraction organique doit être minéralisée pour être assimilable. La technique d'incubation au laboratoire a permis d'estimer, en l'absence de volatilisation, la biodisponibilité qui croît au cours du temps (Lacocquerie et al, 1999). Le pourcentage d'efficacité du lisier atteint environ 60 % de l'azote total, que son épandage en surface ait eu lieu à l'implantation du maïs ou en fin de tallage sur blé d'hiver (Bodet et al, 2001). Les incubations permettent d'estimer la biodisponibilité des refus à 60 % de l'azote total, à 45 % pour les boues biologiques, à 50 % pour les mélanges boues refus et à une valeur négligeable pour les surnageants.

Dans le cas du phosphore, la fraction organique doit également être minéralisée pour être assimilable au cours de la période culturale qui suit l'épandage. Pour le lisier de porc, la biodisponibilité admise est de 85 % (Bodet et al, 2001) ; cette référence sera également retenue pour l'analyse de ses co-produits. Ainsi, le besoin d'une fumure de 80 kg P_2O_5/ha/an telle qu'indiquée dans le tableau 2 est couvert par un apport de 95 kg P_2O_5/ha/an pouvant provenir d'un lisier de porc ou d'un co-produit, ce qui est 2,6 fois plus faible que le seuil limite annoncé par l'agence de l'eau.

Le potassium des engrais de ferme, quant à lui, est, comme celui des engrais solubles dans l'eau, totalement biodisponible au cours de l'année d'épandage.

Enfin, dans le cadre de la rotation biennale choisie, la réduction éventuelle de biodisponibilité des reports de P et K au cours de la seconde année est négligée dans cette analyse.

Contraintes réglementaires pour protéger l'eau et le sol

La seule contrainte réglementaire, en France, concerne l'azote, élément fertilisant impliqué dans la dégradation de la qualité des eaux. Le flux maximum indiqué s'applique à la surface épandable, assimilée à l'assolement dans cette analyse. La limite de tolérance actuelle pour le phosphore, élément fertilisant pouvant rejoindre les eaux superficielles par ruissellement et érosion, ne concerne que les exploitations hors-sol devant traiter leurs effluents d'élevage. L'adoption d'une fertilisation raisonnée visant simplement l'entretien d'une fertilité correcte dans le sol, condition favorable pour limiter l'entraînement du phosphore soluble ou inclus dans la terre en suspension, est nettement plus contraignante. Il est également souhaitable d'y parvenir, compte tenu de l'implication du phosphore, d'origine agricole y compris, dans l'eutrophisation des eaux superficielles (Giroux et al, 1996; Castillon et al, 2000).

Le cuivre et le zinc pourraient être concernés à l'avenir, car ces éléments en trace potentiellement toxiques s'accumulent dans les sols lorsque le lisier est utilisé à forte dose (Coppenet et al, 1993). De plus, ils font déjà l'objet de mesures réglementaires dans le cas des boues d'épuration municipales ayant des concentrations comparables à celles des lisiers de porcs (ADEME, 2001, fiche 3.1). Des flux limites d'entrée dans les sols, tout d'abord, ont été définis sur 10 ans, la moyenne annuelle sur cette période ne devant pas dépasser 1 kg/ha/an pour le cuivre et 3 kg/ha/an pour le zinc. Ces valeurs sont stabilisées depuis 1998, le guide d'homologation des matières fertilisantes les ayant intégrées (CMFSC, 1999), et les travaux de normalisation en cours les reprenant dans le projet de nouvelle norme NF U 44-051 sur les amendements organiques[4]. Ces valeurs cumulables sur 10 ans, donc a fortiori sur un cycle biennal, seront testées comme limites éventuelles d'usage des lisiers et de ses co-produits sur la rotation choisie.

De plus, pour ces éléments en trace, il existe des limites de concentration rassemblées dans le tableau 3. Les contraintes relatives aux boues municipales serviront à apprécier les effluents liquides ou pâteux, tandis que celles du projet de nouvelle norme sur les amendements organiques seront utilisées pour apprécier les refus de séparation. Le label écologique européen, révisé le 07/04/1998 puis le 28/08/2001, définit des limites renforcées, applicables actuellement pour les amendements sans boues ; ces limites sont reprises dans la démarche de qualité mise en place dans les zones légumières bretonnes (CERAFEL, 1997).

Démarche et mise en place d'une procédure informatique

Les contraintes de flux et de cumuls éventuels ont été intégrées dans un tableur sous la forme d'une feuille de calcul préalablement programmée et associée à une procédure gérant un choix d'options. Chaque limite concernant l'un des éléments N, P, K, Cu ou Zn, dont il s'agit de maîtriser l'impact agronomique et environnemental, détermine une dose d'épandage maximum du lisier ou de l'un de ses co-produits. La limite atteinte la première définit l'élément qui impose la dose à ne pas dépasser. Les modalités annuelles, ou pluriannuelles, des limites retenues sont regroupées dans le tableau 4.

Il est important de rappeler ici que les limites envisagées sont de nature variable. En effet, celles concernant le phosphore et le potassium sont raisonnées dans un contexte agronomique et ont des effets mesurables dans le sol. Par contre, l'azote est sous le coup d'une mesure réglementaire indépendante du contexte local. Il en est quasiment de même pour le cuivre et le zinc dont les limites sont déjà imposées pour des matières fertilisantes à consistance équivalente et aux concentrations voisines.

Dans une première étape de calcul, l'élément limitant est identifié sur la base d'une période de retour égale à deux ans, conséquence de la rotation choisie. Dans l'option NPKCuZn, cela revient à déterminer, lorsque l'on épand un produit donné sur un hectare pour deux ans, quelle est la première valeur atteinte parmi 170 Kg N, 190 kg P_2O_5, 220 kg K_2O, 2 kg Cu et 6 kg Zn. Dans une option où l'une des contraintes est levée, la valeur limite de l'élément correspondant est simplement ignorée.

Tableau 3. **Concentrations limites de cuivre et de zinc des produits épandus (mg/kgMS) et usage agricole**

Origine	Cu	Zn	Usage agricole
Arrêté sur les boues - 08/01/1998	1000	3000	Grandes cultures
Norme NF U 44-051 en révision	300	600	
Ecolabel européen - 28/08/2001	100	300	Légumes

Tableau 4. **Limites des flux et cumuls éventuels**

Objet	Limiter les apports sur la rotation biennale					Fractionner
Flux	N total	P_2O_5	K_2O	Cu	Zn	Dose de Matière brute
Limite	170	95	110	1000	3000	100
Unité	kg/ha/an	kg/ha/an	kg/ha/an	g/ha/an	g/ha/an	t MB/ha
Cumul max.	1 an	2 ans	2 ans	2 ans	2 ans	1 an

4. Compte rendu du 08/03/2001 de l'instance de normalisation (BNSCAO)

Dans une seconde étape, les apports cumulés a priori pour deux ans sont fractionnés lorsque :

- l'apport sur un an, des quantités nécessaires pour deux ans, atteint ou dépasse la limite fixée pour l'azote. Le fractionnement sur deux ans permet alors de lever cette contrainte et d'augmenter la somme des apports sur la rotation.

- le flux cumulable de K_2O dépasse un seuil donné au-delà duquel on souhaite fractionner l'apport. Dans ce choix, le fractionnement s'opère dès que le seuil cumulable sur la rotation biennale est dépassé. Le fractionnement réduit alors la dose annuelle mais ne modifie pas la somme des apports cumulés.

- la dose de matière fertilisante atteint ou dépasse un niveau jugé élevé, à dire d'expert. Le fractionnement annuel diminue alors la dose en rapport avec la réduction de la période de retour, mais il ne l'abaisse pas obligatoirement en dessous du seuil déclencheur, 100 t MB/ha dans cette analyse, dès lors que la dose initiale est suffisamment élevée.

Dans une troisième étape réalisée sur trois exploitations réelles, les doses d'épandage possibles des lisiers et co-produits recyclés sur l'exploitation, compte tenu de la fréquence des apports, sont combinées avec les quantités d'effluents produits afin de comparer la surface d'épandage nécessaire avec la surface disponible, l'objectif final étant d'évaluer l'intérêt global des traitements et de l'exportation éventuelle de certains co-produits. Pour réduire la surface nécessaire ainsi que le recours aux engrais minéraux, le calcul des surfaces d'épandage des co-produits prend en compte la complémentarité de leurs valeurs fertilisantes et optimise leur association.

Résultats et discussions

Concentration des éléments en trace dans les effluents

Le traitement aérobie destiné à réduire la quantité d'azote à gérer sur l'exploitation, couplé ou non à des pratiques séparatives, modifie les concentrations des éléments de certains co-produits par rapport à la valeur moyenne du lisier brut. Les données du tableau 1 concernant le cuivre et le zinc, sont examinées par rapport aux limites présentées dans le tableau 3.

Les refus ont des concentrations compatibles avec une valorisation en grande culture, les contraintes envisagées actuellement pour les amendements organiques étant respectées. Par contre, ils ne peuvent pas être utilisés dans les zones légumières qui adhèrent aux contraintes de l'écolabel européen, notamment en Bretagne.

Les effluents liquides ou pâteux se répartissent en trois catégories distinctes, illustrant l'intérêt et les limites des séparations de phases :

- les surnageants qui ont des concentrations très faibles et inférieures aux seuils de l'écolabel européen ;

- les effluents qui ont des concentrations compatibles avec les seuils de l'arrêté sur les boues municipales : ce sont les lisiers bruts avec les valeurs les moins élevées, ainsi que des lisiers aérés avec ou sans séparation de phase préalable (LA1, LA3) et la boue biologique issue de l'aération d'un lisier brut (BB1) ; la boue obtenue au laboratoire (BB2) et le mélange RB3 entrent également dans cette catégorie ;

- les effluents qui franchissent la limite en cuivre et qui sont chargés en zinc : il s'agit du lisier séparé-aéré LA2 et de la boue biologique BB3 issue d'un lisier séparé-aéré.

Identification des éléments limitant l'usage des effluents

Les résultats obtenus dans un contexte de céréaliculture et issus du traitement informatique sont consignés dans le tableau 5. L'azote qui est à l'origine du traitement des lisiers bruts n'apparaît jamais comme l'élément le plus limitant de leur usage, ou de celui des co-produits. Le zinc n'apparaît pas non plus comme première contrainte de la dose d'épandage. Sur l'ensemble des 15 lisiers ou co-produits, trois éléments limitent la dose d'utilisation dans le contexte préalablement défini :

- le phosphore 5 fois : un lisier brut, les deux refus, une boue biologique issue du troisième traitement et le mélange incluant cette boue,

- le potassium 6 fois : un lisier brut, deux lisiers aérés et les trois surnageants,

- le cuivre 4 fois : un lisier brut, le lisier aéré en provenant et deux boues.

Pour les co-produits dont la concentration en potassium n'a pas été mesurée (RS2, RS3, BB2, BB3, RB3), la donnée manquante peut être estimée à partir des résultats d'un référentiel régional (Lacocquerie et al, 1999) ; le potassium n'apparaît jamais limitant, ce qui tend à confirmer la fréquence des résultats précédents.

Lorsque la contrainte potassium est levée, il est remarquable de constater que c'est toujours le phosphore qui limite alors la dose d'épandage de chacun des six produits concernés, et non le cuivre, voire le zinc ou l'azote.

L'élément le plus limitant est parfois stable, étant le phosphore pour les refus et le potassium pour les surnageants. Mais ce n'est pas le cas pour les lisiers et les boues ayant plusieurs contraintes possibles, P, K ou Cu pour les lisiers bruts, K ou Cu pour les lisiers aérés, et P ou Cu pour les boues.

Besoins en azote des cultures de la rotation biennale choisie

La fumure azotée d'une culture se calcule en fonction de ses besoins en azote minéral et des fournitures du sol au cours d'une période de croissance. Les besoins (tableau 2) correspondant aux rendements espérés sont estimés à 240 kg N/ha pour le blé et à 200 kg N/ha pour le maïs, soit 219 kg N/ha/an en moyenne sur l'assolement constitué de surfaces égales pour les deux cultures. Les grilles de paramétrage du bilan prévisionnel donnent une première estimation des fournitures du sol FS en zone d'utilisation du lisier dans le bassin de Rennes : 65 kg N/ha pour le blé d'hiver et 130 kg N/ha pour le maïs. La fumure minérale est fractionnée en deux apports sur blé, avec environ 35 kg N/ha sous forme d'engrais minéral pour le tallage puis le reste sous la forme d'un épandage de lisier. En conséquence, les fumures provenant de l'effluent organique peuvent atteindre 140 kg N/ha pour le blé et 70 kg N/ha pour le maïs, soit 105 kg N/ha/an en moyenne sur l'assolement. On sait que la disponibilité moyenne de l'azote du lisier est estimée à 60 % sur les cultures prises en compte. En conséquence, la fumure organique nécessaire en moyenne sur l'assolement peut être assurée par 175 kg/ha/an d'azote total du lisier. Cette valeur équivaut précisément au seuil réglementaire européen, l'imprécision des pratiques d'épandage dépassant nettement la différence calculée. Par contre, il n'en serait pas de même si le remplacement du lisier par une boue liquide était envisagé, l'apport d'azote organique devant alors atteindre 230 kg N/ha/an. Le raisonnement par culture et par parcelle, indispensable pour adapter une prise de décision locale, doit naturellement être privilégié par rapport à une approche moyenne sur l'assolement, celle-ci pouvant cependant convenir pour examiner une contrainte réglementaire autorisant des compensations entre les parcelles, ce qui est le cas pour l'azote.

Dose et fréquence d'épandage, apport de matière organique

La dose calculée dans le contexte défini, compte tenu des limites retenues, représente un « potentiel d'usage » sur une rotation. Elle est associée à une période de retour optimisée (tableau 5, colonne 3). Les lisiers bruts sont épandus tous les ans, sinon le blocage des épandages tous les deux ans se heurterait à un dépassement de la contrainte réglementaire en vigueur sur l'azote total, ce qui conduirait à restreindre les apports cumulés sur la rotation. Les autres effluents liquides ou pâteux et les refus peuvent être épandus pour deux ans, bien que l'épandage annuel puisse garantir une meilleure efficacité agronomique des éléments minéraux.

Les lisiers bruts, épandus à des doses moyennes de 34 à 39 m^3/ha apportent 1,4 t MS/ha/an, soit 1 t MO/ha/an. Les doses de lisiers (séparés-)aérés sont équivalentes, en moyenne annuelle, à celles des lisiers bruts respectifs, mais les apports de matière sèche et de matière organique sont moindres : 0,8 à 1 t MS/ha/an et 400 à 600 kg MO/ha/an. Les doses de surnageants sont également proches, mais les apports de matières sont très faibles : 280 à 380 kg MS/ha/an et 50 à 140 kg MO/ha/an. La levée de la contrainte de flux limite K_2O, pratique actuelle ne pouvant toutefois être encouragée durablement dans la mesure où le potassium est un facteur de croissance lixiviable, autorise une augmentation considérable des doses de surnageants : 105 à 365 m^3/ha chaque année au lieu de 67 à 79 m^3/ha tous les deux ans. L'excédent annuel de potassium au-dessus du besoin agronomique estimé est soit négligeable pour les lisiers concernés, variant de 10 à 35 kg K_2O/ha/an, soit considérable pour les surnageants peu concentrés en phosphore devenu limitant, valant 240, 490 ou 910 kg K2O/ha/an. Les boues, quant à elles, peuvent être épandues à

Tableau 5. Identification du premier élément limitant l'usage des co-produits en céréaliculture

Système de culture : rotation Maïs Grain (90 Q à 14,5 % d'humidité/ha) – Blé d'hiver (Paille enlevée, 80 Q/ha)
Contraintes NPKCuZn : 170 kg N total/ha/an ; 95 kg P_2O_5/ha/an cumulable sur la rotation ; 110 kg K_2O/ha/an cumulable ; 1 kg Cu/ha/an cumulable; 3 kg Zn/ha/an cumulable

Réf.	Dose	Période	MS	MO	N total	N-NH_4	P_2O_5	K_2O	Cu	Zn
	t MB/ha	année(s)	t/ha/an	t/ha/an	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	g/ha/an	g/ha/an
LP1	34,0	1	1,44	1,01	125	84	**95**	105	943	1818
LP2	33,6	1	1,42	0,98	134	90	84	101	**1000**	1664
LP3	39,3	1	1,44	0,97	137	94	87	**110**	767	1599
LA1	64,7	2	1,02	0,62	70	7	155	**220**	756	1274
LA2	56,1	2	0,83	0,47	75	3	140	185	**1000**	1575
LA3	75,9	2	0,81	0,39	65	6	159	**220**	692	1560
RS2	() 15,3	2	2,91	2,55	112	41	**190**	nc	414	912
RS3	() 14,2	2	2,38	2,02	117	50	**190**	nc	338	775
BB1	38,6	2	1,17	0,78	78	7	174	143	**1000**	1621
BB2*	() 12,2	2	1,23	0,54	79	4	122	nc	**1000**	1630
BB3	() 12,7	2	0,82	0,49	79	1	**190**	nc	888	2165
RB3*	() 10,7	2	1,00	0,67	83	7	**190**	nc	823	2002
SU1	66,7	2	0,38	0,14	25	8	60	**220**	100	154
SU2*	68,8	2	0,31	0,07	6	1	35	**220**	0	0
SU3	78,6	2	0,28	0,05	6	1	20	**220**	0	0

LP lisier de porc LA lisier aéré RS refus de séparation BB boue biologique RB mélange SU surnageant
en **gras** = premier élément limitant * indicatif (cf. texte) () contraintes NP.CuZn MB matière brute nc = non connu

des doses de 12 à 39 m^3/ha tous les deux ans ; les apports correspondant de matières sont assez proches de ceux des lisiers aérés, mais plus variables et avec des bornes supérieures plus élevées : 0,8 à 1,2 t MS/ha/an et 500 à 800 kg MO/ha/an. Néanmoins, la concentration en cuivre est parfois excessive dans certains lisiers aérés et boues.

Les doses de refus utilisables en céréaliculture peuvent atteindre 15 t/ha tous les deux ans. Ces refus apportent de 2,4 à 2,9 t MS/ha/an, soit 2 à 2,5 t MO/ha/an. Le coefficient isohumique K1 permet de caractériser l'aptitude de la matière organique épandue à pouvoir maintenir la teneur en humus du sol. La caractérisation biochimique de la matière organique constitue l'une des approches de ce paramètre K1 (Robin, 1997). Elle indique un taux de stabilité de 47 % pour un refus de séparation figurant dans le référentiel breton (Lacocquerie et al, 1999). En utilisant cette référence, la valeur « humigène » des refus de séparation atteint une moyenne annuelle de 1 à 1,2 t MO stable/ha. Il reste à préciser la période d'application la plus favorable en fonction du comportement attendu après épandage, notamment de la nitrification et du lessivage risquant d'affecter l'apport initial d'azote ammoniacal, compris entre 40 et 50 kg N/ha, sous réserve qu'il ne soit pas volatilisé.

Potentiel fertilisant des effluents dans le contexte d'analyse

Les doses possibles d'azote total, de phosphore et de potassium sont données dans le tableau 5. Elles concernent une céréaliculture maïs-blé, un objectif de fumure visant l'entretien de la fertilité phospho-potassique du sol, et un ensemble de flux limites pour les éléments majeurs N, P, K ou pour les éléments en trace Cu, Zn. L'azote et le phosphore disponibles se déduisent des éléments totaux respectifs à l'aide des références indiquées. La valeur fertilisante en éléments majeurs d'un apport est égale à la fumure NPK correspondante, cette fumure représentant elle-même une part de la fumure nécessaire. Le « potentiel fertilisant » d'une dose d'apport de lisier ou de co-produit est défini par trois valeurs correspondant aux taux de satisfaction des fumures nécessaires en éléments majeurs. Pour chaque élément, la valeur 100 % est attribuée chaque fois que la fumure apportée coïncide avec le besoin correspondant. Les résultats figurent dans le tableau 6.

Tableau 6. Potentiel fertilisant des lisiers bruts et de leurs co-produits

Élément fertilisant Besoin moyen (kg/ha/an)	N disponible 105	P_2O_5 disponible 80	K_2O 110	
Référence du produit	Taux de satisfaction de la fumure (% besoin)			
LP1	72	100	96	
LP2	76	88	92	
LP3	78	91	100	
LA1	20	82	100	
LA2	21	74	84	
LA3	19	84	100	
RS2	32	100	36	**
RS3	33	100	33	**
BB1	17	92	65	
BB2*	17	64	25	**
BB3	17	100	26	**
RB3*	20	100	23	**
SU1	0	32	100	
SU2*	0	18	100	
SU3	0	11	100	

LP lisier de porc LA lisier aéré RS refus de séparation BB boue biologique RB mélange
SU surnageant * indicatif (cf. texte) ** estimation de la concentration en K du co-produit
NB : la biodisponibilité du P_2O_5 total (85 %) est supposée constante pour chaque lisier de porc ou co-produit

Dans le cas des lisiers bruts, le degré de satisfaction du besoin d'un élément N, P ou K, est supérieur ou égal à 72 %, la fumure azotée étant légèrement déficitaire et la fumure phospho-potassique globalement équilibrée. Par contre, tous les co-produits ont des fumures particulièrement déséquilibrées, ne pouvant par exemple fournir plus de 33 % de la fumure azotée nécessaire. La recherche paradoxale d'une nouvelle source de fumure azotée, obligatoirement minérale dans un contexte où tout apport supplémentaire d'azote d'origine organique serait réglementairement impossible, apparaît indispensable pour assurer la nutrition correcte des cultures. Cette incohérence souligne les limites d'une démarche réglementaire orientée vers un seul élément. Les lisiers aérés apportent une fumure phospho-potassique relativement équilibrée. Par contre, dans les conditions retenues, les surnageants ont un faible potentiel fertilisant en phosphore tandis que les boues de lisiers séparés-aérés, les refus et le mélange éventuel apportent peu de potassium. En conséquence, ces deux familles de produits devront être associées sur les mêmes parcelles, en vue d'équilibrer la fumure phospho-potassique et de valoriser ainsi les éléments disponibles sur un minimum de surface. Cette stratégie de prise en compte de la complémentarité des co-produits limite aussi les apports complémentaires d'éléments majeurs sous la forme d'engrais minéraux achetés hors de l'exploitation.

Surfaces nécessaires pour l'épandage des lisiers et co-produits

Lorsque la surface d'une exploitation hors-sol est insuffisante pour permettre une répartition correcte de l'azote produit sous forme de lisier, le traitement d'élimination de l'azote et l'exportation éventuelle de certains co-produits générés sont obligatoires pour diminuer la quantité d'azote à épandre. Cependant, nous avons constaté que l'usage raisonné des effluents concernés est d'abord dicté par le phosphore, le potassium ou le cuivre, et non par l'azote exclusivement visé.

Connaissant la surface d'épandage nécessaire pour le lisier brut produit annuellement sur l'exploitation, que devient le besoin de surface pour l'ensemble des co-produits générés par le traitement ? Quelle est l'influence des éléments limitants d'une part, et de l'exportation de co-produits hors de l'exploitation d'autre part ?

La connaissance du premier élément qui limite l'usage d'un lisier ou co-produit, et détermine alors sa dose maximum d'utilisation en même temps que sa période de retour dans la rotation, permet de calculer la surface d'épandage nécessaire dès que la quantité générée sur l'exploitation est connue. Les surfaces calculées sont rassemblées dans le tableau 7 en considérant séparément chaque co-produit recyclé ou exporté, et en distinguant trois stratégies de limites, la première ne retenant que la limite réglementaire sur l'azote total, la seconde incluant le phosphore et le cuivre, des contaminants potentiels du sol, et la dernière le potassium qui devance le phosphore comme élément limitant sur le troisième lisier et les surnageants[5] ; les surfaces relatives aux co-produits exportés sont soulignées. L'épandage du lisier brut demanderait 110 ha sur l'exploitation 1, 150 ha sur la 2 et 182 ha sur la 3, alors que les surfaces disponibles valent respectivement 30 ha, 50 ha et 66 ha.

Impact de la contrainte réglementaire sur l'azote

Le traitement aérobie-anaérobie du lisier brut, en éliminant sous forme gazeuse l'azote, et les séparations de phases suivies de l'exportation des co-produits solides, réduisent la surface d'épandage nécessaire. C'est ainsi que sur l'exploitation 1, la surface réglementaire qui est nécessaire passe de 110 ha pour épandre le lisier brut à 32 ha pour le lisier aéré ou à 27 ha pour ses co-produits. Sur l'exploitation 2 où le refus est exporté, la surface réglementaire est ramenée de 150 ha à 48-50 ha. Quant à l'exploitation 3, ne pouvant traiter tout son lisier brut en raison de la taille de son installation, elle en épand un tiers et elle exporte deux co-produits issus du lisier traité. Dans ces conditions, la surface réglementaire dont elle a besoin passe de 182 ha pour le lisier brut à 66 ha pour le lisier non traité (64 ha) et le surnageant issu du lisier traité (2 ha). La diminution des surfaces nécessaires, imposée par la réglementation européenne ne prenant en compte que l'azote, est comprise entre 64 et 75 %.

Impact des limites agronomiques et environnementales visant une agriculture durable

Cependant, dans le cadre de la réflexion sur la gestion globale des éléments fertilisants et des éléments contaminants, l'azote n'est pas le premier élément qui limite l'usage des lisiers étudiés. Il s'agit en effet du phosphore pour le lisier LP1, du potassium pour LP3 et du cuivre pour LP2 (tableau 5). La prise en compte de cet élément limitant augmente la surface nécessaire pour l'épandage du lisier brut de 39 à 45 ha (tableau 7). Cette « surface de référence » dépasse donc la surface réglementaire précédente de 25 à 35 %. Etant maximum et logiquement nécessaire pour le lisier brut, c'est cette surface qui va maintenant servir de référence pour évaluer l'influence des traitements sur la surface nécessaire au recyclage sur l'exploitation des co-produits.

Pour l'exploitation 1, l'aération du lisier brut élimine plus de 70 % de l'azote total disponible, mais cette opération ne réduit pas la surface d'épandage qui pourrait être affectée au lisier aéré (157 ha), étant dictée par le potassium, comparativement à la surface de référence du lisier d'origine (149 ha). La séparation de phases qui suit l'aération ne fait qu'augmenter la surface nécessaire pour l'épandage séparé des co-produits générés (189 ha). Par contre, l'utilisation combinée de ces co-produits, dans le cas où l'intérêt de leur séparation préalable serait justifié, permettrait de réduire la surface nécessaire à 158 ha, celle-ci comprenant une partie où la fumure PK serait optimisée (58 %), et une autre où 2/3 du surnageant seul serait épandu à dose limite. Cette surface nécessaire resterait cependant proche de la surface de référence qui atteint ici plus de cinq fois la surface disponible.

Pour l'exploitation 2, l'aération est précédée par une séparation de phase qui génère un refus à exporter. Les conclusions précédentes se retrouvent par ailleurs, sauf que l'élément limitant du lisier séparé-aéré est le cuivre : environ 70 % de l'azote est éliminé par l'effet conjugué du traitement biologique du lisier et de l'exportation du refus, mais la surface d'épandage du lisier séparé-aéré (217 ha) et celle des co-produits épandus en association optimum (200 ha)restent proches de la surface de référence du lisier brut (191 ha), ce qui représente environ quatre fois la surface disponible sur l'exploitation. La séparation de phases du lisier aéré est tout à fait inutile, dans la mesure où la fumure PK nécessaire conduit à associer la quasi-totalité de la boue et du surnageant préalablement séparés.

Pour l'exploitation 3, le refus et la boue sont exportés. Ces opérations ajoutées au traitement de nitrification-dénitrification permettent de diminuer 98 % de l'azote à gérer provenant du lisier traité. La fumure potassique strictement indispensable conduit à recommander l'épandage du surnageant sur 124 ha (tableau 7). Dans ce cas, la fumure NP devrait alors être complétée par ailleurs (tableau 6). Mais la surface nécessaire, en tenant compte du lisier non traité par l'installation limitée, représente à nouveau plus de trois fois la surface disponible sur l'exploitation.

5. Mais pas sur les refus et les boues dont la concentration en potassium a été estimée sur les exploitations 2 et 3.

Tableau 7. Surface d'épandage nécessaire avant et après traitement, selon le produit et l'élément limitant

Elément limitant possible				Matière	Surfaces estimées sur trois exploitations types (ha/an)					
					Lisier brut avant traitement biologique aérobie			Lisier brut non traité et co-produits issus du traitement		
N	P	K	Cu	fertilisante	1	2	3	1	2	3
+				**LP**	110	150	182			64
+				RS					14	13
+				LA				32	48	28
+				BB				20	47	25
+				SU				7	3	2
+	+		+	**LP**	149	191	206			72
+	+		+	RS					42	37
+	+		+	LA				128	217	122
+	+		+	BB				88	200	107
+	+		+	SU				32	26	13
+	+	+	+	**LP**	149	191	227			79
+	+	+	+	RS					42	37
+	+	+	+	LA				157	217	146
+	+	+	+	BB				88	200	107
+	+	+	+	SU				101	142	124

Les exploitations 1 et 2 traitent 100 % du lisier produit contre 65 % pour l'exploitation 3
La boue et le surnageant de l'exploitation 2 ont été séparés au laboratoire
Les bilans de masse utilisés pour évaluer les quantités de co-produits à partir des quantités de lisier ont été ramenés à 100 %
LP lisier de porc RS refus de séparation LA lisier aéré BB boue biologique SU surnageant
14 valeur soulignée pour un co-produit exporté

Conclusions

L'élevage hors-sol reposant sur l'achat d'aliments a permis le développement d'exploitations à surfaces limitées, mais il génère des déjections dont l'usage agricole est mis en cause à travers la restitution excessive d'éléments pouvant contaminer le sol pour les plus stables et dégrader la ressource en eau pour les plus mobiles selon le milieu. Des contraintes réglementaires se mettent en place pour supprimer les excès les plus préjudiciables actuellement. Ainsi, l'Europe limite l'épandage de l'azote d'origine animale, obligeant certaines exploitations à traiter leurs lisiers pour en éliminer l'azote excédentaire. Le traitement biologique par nitrification-dénitrification du lisier brut, couplé ou non à des séparations de phases qui permettent d'obtenir des amendements solides d'autant plus transportables qu'ils seraient desséchés (Levasseur et al, 2000), parvient à réduire significativement, de 65 % à 90 %, la pression en azote sur l'exploitation. Cependant, les nouvelles exigences environnementales et les recommandations agronomiques visant des pratiques agricoles durables conduisent à prendre en compte l'ensemble des éléments susceptibles de limiter la dose d'utilisation des effluents et d'augmenter en conséquence la surface d'épandage.

C'est pour aborder ce système multivariable qu'une modélisation a été développée afin d'apprécier la limite d'utilisation raisonnée de n'importe quel effluent, un contexte agricole étant préalablement défini en cohérence avec le domaine d'usage des effluents concernés. Dans cet article, le potentiel d'usage du lisier de porc et des co-produits issus de son traitement est caractérisé dans le cadre d'une céréaliculture durable, les apports en éléments majeurs visant la stricte satisfaction des besoins des cultures, et la contamination du sol en cuivre et zinc étant contrôlée a priori par les limites actuellement retenues pour les boues d'épuration municipales. Dans une première étape, le modèle détermine la dose d'utilisation maximum de chaque matière fertilisante et sa période de retour. Dans une seconde étape, la dose d'utilisation maximum est reliée à des données d'exploitation pour estimer la surface d'épandage en fonction des contraintes retenues.

Cette démarche a été appliquée sur trois exploitations d'élevages porcins hors-sol. Sur ces exploitations, ce n'est jamais l'azote qui limite la dose d'épandage des lisiers ou de ses co-produits. Pour le lisier, la période de retour est obligatoirement annuelle, tandis que les co-produits peuvent être épandus tous les deux ans. L'analyse confirme l'intérêt de privilégier le plan de fumure globale plutôt que de s'en tenir aux seules contraintes réglementaires sur l'azote (Belan, 1998). Elle montre également que la concentration du cuivre peut être excessive dans le lisier aéré, la boue d'épuration en provenant, ou le refus de séparation, véritable amendement organique, ce qui en interdit l'usage dans les zones légumières bretonnes (CERAFEL, 1997). La diminution des concentrations du cuivre et du zinc dans le lisier d'origine passe par une réduction de l'ingestion alimentaire de ces éléments (Pabœuf et al, 2001), mais la mise en œuvre reste prudente pour limiter les risques sanitaires. C'est pourquoi une vigilance s'impose dans le choix des modalités de traitement.

Le traitement biologique actuel constitue donc une solution partielle et transitoire. Seule une solution durable pour l'exploitation et son environnement peut permettre de maîtriser la fertilité minérale de chaque parcelle, tout en limitant les flux véhiculés par l'eau hors du profil cultural et de la parcelle.

Remerciements

Je dois remercier ici mes collègues du Cemagref F. Béline, M.-L. Daumer, F. Guiziou et P. Rapion, qui ont mis à ma disposition les données utilisées, D. Peev de l'Institut Franco-Américain de Rennes pour sa contribution, B. Morvan pour son encouragement et J. Martinez pour son soutien.

Références bibliographiques

ADEME. 2001. Les boues d'épuration municipales et leur utilisation en agriculture. Dossier documentaire, 59 pages, fiches 1.1-5.4, plus annexes.

Belan, J. 1998. Analyse agronomique des premiers programmes d'action de la directive « nitrates » en Bretagne. Rapport d'étude Cemagref. Octobre, 44 pages.

Béline, F., M.-L. Daumer, F. Guiziou et P. Rapion. 2001. Bilan de fonctionnement des unités de traitement biologique aérobie du lisier de porc. Etude des flux de matières et compréhension des processus. Rapport d'étude Cemagref - Agence de l'eau Loire-Bretagne - Conseil Régional de Bretagne. Février, 122 pages.

Bodet, J.-M., S. Hacala, C. Aubert et C. Texier. 2001. Fertiliser avec les engrais de ferme. Brochure IE-ITAVI-ITCF-ITP, 101 pages.

Castillon, P. et G. Barroin. 2000. Eutrophisation, phosphore et pratiques agricoles. Perspectives Agricoles. 261 (10) : 42-47.

CERAFEL. 1997. Démarche « Environnement-Qualité » - Cahier des charges pour l'utilisation des matières fertilisantes organiques - Zones légumières Nord-Bretagne. Brochure, 28 pages.

CMFSC. 1999. Guide pour la constitution des dossiers de demande d'homologation Matières Fertilisantes – Supports de Culture. MAPA/DGAL/SDQPV. Octobre, 31 pages.

COMIFER. 1993. Aide au diagnostic et à la prescription de la fertilisation phosphatée et potassique des grandes cultures. Brochure du groupe PK, 28 pages, plus annexes.

Coppenet, M., J. Golven, J.C. Simon, L. Le Corre et M. Le Roy. 1993. Evolution chimique des sols en exploitations d'élevage intensif : exemple du Finistère. Agronomie 13 (2) : 77-83.

CORPEN. 1988. Bilan de l'azote à l'exploitation. Brochure, 36 pages.

CORPEN. 1996. Estimation des rejets d'azote et de phosphore des élevages de porcs. Impact des modifications de conduite alimentaire et des performances techniques. Brochure, 22 pages.

DIREN. 1997. Programmes d'action dans les départements de la région Bretagne. Diagnostic régional. I - Rapport de synthèse. Mars, 49 pages et annexes.

Giroux, M. et T.S. Tran. 1996. Critères agronomiques et environnementaux liés à la disponibilité, la solubilité et la saturation en phosphore des sols agricoles du Québec. Agrosol 9 (2) : 51-57.

Gitton, C. et Y. Hurvois. 1999. La place du traitement dans la gestion des excédents structurels d'effluents d'élevage. Colloque « Comment concilier production porcine et protection de l'environnement ? », éd. Cemagref. Mars, 115-130.

Lacocquerie, M. et R. Blondel. 1999. Caractérisation agronomique des sous-produits. Rapport Bretagne Eau Pure. Chambre d'Agriculture Bretagne. Septembre, 37 pages, plus annexes.

Levasseur, P., R. Janvier et I. Robin. 2000. Déshydratation du lisier de porc aéré sur lit de séchage planté de roseaux. TechniPorc. 23 (6) : 9-14.

Paboeuf, F., C. Calvar., B. Landrain et H. Roy. 2001. Impact de la réduction des niveaux alimentaires en matière azotée totale, en phosphore, en cuivre et en zinc sur les performances et les rejets des porcs charcutiers. Journées Rech. Porcine en France. 33 : 49-56.

Robin, D. 1997. Intérêt de la caractérisation biochimique de la matière organique pour l'évaluation de la proportion de matière organique stable après décomposition dans le sol et la classification des produits organominéraux. Agronomie 17 (3) : 157-171.

Transferts de phosphore des bassins versants agricoles vers les eaux de surface : l'expérience du bassin Lémanique (France) et sa portée générale

J. M. Dorioz [1] et D. Trevisan[1]

Résumé, J. M. Dorioz[1] et D. Trevisan[1], 2001. **Transferts de phosphore des bassins versants agricoles vers les eaux de surface : l'expérience du bassin Lémanique (France) et sa portée générale, *Agrosol*. 12 (2) : 85-97.** Ce texte présente l'état de nos réflexions sur 1) la dynamique du phosphore dans les bassins versants agricoles et 2) le diagnostic et la gestion de la pollution diffuse phosphorée. Il s'appuye principalement sur l'expérience acquise dans le bassin du lac Léman (un grand lac subalpin franco-suisse dont le bassin versant est une zone de montagne assez urbanisée) et sur une revue critique des connaissances concernant l'importance relative des sources diffuses de P, les mécanismes et les ordres de grandeur des transferts de P vers les eaux, à partir des zones agricoles.

En matière de lutte contre les transferts diffus de P nous proposons un exemple de diagnostique de la pollution diffuse agricole appliqué à l'échelle locale (une dizaine de communes de la zone Lémanique). Ce diagnostique repose sur une réprésentation simplifiée du système de transfert du P considérant séparément les phénomènes d'émission et d'atténuation de la charge en P des eaux. Ceci permet d' analyser, à l'aide d'indicateurs, les liens existant entre les divers phénomènes biophysiques qui mobilisent et transfèrent P, le milieu, et les techniques mises en œuvre (pratiques agricoles ou aménagements). Les indicateurs sont appliqués aux divers échelles pertinentes, du système d' exploitation à la parcelle, et de la parcelle à l'exutoire du bassin versant.

Mots-clefs : Phosphore, Eutrophisation, Bassin versant, Lac, Pollution diffuse, Pollution ponctuelle, Erosion, Ruissellement, Zones tampons, Agriculture

Abstract, J. M. Dorioz[1] and D. Trevisan[1], 2001. **Phosphorus transfer from agricultural watersheds to surface waters : experience with Geneva Lake (France) and its general scope, *Agrosol*. 12 (2) : 85-97.** This paper presents some considerations on 1) the dynamics of phosphorus in agricultural watersheds and 2) the diagnisis and management of phosphorus nonpoint pollution. It is based mainly on our experience with Lake Geneva watershed (a large subalpine lake, on the France-Swirzerland border, with a montainous and urbanized watershed) and a critical review of the current understanding of the relative importance of nonpoint sources of P, the mechanisms and the magnitude of P transfers from agricultural areas to receiving water bodies.

To reduce nonpoint P transfers, an example of nonpoint pollution diagnosis applied at the local scale (around ten villages in the Lake geneva watershed) is presented. This diagnosis rests on on a simplified description of P transfers, considering seperately P emission and alleviation processes. This way, indicators may be used to study the links between these processes, the environment and the implemented control techniques. These indicators may be used at varied scales, ranging from the management system to the field and the watershed.

Keywords : phosphorus, nonpoint pollution, eutrophication, agricultural practices, lakes

1. INRA et GIS « Alpes du Nord », B.P. 511, 74203 Thonon-les-Bains Cedex (France)

Introduction

La pollution des milieux lentiques par le phosphore, se manifeste par l'eutrophisation, phénomène dont les conséquences s'apparentent à une pollution organique (Vollenweider, 1968 ; Barroin, 1992). Chaque été l'ampleur de ce phénomène se mesure par l'abondance des « pollutions vertes » qui touchent les lacs, les réservoirs, les fleuves et en réduisent la valeur d'usage (valeur biologique, valeur récréative et ressource en eau potable).

L'attention accordée à ce problème varie selon les pays, en fonction des milieux, des types de développement économique, des groupes de pression. En France, l'importance des problématiques environnementales liées au phosphore a été longtemps sous-estimée et les mesures de maîtrise limitées aux rejets urbains majeurs et à quelques secteurs géographiques considérés comme sensibles. De ce fait, la gestion des sources de P du milieu rural et notamment des sources agricoles, en est à ses débuts (CORPEN 1998). Les interrogations concernant l'origine du P, la responsabilité relative des divers types d'émetteurs de P, la répartition de ceux-ci dans les bassins versants, les variables de contrôle du transfert, sont donc fréquentes et pertinentes.

La nécessité d'un tel diagnostic n'est pas spécifique au territoire rural français. Les questions s'y posent cependant de façon particulière, en raison d'une grande dispersion des diverses sources de P, caractéristique qui s'explique par :

- une relativement forte densité de population
- les faiblesses du réseau d'assainissement (d'où de multiples petits rejets d'eaux usées jusqu'en tête des bassins.)
- les conditions agroclimatiques (parcellaire en général à petites parcelles, fréquence de pratiques intensives, diversité des modes d'occupation des sols, y compris dans une même région).

C'est dans ce contexte que se situent les études présentées par cet article. Notre objectif est de réaliser un état de nos connaissances sur le diagnostic et la gestion de la pollution diffuse phosphorée en zone rurale. Nous nous appuyons principalement sur l'expérience acquise dans le bassin du lac Léman (un grand lac subalpin franco-suisse) et sur une brève revue critique des connaissances concernant les mécanismes et les ordres de grandeur des transferts de P vers les eaux, à partir des zones agricoles. Avant d'aborder ces thèmes, il nous semble utile de faire un rappel sur la problématique environnementale du P et sur les spécificités de celle-ci dans la région lémanique.

1. La problématique environnementale du P et ses spécificités dans le contexte Lémanique

1.1. Spéciation et impact des formes de P

Le phosphore est le facteur limitant de la production végétale des eaux douces et stagnantes (Vollenweider, 1968). Il est présent dans les sédiments et les eaux, comme dans les sols, sous forme d'une multitude de composés organiques et minéraux. Toute tentative de spéciation est donc une simplification qui doit être justifiée par son adéquation aux objectifs de l'étude. Pour l'étude des transferts bassin versant / plan d'eau la spéciation retenue (tableau 1) doit permettre de rendre compte de l'impact du P sur les milieux récepteurs sensibles. Mais elle doit aussi être applicable à un très grand nombre d'échantillons, condition nécessaire pour une évaluation représentative des flux en jeu.

1.1.1. Diversité des formes de phosphore dans le milieu aquatique

En chimie des eaux, les mesures de P sont exprimées en P atome. Le phosphore filtrable à 0.45μ est dit « dissous » (et noté Ptef pour Ptotal eau filtrée). Il est naturellement peu abondant dans les eaux. Le phosphore dissous ainsi défini comprend, les ions orthophosphates libres (orthoP, directement réactif au molybdate), mais aussi des tripolyphosphates, du P organique (multiples molécules biochimiques) et des colloïdes fins.

Le P-particulaire (P-part$>$ 0,45 µm) est encore plus diversifié. Il est constitué de toute une série de composés représentant toute une gamme d'énergie de liaison entre P et phases solides. Le P peut ainsi, soit être un élément constitutif de réseaux cristallins ou de la biomasse, soit être lié par chimisorption ou adsorption à des particules (composés amorphes, argiles…).

Dans les eaux les formes dissoutes et particulaires ne se contentent pas de « cohabiter » : il existe des réactions d'équilibre susceptibles de modifier les concentrations initiales, en relation avec des phénomènes d'échanges ioniques ou de dissolution-précipitation ou d'adsorption-désorption. Ces réactions ne sont pas instantanées. Les états observés dépendent donc aussi des cinétiques de ces diverses réactions.

1.1.2. Devenir du phosphore dans les milieux récepteurs sensibles, importance du concept de biodisponibité

L'essentiel des formes dissoutes du Ptef est assimilable par les algues ou les macrophytes soit directement (orthoP) soit après action enzymatique. Ceci ne signifie pas qu'elles soient automatiquement consommées. En effet, les formes dissoutes peuvent aussi être piégées par des particules en suspensions ou précipitées, puis sédimentées, ce qui finalement contribue à enrichir les sédiments profonds. Un relargage de P-dissous à partir de ces sédiments (ou charge interne) s'observe

en cas de brassage et/ou lorsque des conditions anaérobies s'établissent durablement à l'interface eau/sédiment et provoquent une réduction du fer (Barroin, 1988). Le devenir et la circulation des formes dissoutes sont réglés par la dynamique de ces différents phénomènes, eux-mêmes contrôlés par des caractéristiques climatiques et morphométriques du milieu considéré et par le pouvoir fixateur des suspensions.

La fraction colloïdale participant au Ptef, est mal connue. Elle est en général quantitativement peu importante et présente lors des transports dans les eaux, une dynamique peu différente des formes en solution. En conséquence, le Ptef peut être considéré comme une fraction assez homogène en terme de comportement.

Le P-particulaire circule différemment dans l'écosystème. Il peut, soit sédimenter et constituer une éventuelle source de P à long terme par relargage de P-dissous (évoqué ci-dessus) ou par resuspension de P-particulaire (Sharpley and Smith, 1992), soit interagir avec du phytoplancton et être assimilé partiellement. L'intensité des interactions algues-particules par exemple, dépend de nombreux paramètres (vitesse de sédimentation, dilution, abondance des cellules..) qui varient eux-mêmes de façon saisonnière. Dans la mesure où une interaction se développe, l'assimilation est alors contrôlée par l'état physiologique des végétaux et par la « biodisponibilité » du P-particulaire. Cette propriété intrinsèque du P-particulaire est, comme dans le cas des sols, l'expression d'un potentiel dont l'évaluation est nécessaire pour comprendre l'impact des apports de P. Les techniques disponibles pour cette évaluation sont soit des biotests (cultures algales voir Hanna et Dauta, 1983), soit des tests physico-chimiques et notamment des traçages isotopiques au $^{32}PO_4$ (Fardeau 1981 ; Dorioz et al., 1998).

Toutes ces données sur le devenir du P dans les milieux récepteurs, confirment qu'en matière d'eutrophisation, il est nécessaire de considérer autant les quantités de P-total transférées que les propriétés de celui-ci, le tout en relation avec les caractéristiques et l'état du milieu récepteur (activité biologique, hydrodynamique, pouvoir fixateur des suspensions…). La spéciation adoptée (tableau 1), ne donne accès qu'à une partie des propriétés du P. Dans un milieu donné, la mesure des flux de P-total, de P-particulaire et de Ptef (ou orthoP) doit donc être complétée au moins par une caractérisation de la biodisponibilité du P-particulaire**.** Or, les méthodes à mettre en œuvre pour déterminer ce paramètre sont lourdes et de ce fait difficilement compatibles avec la contrainte de traiter un grand nombre d'échantillons. Nous avons résolu ce problème par une évaluation indirecte, spécifique au contexte Lémanique, basée sur l'analyse de la variabilité locale de ce paramètre.

1.2. Spécificités de la région Lémanique

Il est exclu de décrire ici en détail la géographie physique et humaine du Léman et de son bassin versant**..** Nous nous contenterons de signaler ce qui nous semble être les paramètres clés du contexte Lémanique, indispensables pour comprendre les simplifications réalisées en matière de suivi des flux de phosphore ou d'évaluation des risques de transfert.

Le Léman se caractérise par sa profondeur (330m pour 5800 km^2) et un taux de renouvellement lent (15 ans). Le bassin versant (Figure 1) est très diversifié (altitude de 300 à 4200m, avec villes, rural , forêts, rochers et glaciers) fortement anthropisé : 1,0 M hab. L'eutrophisation se manifeste par une prolifération d'algues planctoniques. L'excès de P provient des apports du bassin versant (la charge interne est considérée comme négligeable).

La politique mise en place à partir des années 70-80 pour l'eutrophisation comprend un volet traitement des eaux usées rejetées par les villes et villages dans le réseau hydrographique (avec déphosphatation) et une interdiction de tripolyphosphates dans les produits de lessive (en Suisse). L'ensemble de ces efforts s'est traduit par une baisse de la teneur en P des eaux du Léman (de presque 100 μg /l dans les années 80, à 40 μg/L en 2000). L'objectif est fixé à 30 μgP/l par la CIPEL (Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman). Des efforts restent donc à faire, notamment en terme de gestion des multiples sources de P

Tableau 1. Spéciation du phosphore dans les sédiments (d'après Logan, 1982, modifié).

	Fraction désignée	Grandes caractéristiques chimiques	Biodisponibilité potentielle en conditions standards
P-TOTAL EAU BRUTE	P-total eau filtrée Ptef) (<0,45 µm)	Orthophosphate (orthoP) P-organique Tripolyphosphate	forte immédiatement ou après action d'exoenzyme
	P total-particulaire (P-part) (>0,45 µm)	P-labile (« adsorbé » facilement échangeable, ou hydrolysable, ou solubilisable)	forte et à court terme immédiate
		P-minéral relativement stable participant souvent à des composés avec Fe, Ca, Al	très variable et à long terme
		P-organique relativement stable participant à des molécules humiques	moyenne et à long terme

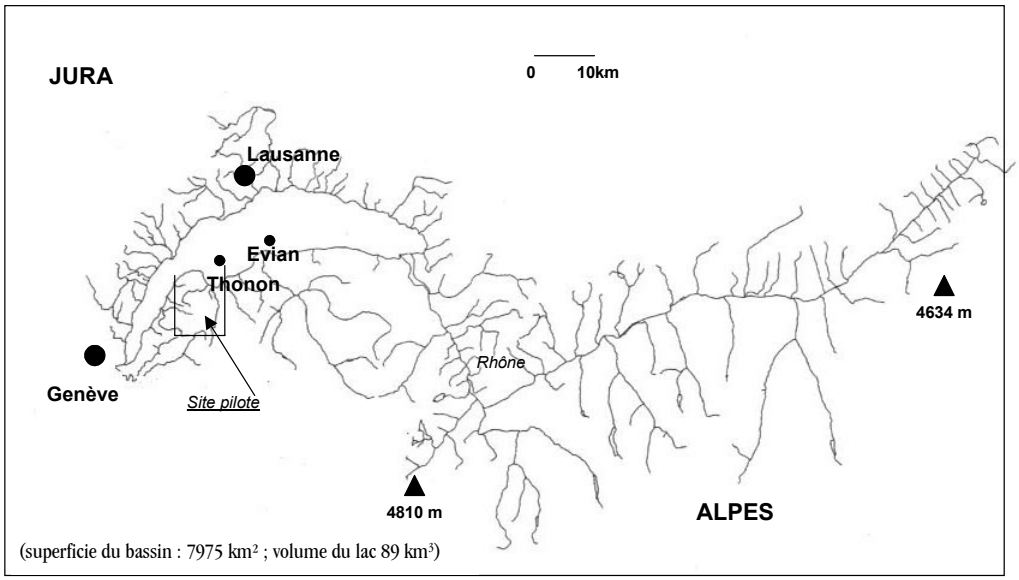


Figure 1. **Le Léman et son bassin versant. (la zone encadré correspond au secteur pilote pour l'étude de la pollution agricole)**

(diffuses ou ponctuelles) dispersées dans les bassins versants ruraux.

Dans le bassin versant lémanique, les sédiments et suspensions présentent une minéralogie assez constante et une teneur élevée en calcaire. Du fait de l'abondance de roches sédimentaires calcaires, les eaux du Léman, comme celles de ses affluents, sont de type bicarbonaté calcique. Les affluents ont tous un caractère torrentiel marqué. Dans les zones naturelles, les eaux présentent des teneurs en Ptef basses (<15 μgP/l, avec >60 % d'orthoP) et les sédiments –y compris les fractions fines- des teneurs en P-total basses. (Dorioz et al., 1998). Lors de leurs transferts vers l'aval, ces sédiments s'enrichissent en P par apport d'érodas provenant de sols cultivés et au contact d'eaux chargées en Ptef par des rejets d'égouts. Cette évolution se traduit par une corrélation linéaire positive et significative, entre biodisponibilité potentielle du P-particulaire (mesurée par biotests) et teneur en P-total des sédiments (Jordan-Meille, 1998). En extrapolant ce résultat aux suspensions, nous considérons donc que dans le contexte Lémanique, la teneur en P des suspensions est un bon indicateur de la biodisponibilité du P-particulaire.

Le même résultat est obtenu en considérant la teneur en phosphore « labile » exprimée par le Polsen, (Jordan Meille, 1998). Il existe d'autres facteurs de variabilité de la bio-disponibilité P-particulaire tel que gestion des terres et fertilisation (Latreille et al., 1993 ; Sharpley et Halvorson, 1994 ; Sharpley et al., 1992) mais leurs effets n'ont pas été étudiés.

2. Approche bassin versant des transferts de P : ordres de grandeur et bilans

2.1. Classer les émetteurs de P

Dans les problèmes de pollution des eaux, la détermination de la responsabilité relative des diverses activités humaines est souvent un préalable à l'action.

Le phosphore, qui présente un transfert conservatif et qui migre pour l'essentiel via les eaux de surface, se prête particulièrement bien à un diagnostic des responsabilités à l'échelle du bassin versant, (en l'occurrence du bassin versant topographique). Deux types de démarche sont utilisés, l'une s'appuyant sur des mesures de flux à l'exutoire de bassins (« bilans de pollution » voir Dorioz et Blanc, 2001) l'autre sur une évaluation des flux potentiels moyens (résultant du croisement de données sur l'occupation des sols et de coefficients d'exportations spécifiques de chaque grand type d'occupation des sols).

Quelle que soit la démarche choisie, l'objectif premier est de distinguer clairement la contribution de deux ensembles de sources : les sources dites « ponctuelles » et les sources dites « diffuses ». Pour ces termes nous adoptons la définition de Frères et al. (1978) qui, parce qu'elle s'appuie sur des différences de fonctionnement hydrologique des émetteurs, nous semble la plus rigoureuse.

Les sources ponctuelles émettent le P-total indépendamment des conditions hydrométéorologiques, selon un rythme correspondant à celui des activités humaines qui les manipulent. Le cas typique est celui des égouts. Il s'agit donc de rejets bien localisés dans l'espace, mais plus ou moins bien répertoriés. Les eaux usées sont en général, concentrées en formes dissoutes de P (jusqu'à plusieurs mgP/l). En terme de lutte contre la pollution, il s'agit de sources que l'on peut traiter et collecter (ce qui d'ailleurs ne devrait pas exclure de limiter les entrées !).

Les sources diffuses émettent du P-total lors des épisodes pluvieux. Le P entre donc dans le réseau hydrographique par intermittence et au rythme des crues. Il provient des sols au sens large. Aucun point précis d'entrée dans le réseau hydrographique ne peut être déterminé, si bien qu'il est impossible d'échantillonner à la source. Le traitement de cette pollution repose sur la gestion et l'aménagement du territoire. Les formes particulaires contribuent beaucoup aux transferts diffus. Dans la région Lémanique, les concentrations de P-particulaire

observées dans les bassins agricoles atteignent couramment 1 mgP/l (Dorioz et Ferhi, 1994).

Bilans de pollution dans le bassin Lémanique. Il est assez facile de classer les diverses sources de P-total types du bassin en sources diffuses ou ponctuelles (tableau 2). On constate alors que toute activité humaine provoque potentiellement à la fois de la pollution diffuse et de la pollution ponctuelle. Pour établir des responsabilités relatives, nous disposons de bilans détaillés obtenus dans deux sous-bassins du Léman (30 et 60 km^2 pour 100 hab/km^2 et 50 % de surface agricole) Les résultats obtenus proviennent de suivis pluriannuels (3/4 ans). Ils montrent la prédominance des sources ponctuelles qui contribuent pour 60 à 80 % aux exportations annuelles de P-total. Une part du ponctuel -au moins 15 %- est d'origine agricole, une autre part n'est pas répertoriée par les services administratifs (1/3 environ). Le diffus agricole représente 15 à 20 %, (soit 0,2 à 0,3 kg P-total/ha/an) et le bruit de fond « naturel » (zones amonts forêts et alpages) est inférieur à 10 %. Les estimations de la CIPEL (CIPEL, 1984 ; CIPEL, 1988) pour l'ensemble du bassin Lémanique fournissent les même ordres de grandeurs, avec des apports ponctuels équivalents à au moins 50 % de la charge externe du lac et une contribution d'au moins 30 % de l'ensemble des sources diffuses.

Tableau 2. **Inventaire des principales origines diffuses et ponctuelles du phosphore dans la région lémanique.**

Activités	Phosphore d'origine	
	Ponctuelle	Diffuse
1. Ville et village (domestique)	- Rejets d'eaux usées	- Ruissellement urbain - Dépôts d'ordures
2. Agricole	- Stockages (fuites, rejets) - Eaux usées (lavages des salles)	- Bâtiments - Sols agricoles
3. Zone « naturelle » (forêts , rochers...)		- Sols « naturels » - « bruit de fond »

Tableau 3. **Mode d'occupation des sols et exportations annuelles de P diffus ; références régionales.**

Bassins versants	Modalités d'occupation des sols	Flux (kg/ha/an)
PERRIGNIER (15HA ; Dorioz et Ferhi 1994))	100% agricole Céréales Prairies	0.3 à 0.4
MERCUBE (330ha Jordan Meille 1998)	70% de la surface en culture (céréales)	0.8 à 1.0
FORON (5700 ha Dorioz et al 1998)	Surface agricole =50%	
REDON (3300ha (Pilleboue 1987))	Céréales - Prairies	0.2 à 0.4
BASSINS NATURELS (>3000ha) CIPEL 1988)	Prairies extensives, alpages, forêts	< 0.2
Vignobles (500ha) (CIPEL, 1988)	Vignes en pente	2 à 4

2.2. Pertes de phosphore diffus et modes d'occupations des sols

La connaissance des pertes de P-total et de Ptef (en kg P/ha/an) des grands modes d'occupations des sols s'appuie sur des mesures réalisées dans des bassins versants considérés comme « représentatifs » (de 10 à 1000 ha en général). Les références locales (tableau 3) sont intéressantes mais insuffisantes pour couvrir la diversité des cas. Nous utilisons donc en complément une synthèse (Dorioz et al., 1997) présentée sommairement dans le tableau 4. Ce travail bibliographique permet de cadrer les caractéristiques de la variabilité des pertes de P-diffus.

- Les pertes annuelles de P-total ne correspondent qu'à une fraction négligeable du stock contenu dans le

Tableau 4. **Flux spécifiques de divers modes d'occupation des sols, exprimés en kg de P/ha/an**

Mode d'occupation des sols	Pluie (*)	Bassins forestiers et agricoles extensifs	Bassins agricoles			Bassins urbains		Comparaison avec les rejets ponctuels domestiques (**)
			Prairies fauchées	Pâtures	Cultures	résidentielle	industrielle (ruissellement urbain)	
P total en kg/ha/an (% de ptef)	0,3 à 1 (90 %)	0,04 à 0,2 (<50 %)	0,4 à 1,1 (20 à 50 %)	0,1 à 0,8 (20 à 50 %)	0,7 à 2,5 (10 à 40 %)	0,5 à 1,5 (≥ 40 %)	1,2 à 2,5 (≥ 40 %)	1,1 (80%)

(*) très variable selon la pollution atmosphérique ; chiffres pour une région peu polluée.

(**) rejets moyens calculés pour la zone rurale française du Léman avec les données suivantes: 1,4 kgP/hab./an ; 100 hab./km^2 ; 20 % de rétention de P dans le système d'assainissement actuel)

sol (de l'ordre du millième). Elles sont également négligeables par rapport aux flux annuels en jeu dans les échanges sols plantes ou par rapport aux fertilisations courantes (<1/10).

- Dans l'ensemble, le lessivage reste très modéré et généralement <0,1 kg/P-total/ha/an. Par comparaison, les transferts de surface sont plus élevés, variant habituellement de 0,1 à 2,5 kg/Ptotal//ha/an selon le mode d'occupation des sols. Mais les mouvements de phosphore vers la profondeur du sol ne sont pas totalement exclus. Plusieurs études signalent des concentrations élevées à très élevées de Ptef dans les eaux de drainages, voire dans les eaux hypodermiques.

- Le bruit de fond « naturel » provenant par exemple des bassins forestiers, est très bas. Dans les bassins agricoles, les pertes s'accroissent très nettement des herbages aux cultures, tout en restant très variables pour une même occupation des sols. La perte des herbages se situe presque toujours en dessous de 0,3 kg de P-total/ha/an. Certaines pâtures pourraient pourtant faire exception, avec des pertes atteignant 1 kg de P-total/ha/an. Dans les zones de prairies maigres, les exportations ne dépassent guère le bruit de fond enregistré dans les zones forestières (en général < 0,1 kg P-total/ha/an).

- La présence de cultures dans un bassin se traduit presque toujours par une hausse nette des quantités totales exportées. Dans le détail, les données sont très variables selon le milieu d'étude. Les pertes en P-total varient de 0,7 à 3 kg/ha/an. En Europe, les pertes maximales citées dans la bibliographie analysée, correspondent à 6 kg P. total/ha/an pour des bassins constitués uniquement de céréales ou dans certains vignobles en pente (CCE, 1974; CIPEL, 1988). On dispose d'estimations équivalentes pour les USA (Meals et Budd, 1994). Finalement, globalement les pertes dans les zones de cultures représentent jusqu'à 10 fois celles des herbages et 30 fois celles des zones naturelles.

Une comparaison avec les flux de P-total/hectare/an engendrés par les rejets ponctuels domestiques donne une portée générale à ces chiffres. Ces rejets sont évalués, pour le rural typique la rive française du Léman, sur la base d'une densité de 100 hab./km^2 et des taux moyens de collecte et d'épuration observés (tableau 4). Ils produisent un flux annuel de P-total d'environ 1 kg / ha /an, soit 2 à 5 fois plus que les zones d'herbages ou l'équivalent de la moyenne des zones de culture. Mais à flux égal, l'impact potentiel des rejets domestiques est plus fort que celui des rejets diffus, du fait d'une spéciation dominée par le Ptef, d'un P-particulaire fortement biodisponible et d'apports constants pendant toute la période de végétation.

2.3. Faut-il traiter la pollution diffuse agricole?

Les estimations globales et les bilans de bassin disponibles confirment que les sources ponctuelles, notamment domestiques, constituent l'entrée dominante de P-total et de Ptef (« dissous ») dans les eaux de surface de la région Lémanique. (Ce constat est probablement valable à l'échelle de la France). L'excès de phosphore dans les eaux reste donc, pour l'instant, avant tout un problème lié aux pollutions ponctuelles**.**

Pourtant, nous pensons qu'il n'est pas possible de faire l'impasse sur le phosphore diffus car **1)** il représente souvent une charge suffisante en lui-même pour maintenir la dégradation et limiter l'efficacité des mesures de lutte prises, par ailleurs, contre les sources ponctuelles, **2)** il est plausible que le poids relatif des apports diffus s'accroisse dans un futur proche en raison, tout simplement, de l'amélioration de l'assainissement, **3)** dans des régions sensibles l'absence d'action est incompatible avec l'image de multifonctionnalité et de qualité choisie par l'agriculture, **4)** en maîtrisant les transferts diffus de P, on maîtriserait aussi le transfert, vers eaux de surface, d'autres polluants ayant une dynamique proche de celle du P.

C'est une telle interprétation des enjeux qui a conduit à mettre en place, dans la région Lémanique, des actions de lutte contre les transferts diffus de phosphore et à entreprendre en conséquence, une étude plus fine des mécanismes en cause.

3. Mécanismes des transferts diffus

Le transfert de P des sols aux eaux de surface est la résultante d'un ensemble de processus hydrologiques et physico-chimiques agissant, certains dans le sens d'une augmentation de la teneur en P des eaux (il s'agit de processus d' acquisition), d'autres dans le sens d'une diminution de celle-ci (atténuation). Les processus impliqués interviennent avec des intensités relatives différentes lors des diverses phases du transfert. Les processus d'acquisition sont dominants dans les zones de déclenchement du ruissellement et dans les zones d'érosion. Les processus d'atténuation caractérisent les zones de ralentissement ou d'infiltration des eaux (« zones tampons »). Enfin, à toute étape du transfert il existe des échanges de P entre phase solide (suspension ou surface de sol) et phase liquide circulante.

3.1. Acquisition de la charge en phosphore des eaux (transferts sols-eau)

L'acquisition de la charge en phosphore est très liée au ruissellement et à l'érosion, phénomènes qui provoquent un transfert du P des sols vers l'eau en différents points du bassin versant (Ryden et al., 1973 ; Sharpley et al., 1992 ; Sharpley et Smith, 1990 ; Jordan et al., 1998 ; Simard et al ,2000).

A l'échelle de la station (100 m^2). L'eau de pluie « extrait » du P-total de la surface du sol (0-2 cm) (Yli-Halla et al., 1995). Quand les conditions physiques s'y prêtent, une lame d'eau superficielle s'organise. L'intensité de ce transfert initial, constitué surtout de Ptef, dépend de la teneur du sol en P et donc, en particulier, de pratiques aboutissant, même provisoirement, à créer de fortes teneurs P en surface du sol (exemple apports de fertilisants). La part de l'eau qui s'infiltre perd progressivement sa charge en P au contact de la matrice du sol. Ce phénomène contrôle les faibles concentrations en P des eaux hypodermiques et surtout des eaux profondes. Il peut cependant perdre son efficacité dans le cas où les transferts d'eau seraient rapides (drainage par exemple). Des surfertilisations cumulées de P pourraient aboutir à la même conséquence : augmentation de la mobilité du P dans le profil.

A l'échelle parcelle (<ha). Dans la phase et la zone de ruissellement en nappe (sans entaille érosive), les teneurs en suspensions restent faibles avec un détachement préférentiel des particules fines souvent à teneurs élevées en P. Les formes de ruissellement linéaire généralisé liées à la pente (vignobles) ou concentrées localement dans les traces de roues, les micro-dépressions ou les talwegs, se traduisent par des entailles érosives et par l'acquisition d'une forte charge solide et en P-particulaire. Dans la région Lémanique, les entailles érosives sont limitées aux premiers cm de l'horizon de surface (Vansteelant et al., 1998) et les teneurs en P-particulaire de l'eau ruisselée atteignent 2 à 3 mg/l.

La quantité de P-total transférée des sols aux eaux par le ruissellement dépend de l'intensité de celui-ci et donc de facteurs hydropédologiques (pluie, état de surface des sols, végétation, topographie). La teneur en P des sols érodés n'influe que de façon secondaire ; elle contrôle néanmoins la contribution du P-dissous et la biodisponibilité du P-particulaire transféré (Yli-Halla et al., 1995).

Au-delà, à l'**échelle du bassin élémentaire** (en général >5 à 10 ha), une nouvelle charge en P-particulaire s'ajoute. Elle provient de la resuspension des sédiments stockés dans le réseau hydrographique et de l'érosion des fossés et des rives. Typiquement, il s'agit de matériaux assez grossiers ayant une teneur faible en P-total, un pouvoir fixateur plus élevé, et donc susceptible de fixer du P-dissous (Dorioz et al., 1998).

D'autres phénomènes dont les conséquences sont encore mal évaluées, s'expriment également à cette échelle. Ainsi, dans la région Lémanique nous avons enregistré des pertes de P par : érosion dues à un apport d'eau externe à la parcelle, débordement de fossés, écoulement à partir de routes, sorties d'eau hypodermiques (20 % des parcelles sont affectées par ce type de phénomènes, Trévisan et al., 1995), libérations de P-dissous liées à des conditions réductrices se développant lors de l'inondation des bas fonds et des apports de P-dissous liés à des transferts de subsurface. (Jordan- Meille, 1998).

3.2. Réduction de la charge en P dans les zones tampons (atténuation ou transferts eaux-sols)

A l'aval d'une zone d'émission, toute une série de phénomènes intervient pour modifier la nature et la quantité de P-total transféré (pour atténuer la charge en P). Il s'agit tout d'abord de sédimentations, liées soit à des changements de rugosité du sol, soit à des infiltrations, et qui se traduisent par des stockages plus ou moins temporaires de sédiments et du P-total associé, dans des petites dépressions, des bas de parcelles, des parcelles herbeuses et des fossés, des haies. Ces « effets filtres » dépendent de la position dans le paysage des parcelles émettrices et de l'organisation du paysage. Ils sont d'autant plus intenses que l'émetteur est mal connecté au réseau hydrographique responsable du transport vers les récepteurs.

Des phénomènes équivalents se produisent dans d'autres éléments du paysage, certains marécages (Fardeau et Dorioz, 2000), certaines ripisylves (Sanchez-Perez et al., 1991) ou plaines alluviales. L'aménagement de « dispositifs enherbés » au sein ou à l'aval des parcelles cultivées, vise aussi à renforcer l'atténuation. Ce mode d'intervention, largement appliqué en Amérique du nord, commence à se mettre en place en France, pour les pesticides essentiellement; (voir Patty et al., 1994).

Le devenir des stocks créés dans les zones tampons est variable selon le milieu concerné. La rétention est parfois trop éphémère. (d'une crue à l'autre) pour modifier la dynamique du P. Dans les situations de référence, comme les dispositifs enherbés, certains marais ou certaines prairies, des rétentions nettes sur de longues durées sont enregistrées (de la saison à quelques années). Les stocks constitués tendent parfois à être partiellement relargués en période hivernale, sous forme soluble (Usi Kampa et al., 2000 ; Trevisan et Dorioz, 2000). Malgré cela, nous pensons que, prises dans leur ensemble, les zones tampons concourent à réduire les quantités de P-total transférées et à différer dans le temps les exportations. Des évaluations globales à l'échelle bassin versant, supportent cette hypothèse (Dorioz et Ferhi, 1994 ; Wang et al., 1998 ; Jordan Meille et al., 1998).

Évidemment cette analyse est incomplète ; elle est limitée par le manque de connaissance:sur quelques phénomènes clés **1)** sur le bénéfice d'un retard de transfert, (qui devrait s'avérer bénéfique si l'arrivée dans le récepteur sensible local survient lors d'une période peu active au plan biologique), **2)** sur l'évolution de la spéciation du P lors du stockage (la biodisponibilité du P peut-elle diminuer?), **3)** sur le risque de saturation à long terme de tous les types de zones tampons (saturation physique par dépôts de sédiments en particulier).

4. Maîtrise et gestion des transferts de P diffus dans une petite région agricole

La volonté de contribuer à mettre au point des méthodes d'intervention contre la pollution en milieu rural accompagne nos recherches sur les bilans de la dynamique du phosphore dans les bassins versants. Notre ambition est d'éclairer les décisions publiques en élaborant un diagnostique de la pollution diffuse agricole à l'échelle locale (quelques dizaines de communes). Ce diagnostique, qualifié de « territorial » est utilisable par exemple, pour un projet de « développement durable ». Le choix d'un tel cadre de travail soumet les recherches à des contraintes méthodologiques concernant la taille et le type d'objet d'étude.

4.1. Démarche et « aire minimum » du diagnostic

Pour être opérationnel en terme d'aide à la gestion locale de la pollution, le diagnostic porté sur la pollution diffuse doit être pluridisciplinaire et rendre compte de la diversité des cas et des causes, en incluant le « facteur humain ». En ce qui concerne les transferts diffus du P, ceci signifie, déterminer les pratiques agricoles et les aménagements de l'espace cruciaux en terme de transfert, pour ensuite faire la relation les « logiques » ou « stratégies » d'acteurs qui le sous-tendent.

Le facteur humain ainsi défini, peut être appréhendé par une étude des systèmes d'exploitation agricole (Cristofini, 1985) et de leurs relations avec le développement et le paysage local. Cette démarche s'appuie sur des statistiques agricoles et économiques, et sur des enquêtes (auprès des décideurs, des exploitants). Les informations recueillies ne sont représentatives, c'est-à-dire organisables en terme de typologie et interprétables en terme de dynamiques territoriales, que pour des masses importantes de données. Les investigations sur le facteur humain nécessitent donc une prospection sur de relativement vastes territoires (par exemple une typologie des exploitations agricoles n'a de portée générale pour caractériser le système local, que si elle concerne au moins une centaine d'exploitations). Cette contrainte méthodologique détermine « l'aire minimum » des diagnostiques territoriaux de la pollution diffuse. Elle impose de sortir des bassins versants de recherche, trop petits et trop simples (trop peu d'interactions), pour aborder le problème de la pollution diffuse directement à l'échelle régionale.

Le diagnostique territorial de la pollution diffuse dans la zone rurale riveraine du Léman s'appuie sur ces réflexions. Il associe caractérisations des phénomènes physiques, des facteurs techniques et humains. Le site d'étude choisi représente l'aire minimum du problème de la pollution diffuse agricole dans la région Lémanique Française (figure 1). Il s'étend sur environ 400 km^2, fournit 4 affluents secondaires au Léman, et comprend 120 exploitations agricoles soit quelques milliers de parcelles (céréales et prairies principalement). Les formes d'agriculture dominantes sont, l'élevage laitier (production fromagère) et la polyculture élevage. La population, environ 20000 habitants, est répartie dans une douzaine de villages**.**

La complexité du parcellaire et du paysage de ce territoire de référence, exclut d'avoir recours à des mesures de flux, trop lourdes pour être réalisées dans un dispositif expérimental représentatif de la diversité des conditions de transfert. Pour mesurer la pollution diffuse, nous utilisons donc des « indicateurs », c'est-à-dire un jeu de variables corrélées avec les diverses composantes du phénomène étudié et permettant une récolte d'informations compatible avec le besoin de caractériser la diversité des phénomènes étudiés.

4.2. Indicateurs, choix et validation

Les indicateurs sélectionnés sont des variables se rapportant aux principaux facteurs de contrôle des deux groupes de phénomènes complémentaires impliqués dans le transfert de P : les phénomènes d'acquisition et les phénomènes d'atténuation.

Dans l'état actuel des connaissances, ces facteurs de contrôle, sont (tableau 5) :

- l'intensité et la fréquence du ruissellement (facteur qui contrôle la quantité de P-total et qui dépend surtout de la battance et du tassement dans la région étudiée)
- la teneur en P de la surface et des horizons de surface du sol (contrôle la qualité du P émis et les éventuels transferts de subsurface)
- la connexion parcelle-réseau hydrographique.(qui contrôle le devenir du P-total émis et l'atténuation éventuelle dans des zones tampons).

Cette « décomposition »du phénomène donne un point de vue certes simplifié sur le transfert et la spéciation du P mais permet **1)** de raisonner en P-total et **2)** de séparer les déterminismes relevant de l'agriculture et ceux relevant de l'aménagement du territoire.

Les indicateurs relatifs aux facteurs de contrôle sont sélectionnés et validés, par des procédures qui différent selon la nature des phénomènes décrits et selon l'état des connaissances sur le sujet. Cette démarche est présentée de façon succincte ci-dessous (pour plus de détails voir en particulier Vansteelant et al., 1997)

Indicateurs de ruissellement. Les indicateurs décrivant le ruissellement sont sélectionnés à partir d'une étude statistique de la variabilité des dates de déclenchement et de la durée de la période de ruissellement, observées dans un réseau de 200 parcelles représentatives de la gamme régionale des occupations de sols, des pratiques et des milieux (Le protocole de suivi est adapté de Boiffin et al, 1988). En bref, cette étude nous apprend que :

Tableau 5. **Principaux indicateurs utilisés pour caractériser le transfert diffus de Ptotal à partir des zones cultivées (région du bassin du Léman).**

Décomposition du phénomène du transfert	Facteurs de risque pris en compte	Indicateurs utilisés	Mode d'acquisition et de validation des indicateurs	Synthèse de l'information
Acquisition **acquisition de la charge en P** **(Risque brut)**	teneur en P du sol ruissellement tassement et battance	bilan de P des exploitations combinaison de pratiques (travail du sol et rotations)	enquête sur les pratiques suivis de parcelles et de bassins élémentaires	dans la typologie des exploitations agricoles de la région
Atténuation **baisse de la charge en P lors du transfert** **(Risque net)**	position des parcelles vis-à-vis du réseau hydrographique (connexion)	typologie des zones tampons	observations et enquêtes sur les logiques de répartition validation dans un réseau de bassins	par zones de paysage en relation avec les différentiations du développement régional

1) le ruissellement n'existe pratiquement que dans les cultures annuelles (le ruissellement sur prairie est exceptionnel) ;

2) certaines combinaisons de pratiques et certaines rotations culturales, se traduisent par des états de surface des sols dégradés (compactage et battance), particulièrement favorables au ruissellement;

3) la fréquence du ruissellement ne dépend donc pas directement du type de culture en place ou du milieu (dans le contexte étudié) mais plutôt du nombre de passages d'outils, de l'affinage des lits de semences, du taux retour du maïs, de la pratique du binage.

Ces variables explicatives du ruissellement constituent nos indicateurs élémentaires. Ils sont accessibles à l'échelle territoriale par enquête et permettent d'associer les diverses combinaisons pratiques-rotations existantes dans le territoire, à une fréquence de ruissellement. Cette fréquence constitue la mesure adoptée pour noter les risques de ruissellement des diverses pratiques culturales. L'échelle de risque ainsi définie est spécifique à la région étudiée.

Phosphore. Les indicateurs reflétant la teneur en P des sols, complètent l'information sur les émissions de P. Ils sont obtenus par enquêtes dans les divers types d'exploitation agricoles, sur les modalités de la fertilisation, la durée moyenne de présence de matières organiques non enfouies sur les sols, et les bilans de P (Trévisan et al., 1996).

L'atténuation, susceptible d'intervenir lors du transfert, dépend du type connexion parcelle-réseau hydrographique. Les connexions sont classées dans une typologie en fonction d'indicateurs simples : largeur, taux de couverture du sol, morphologie des pentes et de leurs aménagements éventuels (fossés..). L'efficacité de chaque type dans la rétention du P est exprimée par une note basée sur quelques données expérimentales locales (Trévisan et Dorioz, 2000), sur la bibliographie (Dorioz et Vansteelant, 2001) et sur des avis d'expert. La pertinence d'un tel traitement empirique d'un phénomène mal connu, est validée à posteriori par l'existence de corrélations linéaires statistiquement significatives entre, teneurs en P-total des eaux de surface et des matières en suspension mesurées aux exutoires d'un réseau de 12 bassins versants, et organisation spatiale de ces bassins décrits par les indicateurs évoqués ci-dessus (Trévisan et al., 1996).

4.3. Utilisation de l'information pour une analyse des risques de transfert

Les indicateurs sélectionnés sont utilisés pour caractériser les divers types d'exploitations agricoles et les divers types d'organisation du « paysage » agricole de la région étudiée, en terme d'acquisition de la charge en P et d'atténuation. Le tableau 6 présente un exemple simplifié concernant la répartition des risques de transfert du P dans 3 grands types de système d'exploitation de la région d'étude. Au stade de la synthèse, typologie des exploitations et paysages sont reliés aux caractéristiques du développement régional.

Ce traitement de l'information via les indicateurs et les typologies relatives aux facteurs humains, permet une analyse, à l'échelle de tout le territoire, du phénomène de la pollution diffuse. Certaines caractéristiques mises en évidence sont importantes pour l'action. Nous les présentons ici de façon schématique.

1) Le risque d'émission est lié aux cultures mais il n'existe pas une « culture à risque », ni un « milieu à risque »; les faits sont plus nuancés. En fait, c'est le type d'outil disponible pour le travail du sol et les combinaisons de pratiques qui en résultent, qui conditionnent l'évolution de l'état structural du sol et l'émission de P par ruissellement. Cette chaîne de cause importe plus pour expliquer la fréquence du ruissellement que le type de culture ou le type de sol (dans notre contexte!).

2) La plus fréquente des zones tampons est la « prairie permanente du voisin ». En fonction des structures de paysage, le pourcentage de parcelles émettrices se

Tableau 6. **Répartition des risques dans 3 grands types d'exploitation agricole de la zone d'étude**

Type d'exploitation	**Traditionnelles laitières**	**En-cours d'intensification** laitières ou/et céréalières	**Relativement intensifié** laitières ou/et céréalières à fortes surfaces de céréales
stratégie	30 Ha, entretien du patrimoine	50 Ha augmentation des moyens de production recherche d'espace	100-Ha forts intrants et recherche de productivité maximales
RISQUES	Surface cultivée faible mais **fort risque** unitaire car :	Surface cultivée forte mais **fort risque** unitaire car :	Surface cultivée forte mais **risque unitaire moyen à faible** car :
Acquisition ruissellement	travail du sol et outils inadaptés	travail du sol et outils inadaptés	équipement et techniques adaptées
phosphore	risque Moyen car bilans de P peu excédentaires ou équilibrés et capacités de stockage effluents faibles	risque **Fort** car P excédentaire et pointe de travail lors des périodes d'épandage	risque Fort car P excédentaire. de longue date. équipements adaptés par ailleurs
Atténuation	Effets positifs car maintien des prairies permanentes d'où forte contribution au pouvoir tampon du paysage	Effets très négatifs car tend à supprimer des prairies permanentes à agrandir les parcelles. d'où contributions à la baisse du pouvoir tampon du paysage	Effets négatifs car peu de prairies et fortes contributions à la baisse du pouvoir tampon du paysage (drainage, arasement…)

déversant dans des zones tampons réputées efficaces, varie de 1/3 à 3/4. Cette variabilité justifie l'attention portée à l'atténuation et au paysage dans le diagnostique global de la pollution diffuse et dans les préconisations qui en résultent.

3) L'intensification dans les limites de la zone d'étude, n'accroît pas les risques de façon linéaire et directe. Les exploitations les plus intensives présentent de fortes surfaces cultivées ce qui tend à accroître les risques d'émission. Mais, du fait de l'usage d'outils de travail du sol mieux adaptés (outils animés), les pratiques culturales qu'elles mettent en œuvre génèrent plutôt des risques faibles. L'intensification se traduit aussi par une diminution des zones tampons (moins de prairie, parcelles plus grandes, extension des réseaux de fossés) avec des effets négatifs très probables. Les exploitations traditionnelles, mal équipées pour la culture, présentent à l'inverse des risques d'émission forts mais sur de faibles surfaces. En outre, elles « produisent » du pouvoir tampon (prairies permanentes) pour les autres systèmes. Ces résultats contrastés ne se retrouvent pas pour les exploitations en cours d'intensification qui cumulent les défauts des systèmes précédents sans en présenter les avantages (diminution des surfaces prairiales et forts risques d'émission des surfaces cultivées en relation avec un équipement de travail du sol mal adapté.

4) Les bilans excédentaires de P et/ou les accumulations de longues durées de fertilisants en surface des sols s'observent dans presque tous les types d'exploitation. Ils résultent de la non prise en compte de la valeur fertilisante en P des effluents organiques (lisier, fumier) et du déficit des capacités de stockage.

5) Le transfert du P diffus agricole ne dépend pas que de facteurs agricoles. Les contraintes qui pèsent sur l'agriculture du fait du mitage de l'espace rural par les infrastructures et l'habitat, déterminent certaines pratiques à risque (en particulier concentration des épandages sur les parcelles éloignées des habitats). Parallèlement, les comblements des marais et les aménagements du réseau hydrographique (réseau de fossé…) liés au développement des routes et de l'habitat, tendent à diminuer fortement les effets tampons en améliorant la connexion entre les parcelles et les ruisseaux.

4.4. Lutte contre les pertes diffuses

L'objectif est de dégager une **marge de manœuvre** à l'échelle locale pour l'agriculture de la région étudiée. Les interprétations concernant les causes et la répartition des risques, permettent de fixer des priorités d'actions. Au stade actuel il s'agit de pistes de réflexion, adressées aussi bien au monde agricole qu'aux responsables du développement local, et qui feront, par la suite, l'objet de négociations entre acteurs du problème. Les propositions pour

Tableau 7. **Vu sommaire des propositions pour la lutte contre la pollution diffuse liée aux cultures annuelles dans une région du bassin lémanique**

Phénomène à contrôler	Pistes d'action et cibles
<u>à la « source »</u> * teneur en P de la surface du sol lors des périodes à risque * excès cumulés de P dans le sol	-fertilisation raisonnée -calendrier des apports =toutes les exploitations agricoles,
<u>à l'échelle parcelle</u> *réduction du ruissellement	-travail du sol -adaptation des outils = à préconiser pour les exploitations en cours d'intensification ou traditionnelles
<u>à l'échelle parcellaire ou bassin élémentaire</u> rétention du phosphore en cours de transfert	-(1) maintenir les zones tampons existantes -(2)créer des bandes enherbées, filtrantes (1)= soutien des exploitations basées sur l'herbe (2)= à promouvoir auprès des exploitations les plus intensives
<u>à l'échelle territoire ou grand bassin versant</u> perturbations hydrologiques (augmentation de la connexion) dues aux l'aménagements du territoire en relation avec le mitage périurbain	-« code de bonnes pratiques » pour les aménageurs (communes, investisseurs publics...)

l'agriculture sont présentées par le tableau 7 dans les divers niveaux caractérisant le système de transfert du P de la parcelle au bassin versant et différenciées, selon le type d'exploitation.

1) Agir à la source, en ajustant les quantités épandues et le calendrier d'épandage. Le paramètre à contrôler est la forte teneur temporaire en P dans les 2/3 premiers cm du sol et les excédents cumulés de P dans l'ensemble du sol en : 1) évitant que des apports coïncident avec le début d'une période à risque de ruissellement 2) réalisant les labours le plus rapidement après l'épandage de fertilisants. Parallèlement les apports de phosphore doivent être limités aux besoins de la culture. L'ensemble de ces préconisations vaut pour toutes les exploitations de la région et suppose, en particulier, d'améliorer les capacités de stockage des matières organiques en vue de réaliser une véritable gestion de ces fertilisants.

2) Réduire le ruissellement à **l'échelle parcelle.** Sans ruissellement, les pertes de phosphore restent très faibles. De ce fait, la plupart des mesures de lutte contre le ruissellement se traduisent par une baisse des pertes de phosphore. C'est le cas de toutes pratiques permettant de limiter la battance et le compactage.

Dans la zone étudiée les pratiques de travail simplifié du sol ne sont pas préconisées car elles n'entraînent pas systématiquement une réduction du ruissellement et tendent à augmenter la teneur en phosphore en surface du sol. Nous pensons plus pertinent de proposer comme objectif, une généralisation des combinaisons de pratiques associées dans la région, à des risques faibles de ruissellement et déjà utilisées couramment par les exploitations bien équipées (systèmes intensifs). Concrètement, ceci suppose de donner à toutes les exploitations la possibilité de s'équiper ou d'accéder à des équipements adaptés.

3) Développer les zones tampons **à l'échelle du parcellaire et du bassin versant**. Les prairies intercalées entre les cultures jouent très fréquemment le rôle de zone tampon. Le meilleur atout dans la maîtrise de la pollution diffuse reste donc la diversité des assolements. Ceci justifie un soutien aux exploitations basées sur l'herbe et donc productrices de pouvoir tampon. Ceci justifie aussi le développement de « dispositifs enherbés » . L'implantation et l'entretien de ces dispositifs sont loin d'être faciles, surtout dans un parcellaire à petites parcelles. Nous suggérons dans notre contexte, d'en faire un axe d'action ne s'adressant qu'aux systèmes intensifs très déficitaires de ce point de vue. Enfin, toutes ces mesures n'ont de sens que si, par ailleurs, l'aménagement du territoire épargne et gère les zones tampons déjà existantes, telles que les marécages et les ripisylves, et limite ses impacts négatifs sur le réseau hydrographique. L'effort ne doit donc pas reposer que sur l'agriculture : le développement local a lui aussi, besoin de « codes de bonnes pratiques » !

Conclusion

Les solutions au problème de l'eutrophisation se trouvent en général dans les bassins versants. En France, la réduction des rejets domestiques et industriels reste une action prioritaire à court terme. Pourtant notre attention doit aussi se porter sur les autres sources de phosphore. Parmi celles-ci, les sources agricoles doivent faire l'objet d'une évaluation objective (Latreille et al., 1993), c'est-à-dire mettant en évidence les responsabilités relatives, les ordres de grandeurs et les « marges de manœuvre » disponibles localement pour agir, si besoin est.

La contribution concrète des scientifiques à la lutte contre la pollution par le phosphore diffus agricole, consiste souvent à élaborer des codes de « bonnes pratiques » ou des zonages géographiques de risques. Ces deux

approches sont importantes ; elles se réfèrent à des diagnostics et à des actions centrées sur la composante « parcelle » du territoire agricole à gérer, et sur l'érosion et le ruissellement.

Mais le transfert du phosphore n'est pas une simple conséquence de l'érosion et la lutte contre les pertes diffuses de phosphore ne saurait être une simple transposition de la lutte contre l'érosion. Par ailleurs, les parcelles ne sont pas les uniques lieux de l'action et de la décision et les pratiques agricoles ne sont généralement, ni isolées, ni indépendantes des grands choix du développement agricole. Le transfert du P et le problème de la pollution diffuse s'inscrivent en fait dans un bassin versant, un paysage agricole, et dans une dynamique de développement. En conséquence, la réflexion sur les stratégies de lutte contre la pollution diffuse doit s'appuyer sur une représentation du « système de transfert de P », intégrant les niveaux d'organisation clefs des exploitations au parcellaire et de la parcelle à l'exutoire du bassin versant, et établissant les liens entre les phénomènes biophysiques mobilisant et transportant le polluant, les techniques mises en œuvre et. les stratégies des acteurs.

La parcelle n'est alors plus le lieu privilégié des diagnostics, des actions ou des contrôles. Les stratégies pour réduire les pertes diffuses sont des combinaisons d'actions complémentaires et interactives, prenant en compte les marges de manœuvre disponibles de l'échelle exploitation à l'échelle bassin versant, dans le contexte diversifié du développement et du paysage local.

En terme scientifique, la difficulté de l'approche du phénomène « pollution diffuse » est due à la complexité des impacts et des causes. En outre les processus en cause sont rarement accessibles à l'expérimentation et difficile à modéliser surtout pour des polluants très liés à la phase solide comme P. Ceci explique le recours à des « indicateurs » qui expriment une synthèse du savoir acquis et sont applicables sur de vastes territoires. L'usage d'indicateurs donne aussi la possibilité d'étudier simultanément des phénomènes biophysiques et socio-économiques, donc de caractériser la diversité des phénomènes et de faire des synthèses hors d'atteinte des modélisations sectorielles actuelles.

Remerciements

Les auteurs remercient Claude Bernard pour sa relecture critique.

Références bibliographiques

Barroin G., 1988 - Estimation du métabolisme du phosphore dans le Léman... Eutrophication and Lake restoration - Balvay ed-

Barroin, 1992 - Dégradation et réhabilitation des eaux de surface - Tome 2 - Dossier de la cellule environnement - INRA ed. n° 4, 145-159.

Boiffin J., F. Papy et M. Eimberck, 1988 - Influence des systèmes sur les risques d'érosion par le ruissellement concentré. I - Analyse des conditions de déclenchement de l'érosion. Agronomie, 8, 8, 663-693.

CCE, 1974 - (Commission des Communautés Européennes) - Informations internes sur l'agriculture : conséquences écologiques de l'application des techniques modernes de production en agriculture. Paris, CCE, Informations interne sur l'Agriculture, 137, 120 p.

CORPEN,1998 - Programme d'action pour la maîtrise des rejets de phosphore provenant des activités agricoles. Mate-Ministère de l'Agriculture ; Paris ,77 p.

CIPEL, 1984 - Le Léman, Synthèse Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman, Lausanne, 650 p.

CIPEL, 1988 - Rapport de l'étude des pollutions diffuses dans le bassin lémanique. Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman, Lausanne, 119 p.

Cristofini B., 1985 - La petite région vue à travers le tissu de ses exploitations. Un outil pour le développement rural. In Etudes et Recherches, 6, 293-318.

Dorioz J.M. et A. Fehri, 1994 - Pollution diffuse et gestion du milieu agricole : transferts bassin versant. Wat. Res., vol. 27, n° 2, p. 395-410.

Dorioz J.M., D. Trevisan et J.Y. Vansteelant, 1997 - Transferts diffus de phosphore des bassins agricoles vers les lacs. In, L'eau dans l'espace rural- Tome 1 – Univ. Francophones-INRA ed. pp. 249-265.

Dorioz J.M., J. Pelletier et P. Benoit (1998) - Variations des propriétés physico-chimiques et de la biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire selon l'origine des sédiments dans un bassin versant. Water Research., 32 (2275), 286.

Dorioz J.M., A. Cassel, A. Orand and K. Eisenman 1998 - Phosphorus storage, transport and export dynamics in the Foron river watershed. Hydrol. Processes, vol. 12, 285-309.

Dorioz J.M. et P. Blanc, 2001 - .Maîtrise de la charge externe des plans d'eau et fonctionnement des bassins versants. In, L'eau dans l'espace rural- Tome 2 – Univ. Francophones-INRA ed ; pp. 113-133.

Dorioz J.M. et A. Vansteelant, 2002 - Les dispositifs enherbés : outils de gestion de la pollution diffuse phosphorée d'origine agricole. Rapport CORPEN, Mate-Minis. Agric.; Paris, 53 p.

Fardeau J.CL., 1981 - Cinétique de dilution isotopique et phosphore assimilable des sols - Thèse Paris, 200 p.

Fardeau J.C. et J.M. Dorioz, 2000 - Zones humides et phosphore. pp. 143-159, in Zones humides Lefeuvre et Fustec ed. Dunod Paris, 426 p.

Frere M.H., D.A. Whooliser, J.H. Caro, B.A. Stewart and W.H. Wischmeier, 1977 - Control of non point water pollution from agriculture: some concepts ; J. Soil Wat. Cons. ; 32, 205-212.

Hanna M. et A. Dauta, 1983 - Bioassays : a comparative study of three parameters related to phosphorus bio availability. Annals Limnol., 19 (1), 59-66.

Jordan Meille L., 1998 - Modes de transfert du Phosphore d'origine diffuse dans un petit bassin versant rural Lémanique. Thèse 1775 EPFL Lausanne, 303 p.

Jordan Meille L., J. M. Dorioz and D. Wang, 1998 - Analysis of the export of diffuse phosphorus from a small rural watershed. Agronomie, 18, 5-26.

Latreille A., W. Simoragiewicz et A. Boutard.1993 - La pollution diffuse : une évaluation pour la grande région de Montréal. Sciences et Techniques de l'eau, 103-107.

Logan T.J., 1982 - Mechanisms for release of sediment bound to water and the effects of agricultural land management on fluvial transport of particulate and dissolved phosphorus. Hydrobiologia 92, 519-530.

Meals D.W. et L.F. Budd, 1994 - Lake Champlain non point source. Pollution assessment. Tech. report 6 A. Lake Champlain. Manag. Conference.

Patty L., J.J. Gril, B. Real, E. Masson et E. Dabene, 1994 - Dispositifs enherbés: des possibilités pour préserver la qualité des eaux superficielles. Perspectives Agricoles, 196, 90-95.

Pilleboue E., 1987 - Origine, spéciation et modalités de transfert du phosphore et de l'azote dans un bassin versant. Thèse de l'Université Paris 6, 180 p.

Ryden et al., 1973 - Phosphorus in run off and streams - Advances in Agronomy, 15, 1-45.

Sanchez-Perez J.M. et al., 1991 - Une station d'épuration naturelle des phosphates et des nitrates apportés par les eaux de débordement du Rhin : la forêt alluviale à frêne et à orme. C.R.Ac.Sc. Paris, 312 (III), 395-402.

Sharpley A.N. and A.D. Halvorson, 1994 - The management of soil phosphorus availability and its impact on surface water quality, p. 7-90, in Soil processes and water quality. R. Lal et B.A. Stewart éds. Lewis Publ. Boca Raton, FL.

Sharpley A.N. et al., 1992 - The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. J. Environ. Qual., 21, 30-35.

Sharpley A.N. and Smith S.J., 1992 - Prediction of Bioavailable Phosphorus Loss in Agricultural Runoff. Journal of Environmental Quality, 21, 32-37.

Simard R.R., S. Beauchemin and P. M. Haygarth, 2000 - Potential for Preferential Pathways of Phosphorus Transport. Journal of Environmental Quality, 29, 97-105.

Trevisan D. et J.M. Dorioz, 2000 - Bandes herbeuses et lutte contre la pollution diffuse agricole. Critère d'efficacité et conditions d'implantation. Rapport pour la CIPEL, GIS Alpes du Nord, 39 p.

Trevisan D., J.Y. Vansteelant, L. Perron, J. M. Dorioz et D. Roybin, 1996 - Activités agricoles et qualité des eaux superficielles dans le bassin lémanique français. Compte rendu final - GIS « Alpes du Nord » - Chambéry, 112 p.

Uusi-Kämppä J., E. Turtola, H. Hartikainen and T. Yläranta, 1997 - The interactions of buffer zones and phosphorus runoff. In : Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection. Edited by N. E. Haycock, T.P. Burt, K.W.T. Goulding and G. Pinay, 43-53.

Vansteelant J.Y., D. Trevisan, L. Perron, J. M. Dorioz et D. Roybin 1997 - Conditions d'apparition du ruissellement dans les cultures annuelles de la région lémanique, relation avec le fonctionnement des exploitations agricoles. Agronomie, 17, 17-34.

Vollenweider R., 1968 - Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et des eaux courantes. OCDE, Paris - Rapport technique, DAS/CLS, 68-27, 250 p.

Yli-Halla M., H. Hartikainen, P. Ekholm, E. Turtola, M. Puustinen and K. Kallio (1995) Assessment of soluble phosphorus load in surface runoff by soil analyses. Agriculture, Ecosystems and Environment, 56, 53-62.

Wang D., J.M. Dorioz, D. Trevisan, D. C. Braun, L.J. Winhausen and J. Y. Vansteelant Use of a lanscape approach to interpret diffuse pollution in the Lac Léman basin, France and the Lake Champlain basin, USA" 30 p (en cours).

Effet du travail de sol et du mode d'application des fertilisants sur la teneur en phosphore des eaux de ruissellement

S.P. Guertin[1], G.M. Barnett[2], M. Giroux[1], A.F. Mackenzie[3], A. Pesant[2] et L.E. Parent[4]

Résumé, S.P. Guertin[1], G.M. Barnett[2], M. Giroux[1], A.F. Mackenzie[3], A. Pesant[2] et L.E. Parent[4], 2001. **Effet du travail du sol et du mode d'application des fertilisants sur la teneur en phosphore des eaux de ruissellement, *Agrosol*. 12 (2) : 98-102.** Cette étude a été réalisée à la Ferme Expérimentale d'Agriculture et Agroalimentaire Canada de Lennoxville et s'inscrivait dans un programme de sensibilisation pour la protection et la conservation de la ressource. L'exécution du projet s'est fait en parcelles confinées pour recueillir les eaux de ruissellement et de drainage de chaque traitement. Les facteurs étudiés étaient les modes de placement (2) et les travaux de sol (3). Le dispositif factoriel comportait trois répétitions. Les résultats ont montré que le travail du sol avec la charrue à versoir affecte particulièrement le volume d'eau ruisselé. L'importance et la fréquence des événements pluvieux jouent un rôle clé dans les pertes du phosphore particulaire (P-particulaire) du système cultural. Les quantités de P-particulaire dans les eaux de surface peuvent néanmoins être limitées par le choix du travail de sol.

Mots clés : travail de sol, phosphore, maïs, érosion, qualité de l'eau

Abstract, S.P. Guertin[1], G.M. Barnett[2], M. Giroux[1], A.F. Mackenzie[3], A. Pesant[2] and L.E. Parent[4], 2001. **Impact of soil tillage and fertilizer placement on the phosphorus content of runoff waters, *Agrosol*. 12 (2) : 98-102.** A study was carried out, at the Experimental Farm of Agriculture and Agrifood Canada at Lennoxville, to study the impact of soil tillage and fertilizer application on particulate-P losses in runoff and drainage water, from a corn crop on a hilly land. The studied factors were soil tillage system and fertilizer placement. The treatments were distributed according to factorial design with three replicates. The results showed that moldboard plow affected the runoff water volume. The main rainy events as well as the frequency of rainy periods played a key role in particulate-P losses from the crop system. The reduced risks of particulate-P contamination in runoff water may be done by choosing an appropriate soil tillage system. The particulate-P losses were more susceptible to occur in runoff water on moldboard plow rather than on minimum tillage systems.

Key words : soil tillage, phosphorus, corn, erosion, water quality

Introduction

L'eau de ruissellement transporte une quantité importante d'éléments nutritifs dont plusieurs sont associés à l'eutrophisation des cours d'eau (Sharratt et al, 2000). Parmi ceux-ci, on retrouve le phosphore qui est déterminant dans le niveau d'eutrophisation des plans d'eau (Beeuwsma et Silva, 1992; Machenthum, 1965) puisque beaucoup d'algues fixent leur azote de l'air (Levine et Schindler 1989).

La surfertilisation des sols notamment en grandes cultures a conduit à l'enrichissement des terres agricoles en certains éléments minéraux, notamment en phosphore. Les niveaux très élevés des sols en ce dernier élément atteignent des seuils jugés risqués pour l'environnement. Le phosphore se trouve concentré dans les vingt premiers centimètres du profil de sol (Guertin et al, 1997). Le déplacement de cette portion de sol vers les cours d'eau, lors d'événements pluvieux importants, entraîne avec son mouvement le phosphore particulaire et le phosphore dissous présent dans la solution du sol. Le contrôle des sources de fuites du phosphore devient un enjeu environnemental important.

Le phosphore particulaire est celui qui est attaché aux particules de sol minéral et organique alors que le phosphore dissous est celui présent dans la solution du sol sous forme d'ortho-phosphate et de phosphore organique dissous. Le phosphore particulaire représente une fraction importante du phosphore total retrouvé dans les sédiments. Pesant et al (1987) ont évalué à plus de 91% la fraction du phosphore total (Pt) sous forme particulaire transporté par les sédiments lors d'érosion hydrique sous travail conventionnel. Le mode d'entraînement, la source et les facteurs de régie du phosphore sont particulièrement importants pour en contrôler le déplacement par les eaux de ruissellement.

1. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), 3300, rue Sicotte, St-Hyacinthe, (Québec), J2S 7B8, CANADA
2. Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC), 2000, route 108 Est, C.P. 90, Lennoxville, (Québec), J1M 1Z3, CANADA
3. Collège MacDonald, Université McGill-Départ. Sci. Ress. Naturelles, 21 111, Lakeshore, Sainte-Anne-de-Bellevue, (Québec), H9X 3V9, CANADA
4. Université Laval, Cité Universitaire, Faculté de l'agriculture et de l'alimentation, Pavillon Comtois, Sainte-Foy, (Québec), G1K 7P4, CANADA

Quant à la fraction du phosphore dissous (ortho-phosphate et P_T organique soluble), elle se retrouve dans la solution du sol. Les systèmes de cultures et le mode de travail du sol en affectent sa concentration dans les eaux de ruissellement.

Il a été démontré que les pertes en Pt dans les eaux de ruissellement sont affectées par les pratiques culturales (Pesant et al, 1988). La prairie, le semis direct, le travail conventionnel du sol et la jachère sont par ordre croissant ceux sur lesquels se produisent les pertes en sol et en Pt les plus importantes lors d'événements pluvieux de fortes intensités. Selon Chow et al (2000), le labour au chisel réduit de façon marquée le ruissellement comparativement au travail conventionnel avec labour fait à l'automne à cause notamment de l'accroissement de la rugosité du sol favorable à l'infiltration de l'eau. Pesant et al (1987) ont également démontré que les pertes en sol et en P étaient plus grandes en travail conventionnel du sol qu'en semis direct. Par ailleurs, ces mêmes auteurs précisent que la perte en éléments minéraux dans l'eau de surface décroissait dans l'ordre suivant K>N-NO_3>P en semis direct alors qu'en sol travaillé conventionnellement elle se fait selon K>P>N-NO_3.

Méthodologie

La méthodologie expérimentale, en parcelles confinées, utilisée pour cet essai est la même que celle décrite dans Guertin et al (2000). Les modes de travail du sols sont : le labour (TC), le chisel (CH) et le semis direct (SD). Les échantillons d'eau de ruissellement ont été subdivisés en trois sous-échantillons pour effectuer les diverses analyses de détermination du contenu en phosphore et des solides en suspension. Un premier filtrat (Whatman no. 40) est conservé pour le dosage du Ptotal dissous et pour le P-PO_4. Un deuxième sous-échantillon n'a pas été filtré pour la détermination du Ptotal. Le troisième sous-échantillon est utilisé pour la détermination des solides en suspension (matière colloïdale et organique) selon la méthode gravimétrique décrite par le Ministère de l'Environnement du Québec (1987). Le phosphore particulaire est obtenu par différence entre le contenu en phosphore total non filtré et le phosphore total de la solution filtrée. Le dosage du phosphore dissous (P-PO_4) dans les filtrats a été effectué par colorimétrie (MENVIQ, 1986) et Technicon (Nault et Guilbault, 1985).

Pour la détermination de Pt dans les eaux brutes filtrées, la procédure de digestion-minéralisation décrite dans Clesceri et al (1989) a été utilsée préalablement au dosage dans les digestats par colorimétrie selon la méthode de Jackson (1958).

Résultats et discussion

Caractéristique de la pluviométrie annuelle

La saison de végétation 1995 fut particulièrement pluvieuse avec des accumulations d'eau de 835 mm alors que la normale basée sur les trente cinq dernières années a été de 752 mm. Au cours de cette période, il y a eu, notamment, cinq événements pluvieux d'importance laissant des accumulations d'eau de plus de 50 mm. Ces dernières précipitations se sont produites entre la mi-mai et la mi-septembre (Fig. 1).

En 1996, les quantités de pluie enregistrées ont été près de la normale avec 755 mm. Cinq événements pluvieux majeurs sont survenus. Contrairement à l'année 1995, ceux-ci se sont produits en début de saison, dont deux correspondant respectivement à celle de pré-semis (135.9 mm) et de post deuxième application d'azote (140.8 mm) (Fig. 2).

Volume d'eau de ruissellement

Pour l'ensemble des deux années considérées, il y a près de 70 % de plus d'eau de ruissellement dans le

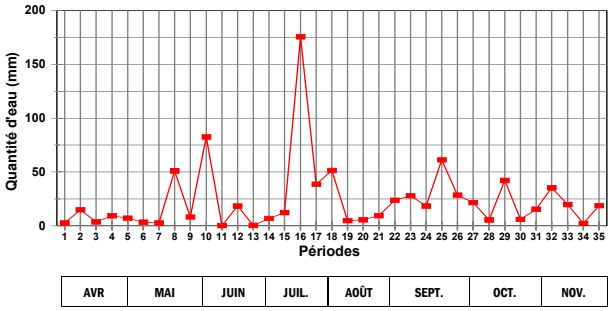


Figure 1. Distribution hebdomadaire des pluies (mm) d'avril à novembre, en 1995

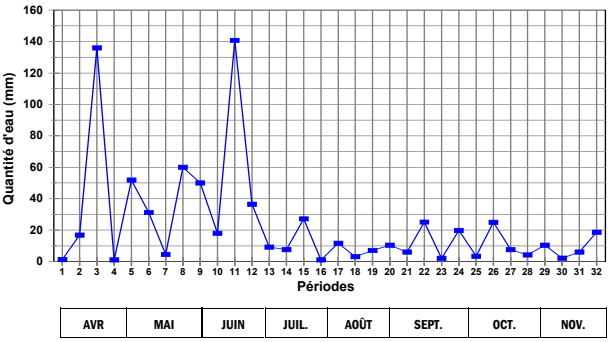


Figure 2. Distribution hebdomadaire des pluies (mm) d'avril à novembre, en 1996

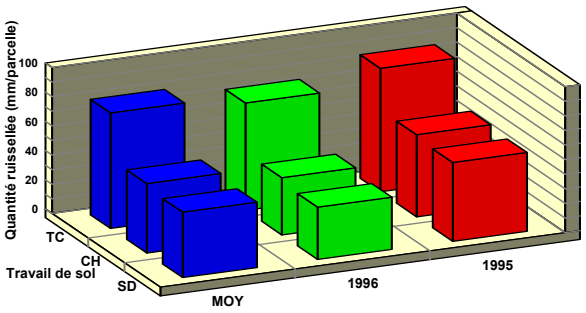


Figure 3. Distribution de la quantité d'eau ruisellée selon les travaux de sols

traitement avec travail conventionnel du sol que sous ceux avec travaux réduit du sol. En moyenne pour les deux années considérées, le volume d'eau ruisselé sous travail conventionnel se situait à 79.14 mm alors qu'il était respectivement de 47.59 et 44.81 mm d'eau par parcelle sous labour avec chisel et semis direct, respectivement (Fig.3). Ces résultats sont en accord notamment avec ceux obtenus par Chow et al (2000). Le croûtage de la couche superficielle suite au martèlement des gouttelettes de pluies sur le sol de

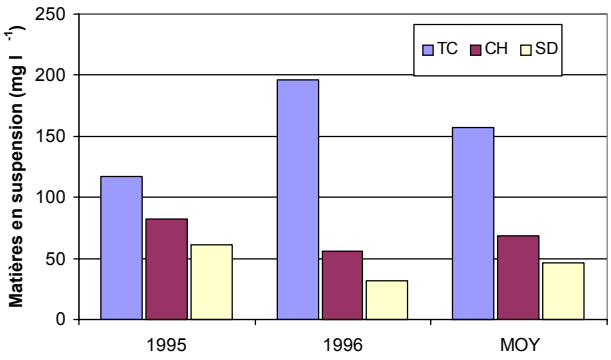


Figure 4. Effet du travail du sol sur la teneur de matière en suspension

surface contribue à la réduction du taux d'infiltration d'eau dans le sol conséquemment une plus grande quantité d'eau se trouve à ruisseler (Burwell et Larson, 1969; Agassi et al, 1981; Zhang et Miller, 1996) comparativement aux traitements avec des travaux réduits de sol où on retrouve généralement une plus grande infiltration d'eau lors des événements pluvieux .

Au cours de la saison de végétation 1995, les pertes d'eau par ruissellement ont, en moyenne, été plus élevées lorsque le sol avait été travaillé conventionnellement (84.78 mm/ parcelle) soit labour automnal suivi de passages de vibroculteur au printemps. Les quantités d'eau ruisselées étaient comparables pour les sols en semis direct et labourés avec chisel, avec respectivement 53.86 et 56.05 mm/ parcelle (Fig. 3).

En 1996, la quantité d'eau de ruissellement a été deux fois plus élevée sous les travaux en mode conventionnel comparativement à ceux en travaux réduit de sol (Fig. 3). Le travail en semis direct laisse échapper une quantité d'eau de surface légèrement inférieure avec 35.76 mm/parcelle par rapport au sol labouré avec chisel (39.13 mm d'eau/parcelle). Les résultats obtenus concordent avec ceux décrit par Pesant et al (1998).

Quantité de matière solide en suspension

En 1995, le cumul saisonnier de la quantité de matière solide en suspension (matière colloïdale et organique) retrouvée dans les eaux de surface était, en général, plus élevé dans les eaux de ruissellement recueillies dans les travauxc onventionnels de sol que dans celles obtenues sous les travaux réduits de sol (Tableau 1 et Fig. 4).

Ces résultats corroborent ceux de Sharrat et al (2000) qui expliquent ceci par la couverture de résidus laissés en surface du sol qui est plus importante dans le cas de labour avec chisel qu'avec la charrue à versoir, accroissant de ce fait la rugosité du sol de surface favorable à l'infiltration d'eau.

Tout comme l'année précédente, en 1996 la quantité cumulative de matière en suspension dans l'eau de surface est plus grande lorsque le sol a été travaillé de façon conventionnelle comparativement à celles obtenues sous les

Tableau 1. Analyse de variance des variables reliées à la qualité des eaux de ruissellement 1995 – 1996

DESCRIPTION VARIABLES	TRAVAIL DU SOL				MODE D'APPORT				TRAVAIL SOL * MODE D'APPORT			
	DL	VAR	F	PROB.	DL	VAR	F	PROB.	DL	VAR	F	PROB.
1995												
Volume d'eau ruissellée												
Eau cumulative ruisselée	2	1856.1	6.17	*	1	2065.3	6.86	*	2	1105.1	3.67	n.s.
Teneur cumulative												
Solide en suspension	2	4480.5	12.20	***	1	318.4	0.87	n.s.	2	1857.6	5.07	n.s.
Matière volatile	2	4.8	10.79	**	1	0.2	0.4	n.s.	2	1.7	3.88	n.s.
Teneur cumulative												
Phosphore total	2	8071.8	8.50	**	1	295.7	0.31	n.s.	2	4623.1	4.87	n.s.
Phosphore total dissous	2	3.02	0.18	n.s.	1	9.8	0.58	n.s.	2	2.1	0.13	n.s.
Phosphore particulaire	2	8108.5	9.28	**	1	362..3	0.41	n.s.	2	4758.4	5.45	n.s.
1996												
Volume d'eau ruissellée												
Eau cumulative ruissellée	2	2014.5	14.34	***	1	77.4	0.55	n.s	2	72.2	0.51	n.s.
Teneur cumulative												
Solide en suspension	2	36078.5	17.29	***	1	10767.3	5.16	n.s.	2	8020.7	3.84	n.s.
Matière volatile	2	44.2	22.4	***	1	16.8	8.51	*	2	11.0	5.58	*
Teneur cumulative												
Phosphore total	2	31963.3	46.73	***	1	1161.0	1.70	n.s.	2	1702.1	2.49	n.s.
Phosphore total dissous	2	0.3	0.68	n.s.	1	4.4	9.69	*	2	0.6	1.31	n.s.
Phosphore particulaire	2	30640.6	41.83	***	1	663.2	0.91	n.s.	2	1071.1	1.46	n.s.

*significatif au seuil de probabilité de 0.05, **significatif au seuil de probabilité de 0.01, n.s. : non significatif, $N\text{-}NO_3$: nitrate , $P\text{-}PO_4$: ortho-phosphate

travaux réduits de sol. L'importance des quantités de matière en suspension dans l'eau de ruissellement décroît selon que l'on passe de travail conventionnel à labour avec chisel à semis-direct.

Quantité de matière solide volatile

En 1996, la quantité de matière solide volatile a été trois fois plus élevée sous les travaux de sol fait conventionnellement que sous ceux en travaux réduit (chisel). C'est sous le travail en semis direct qu'il a été le moins élevé avec des pertes à l'échelle de la parcelle de 0.42 mg/l comparativement à 0.66 et 1.90 mg/l pour les sols travaillés avec chisel et conventionnellement avec labour automnal, respectivement (Fig. 5)

Contenu en P particulaire de l'eau ruissellée

Dans l'ensemble, les concentrations cumulatives de phosphore emportées par les particules de sol ont été particulièrement importantes lors des événements pluvieux majeurs aux endroits où le sol de surface a été travaillé conventionnellement avec labour automnal et passage du vibroculteur au printemps contrairement au sol travaillé de façon minimale. En 1996, la perte cumulative de phosphore particulaire a été 2.5 fois plus élevée sous le travail conventionnel de sol comparativement à celle sous les travaux minimaux du sol (Fig. 6).

La surface du sol plus meuble produit sous le travail conventionnel du sol pourrait expliquer la plus grande vulnérabilité des particules de sol de surface à être déplacées par l'eau ruisselante lors des fortes précipitations de pluie.

Teneur en P ortho de l'eau ruissellée

Dépendamment de la période considérée au cours de la saison de végétation, l'importance des pertes en ortho-phosphate dans l'eau de ruissellement varie selon le travail du sol effectué de même que selon le mode de placement des fertilisants effectué sur les différents travaux du sol.

Les résultats montrent que la teneur en ortho-phosphate dans l'eau de surface est plus important dans les sols en semis-direct (Fig. 7) suivi de ceux en travail conventionnel sur lesquels les fertilisants sont appliqués à la volée comparativement à ceux en travail réduit lorsque l'engrais est placé en bande. La formation d'une couche durcie en surface du sol limiterait le taux d'infiltration d'eau lors des événements pluvieux entraînant, en plus du déplacement d'eau, les sédiments contenant des éléments fertilisants appliqués à la volée. Le semis-direct montre un risque le plus élevé de laisser échapper de l'ortho-phosphate comparativement à celui préparé au chisel, principalement lorsque l'engrais est mis à la volée au semis.

Conclusion

Les travaux de sol et l'importance des événements pluvieux affectent de façon déterminante les pertes en phosphore du sol, principalement, par le déplacement des particules de sol de surface. Conséquemment, toute pratique culturale, comme celles du semis direct ou du labour automnal avec chisel, offrant une protection physique ou favorisant une infiltration rapide de l'eau de pluie contribuerait à limiter les risques environnementaux provenant principalement du phosphore particulaire.

Références bibliographiques

Agassi, M., I. Shainberg and J. Morin. 1981. Effect of electrolyte concentration and soil sodicity on the infiltration rate and crust formation. Soil Sci. Soc. Am. J. 48 : 848-851.

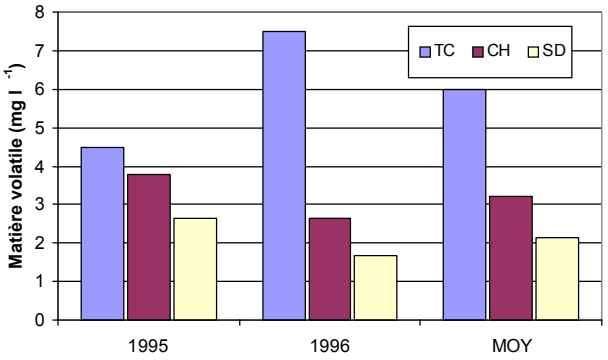


Figure 5. Effet du travail du sol sur la teneur en matière volatile de l'eau ruisselée

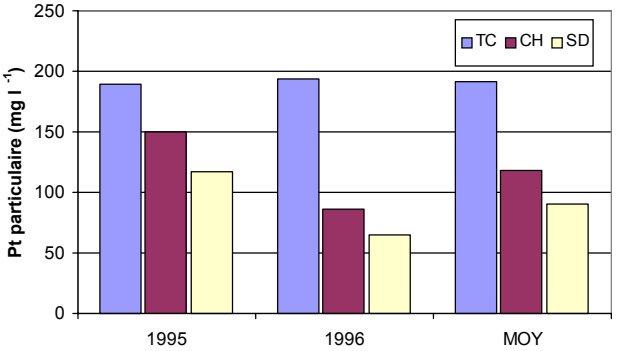


Figure 6. Effet du travail du sol sur la teneur en Pt particulaire dans l'eau ruisselée

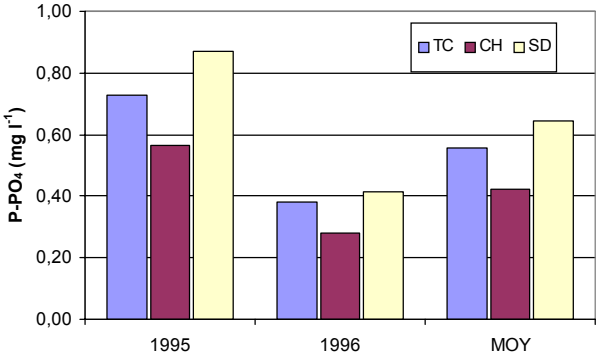


Figure 7. Effet du travail du sol sur la teneur saisonnière en PO_4 de l'eau ruisselée

Clesceri, L.S., A.E. Greenberg et R.R. Trussell 1989. Standard methods for the examination of water and wastewater, 17e édition, Port City Press, Baltimore.

Breeuwsma, A. and S. Silva 1992. Phosphorus fertilisation and environmental effects in the Netherlands and the PO region Rep. 57 Agric. Res. Dep. Wimand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research, Wageningen, The Netherlands.

Burwell, R.E. and W.E. Larson. 1969. Infiltration as influenced by tillage-induced random roughness and pore space. Soil Science Society of America Proceedings 33 : 449-452.

Chow, Y.L., H.W. Rees and J. Monteith. 2000. Seasonal distribution of runoff and soil loss under four tillage treatments in the upper St-John River Valley New Brunswick, Canada

Guertin, S.P., G.M. Barnett, M. Giroux, A.F. Mackenzie, A. Pesant et L.E. Parent. 2000. Effet de pratiques culturales dans la culture de maïs, en terrain vallonné, sur les risques de contammination des eaux de ruissellement et de drainage. *Agrosol* déc. 2000 vol. 11 n°2 : 107-113.

Guertin, S.P., G.M. Barnett, M. Giroux, A.F. Mackenzie, A. Pesant et L.E. Parent. 1997. Évaluation des besoins N,P,K dans la culture du maïs selon les caractéristiques du sol et des systèmes culturaux. Rapport produit dans le cadre du programme de l'Entente Canada-Québec pour un environnement durable

Jackson, M.L. 1958. Soil chemical analysis, Prentice-Hall, Englewood Cliffs pp. 498.

Levine, S.L. and D.W. Schindler. 1989. Phosphorus, nitrogen and carbon dynamics of Experimental Lake 303 during recovery from eutrophication. Sci. 46 : 2-10

Machenthum, K.M. 1965. Nitrogen and phosphorus in water. U.S. Dept. Health, Education and welfare, Public Health Service, Div. Of Water Supply and Pollution Control, Washington, D.C.

Ministère de l'Environnement, Gouvernement du Québec. 1986. Eaux- Détermination des ortho-phosphates, méthodes colorimétrique automatiséeavec l'acide ascorbique, pp. 17.

Ministère de l'Environnement, Gouvernement du Québec. 1987. Eaux détermination des solides en suspension totaux et volatils, méthode gravimétrique. MENVIQ 87.05/104 S.S.-1.1

Nault, V. et J. Guilbault 1985. Répertoire des méthodes d'analyse de sols et de fumiers. Conseil des Productions végétales du Québec ADGEX 533, 82pp.

Pesant, A.R., J.L. Dionne et J. Genest. 1987. Soil and nutrients losses in surface runoff from conventional and no-till corn systems. Can. J. Soil Sci. 67 : 835-843.

Pesant, A.R., M. Perron, G.M. Barnett, S.P. Guertin, A. Bélanger et G. Ganbazo. 1998. Effet de la période et du type de travail primaire du sol sur les déplacements d'azote et phosphore dans les eaux de surface et de drainage. Entente Canada-Québec pour un environnement durable en agriculture. Dossier no. 11-39448820-083

Sharratt, B.S., M.J. Lindstrom, G.R. Benoit, R. A. Young and A. Wilts. 2000. Runoff and soil erosion during spring thaw in northern U.S. corn belt. J.Soil and Water Conserv. 55 :487-494.

Zhang, X.C. and W.P. Miller. 1996. Physical and chemical crusting processes affecting runoff and erosion in furrows. Soil Sci. Soc. Am. J. 60 : 860-865.

Couvert végétal et vents au sol en climat méditerranéen semi-aride à l'échelle du plateau de Mostaganem (Algérie).

El. Smahi[1] , Kh. Remaoun[2] et L. Kouri[1]

Résumé, El. Smahi[1] , Kh. Remaoun[2] et L. Kouri[1], 2001. **Couvert végétal et vents au sol en climat méditerranéen semi-aride à l'échelle du plateau de Mostaganem (Algérie), *Agrosol*. 12 (2) : 103-107.** Le plateau de Mostaganem est situé dans le domaine littoral de l'Algérie orientale. Il est soumis à un climat méditerranéen semi- aride (précipitation< 400 mm/an). L'occupation du sol y est passée de la forêt à la vigne à l'époque coloniale (1867) puis après la décolonisation à la céréaliculture (entre 1972, date de l'arrachage du vignoble et 1997). On compare l'effet de deux types de cultures sur la vitesse du vent au sol en vue d'apprécier l'érosion éolienne, dans une région favorable à l'action du vent (situation géographique littorale, stock sableux abondant, topographie peu accidentée et surélevée par rapport à la mer). La comparaison entre ces deux systèmes de cultures a montré que la vigne protège mieux le sol que la céréaliculture pendant une grande période de l'année (de mars à août) qui comprend la fréquence la plus grande en vents dynamiques.

Par conséquent, le passage d'une culture pérenne à une culture annuelle n'a fait que favoriser la reprise de l'érosion éolienne. Cependant, il subsiste un espoir : depuis 1994, il y a retour à la politique de reconstitution du vignoble, dans la région ouest de l'Algérie.

Mots clés : Algérie, Tell oranais, plateau de Mostaganem, érosion éolienne, couvert végétal.

Abstract, El. Smahi[1] , Kh. Remaoun[2] and L. Kouri[1], 2001. **Vegetative cover and winds at ground level, under semi-arid mediterranean climate on the Mostaganem plateau (Algeria), *Agrosol*. 12 (2) : 103-107.** The plateau of Mostaganem is located in the littoral zone of Eastern Algeria, with semi-arid Mediterranean climate (precipitation: <400 mm/year) The soil cover passed from forest to grapevine in the colonial period (1867) and then to small grains after decolonization (between 1972, date of removal of the vineyard and 1997). We compare here the impact of the two last types of soil cover on the wind speed near the soil to assess the effect on wind erosion, in a region exposed to the action of the wind for its coastal situation and the existence on abundant sand stock for geological reasons. The comparison shows that the grapevine protect the soil better that cereals, which afford no soil cover from March to August, the period with the higest frequency of effective winds.

However, there is a hope as since 1994, we thougth about to reconstitute the vineyard, in the west region of Algeria.

Keywords: Algeria, Tell of Oran, Plateau of Mostaganem, Wind erosion, Vegetation.

Introduction

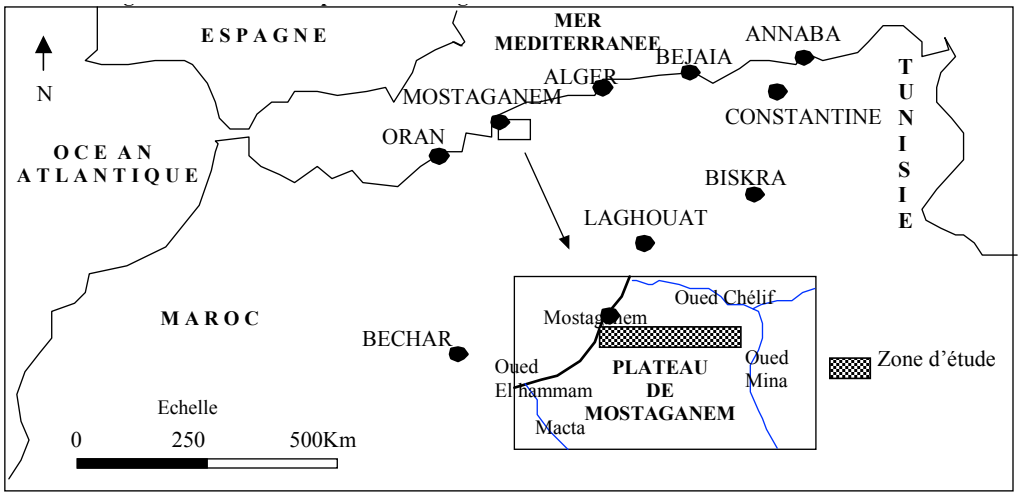
Les problèmes de l'érosion éolienne se posent avec acuité dans les zones à climat aride où de grandes superficies dénudées sont exposées aux vents dynamiques, d'où une remobilisation des sables. Dans ce contexte, ils ne sont pas circonscrits aux seules régions du sud algérien. En effet, ils sont loin d'être négligeables sur les littoraux : c'est le cas du plateau de Mostaganem, riche zone agricole où on observe l'extension des dunes, avec des phénomènes d'ensablement des cultures et des infrastructures (routes par exemple).

Ce sont les caractéristiques du milieu (position en bordure de mer, présence du débouché de deux cours d'eau : à l'ouest, l'oued El hammam et à l'est, le Chélif) et les conditions historiques et socio-économiques (déforestation coloniale, arrachage du vignoble en 1972 et extension de la céréaliculture) qui en sont responsables.

Ce travail a pour but de mettre d'abord en évidence les processus d'ensablement en relation avec les changements dans

1. Université de Mostaganem. (Algérie)
2. Université d'Oran. (Algérie)

Figure 1. **Situation du plateau Mostaganem dans le Tell oranais**



l'occupation du sol et les caractéristiques des régimes de vent. Ensuite, nous avons tenté de voir à quelle période de l'année la céréaliculture (culture annuelle) et le vignoble (culture pérenne) sont susceptibles de protéger efficacement le sol.

Le choix de ces cultures ne s'est pas fait au hasard, nous avons tenu compte de l'histoire et de l'évolution temporelle : le défrichement massif du plateau et l'implantation du vignoble sur 90 % de la surface agricole utile pendant la colonisation, puis l'arrachage du vignoble en 1972 et son remplacement par la céréaliculture.(Isnard, 1975).

1. Le plateau de Mostaganem

Le plateau de Mostaganem est situé sur le littoral oranais à 80 km environ à l'est d'Oran (Algérie occidentale); il est « perché » au-dessus d'une côte basse, bordée de plages, à 200 m d'altitude moyenne. Il s'y relie grâce à un escarpement de 150 m de haut (falaise morte) : le terme de « plateau » lui vient donc de cette position car sa surface est ondulée avec des pentes de 3 % à 12 %. Il est balayé constamment par les vents issus soit de la circulation générale des masses d'air, soit des contrastes thermiques entre la terre et la mer (brise de mer et de terre). (fig. 1)

1.1. Abondance de sable

Le stock sableux est abondant et a plusieurs origines. En bordure de côte, il est constitué essentiellement par le remaniement du sable des plages (avec des apports de deux cours d'eau : l'oued El hammam, qui débouche sur la Macta à l'ouest et le Chélif à l'est) et par le cordon dunaire du haut de l'estran (20-30 m de haut). Sur le plateau, l'origine est plus variée : les dunes vives de la bordure du plateau, quatre générations de dunes consolidées (deux sont à dalle calcaire rose saumonée et croûte d'âge quaternaire ancien, une du Quaternaire moyen comporte un paléosol rubéfié et les dunes du Quaternaire récent sont grésifiées, ont une structure à stratifications entre-croisées typiques et un encroûtement peu prononcé), les grès lumachelles calabriens (Pliocène supérieur), les marnes sableuses et les grès à huîtres du Pliocène inférieur qui affleurent ou font partir du substrat. (Brives et Dalloni, 1913; Remaoun, 1981; Thomas, 1985)

1.2. Occupation du sol

L'étude de l'évolution de l'occupation agricole du sol et du couvert végétal de 1960 à 1997 montre qu'il y a eu d'importantes modifications qui sont autant de facteurs « favorables » à la dynamique éolienne :

- Le vignoble qui occupait 90 % des terres cultivées en 1958 (Heni, 1998; Santa, 1958), avait été implanté par les colons français, après un défrichement massif du plateau (forêt de chênes verts, de thuya), mais avec un aménagement de brise-vent.

- Depuis 1960, on assiste à une baisse considérable de la vigne, du fait de la politique d'arrachage de 1972. En 1960, elle occupait 9485 ha soit 70,2 % de la superficie totale cultivée, actuellement, elle s'étend sur 496 ha soit 3.7 %, du fait surtout de la politique de replantation du vignoble de table, mise en place à partir de 1994.

- Par contre, le taux d'occupation du sol par la céréaliculture a augmenté de + 49 % environ : de 16.7 % en 1960, il est actuellement de 65.8 %. Cette augmentation a été très rapide, puisque, elle s'est faite juste après l'arrachage du vignoble en 1972. La surface occupée par la céréaliculture représente 8885 ha, dont seuls 1668 ha (soit 18.33 %) sont relativement protégés avec des haies.

L'espace agricole du plateau a donc subi des mutations profondes avec extension importante de la céréaliculture, omniprésente dans les paysages ainsi

Tableau 1. **Évolution de la S.A.U de 1960 à 1997 à l'échelle de la zone d'étude**

	1960		1997	
	Superficies(ha)	%	Superficies (ha)	%
Cultures céréalières	2262	16.7	8885	65.8
Cultures maraîchères	262.81	1.9	929	6.9
Vigne	9485	70.2	496	3.7
Arboriculture	400	3	228.8	1.6
Forêt + Matorral	765	5.7	382.5	2.8
Terrain nu	268	2	2459.51	18
Constructions	62	0.5	127	0.9

superficie total de la zone test:13.507,81ha

S.A.U. : superficie agricole utile

qu'une augmentation des terres « nues » (2 à 18 %), une baisse de l'arboriculture, de la vigne et de la végétation ligneuse en général (tab.1). Cependant, il faut souligner le fait qu'en ce qui concerne la viticulture, le mode de culture du raisin de table par rapport à la vigne de cuve diffère : le premier protégeant mieux le sol de l'érosion éolienne.(Smahi, 2001)

2. Étude analytique des vents de la région

2.1. Choix d'une zone d'étude

Une partie seulement du plateau a fait l'objet de nos d'analyses. La zone test choisie, d'une superficie de 13.507 ha, est une bande allongée W/E et dont les coordonnées géographiques sont :

x1 :290 **y1 :260**

x2 :294 **y2 :290**

(cartes topographiques, feuille n°3/4 ; 7/8 de Mostaganem,1/2 ; 5/6 de Bel-Hacel, échelle : 1/25.000).

Elle est limitée naturellement à l'ouest par la côte et à l'E et S/E par la forêt « d'Ennaro » et les monts du « Djezzar » et artificiellement au N et au S par une ligne correspondant à la limite des photos aériennes disponibles (mission : 1972-128/200). Elle a été choisie car elle représente toutes les caractéristiques du plateau : elle a une vocation essentiellement agricole et l'on y retrouve les mêmes types de cultures que sur le plateau (maraîchage, céréaliculture, arboriculture et vignoble). La pluviométrie est inférieure à 400mm/an, variable d'une année à l'autre et avec une longue saison sèche durant l'année (7mois). Les températures moyennes sont de 17,65°C, avec des maxima de 23.1°C, des minima de 12.2°C et des pointes atteignant 31 et 32 °C en juillet -août.

2.2. Analyse des vents efficaces

Les données ont été recueillies auprès de l'Office national de la météo d'Oran (Algérie) et couvrent la période de 1990 à 1997. Elles sont ventilées selon 16 directions et 8 relevés quotidiens (0h, 3h, 6h, 9h, 12h, 18h et 21h). L'analyse des vents est fréquentielle et tient compte des deux paramètres principaux : la direction et la vitesse des vents, en tenant compte du fait, qu'un vent ne peut être dynamique, qu'à partir d'une vitesse-seuil qui est 0,5m/s (Aimé, 1991; Bagnolds, 1953; Belmahi, 1998). Quatre classes de vitesse (cv) ont été choisies arbitrairement (de 4 en 4), pour des fins de comparaison avec les résultats existants déjà.

Les mois pendant lesquels la vitesse des vents est la plus élevée de l'année sont décembre (10,2 %), janvier (10,1 %), mars (11,3 %). (tab. 2).

Les vents dynamiques les plus fréquents sont par ordre, ceux du N (14 %); de l'W (13,3 %); de l'WSW (9,2 %) et du NNE (7,6 %). Leur vitesse maximale est de 17m/s-18m/s, soit 61,2-101 km/h (tab. 3) et les fréquences élevées sont à 12 heures et à 15 heures, heures les plus chaudes de la journée (tab. 4).

Tableau 2. Fréquence mensuelle des vents dynamiques par classe (1990/1997)

Mois cv(m/s)	Sep	Oct	Nov	Déc	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Août	Total
5-8	266	282	327	410	446	313	445	418	361	402	275	272	4217
9-12	32	71	76	85	55	69	99	91	62	59	33	22	754
13-16	5	12	5	22	9	7	24	16	2	2		1	105
>16	2	1		3	4		8	1				3	22
Total	305	366	408	520	514	389	576	526	425	463	308	298	5098
%	6	7.2	8	10.2	10.1	7.63	11.3	10.3	8.3	9.1	6	5.8	100

Tableau 3. Fréquence des vents dynamiques par direction (1990-1997)

D V m/s	N	NNE	NE	ENE	E	ESE	SE	SSE	S	SSW	SW	WSW	W	WNW	NW	NNW	Total
5-8	592	313	164	213	238	157	130	102	281	305	238	317	507	214	209	232	**4211**
9-12	104	64	24	11	14	12	15	6	20	39	62	116	156	37	37	43	**760**
13-16	13	7	2	1	1	0	0	0	0	5	14	36	14	2	2	8	**105**
>16	5	1	1	2	1	0	0	3	1	3	0	2	2	0	1	0	**22**
Total	714	385	191	227	254	169	145	111	302	352	314	471	679	253	249	283	**5098**
%	**14,01**	**7,55**	3,75	4,45	4,98	3,32	2,84	2,18	5,92	6,90	6,16	**9,24**	**13,32**	4,96	4,88	5,55	**100**

Tableau 4. Caractérisation des heures selon la fréquence des vents et des calmes à Mostaganem

Heures V	0h	3h	6h	9h	12h	15h	18h	21h	Total
Calmes	1217	1182	1337	1074	527	425	904	1269	7935
(1) %	55	54	61	49	24	19	41	58	42
1-4 m/s	575	587	689	761	1039	835	803	569	5858
(2) %	26	27	31	35	47	38	36	26	31
> 5m/s	411	421	522	627	**831**	**1133**	756	397	5098
(3) %	19	19	24	28	38	51	34	18	27
Total	2203	2190	2548	2462	2397	2393	2463	2235	18891

(1)pourcentage des calmes par rapport au total des relevés horaires.

(2)pourcentage des vents 1-4m/s par rapport au total des relevés horaires

(3)pourcentage des vents > 5m/s par rapport au total des relevés horaires

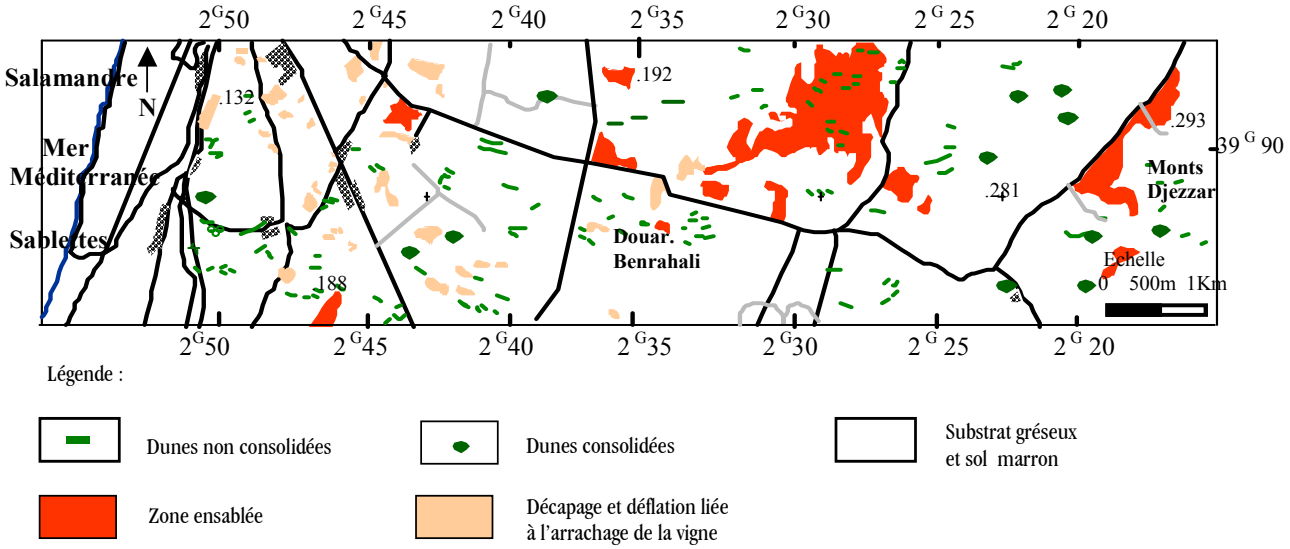


Figure 2. **Localisation des processus éoliens sur la zone test**

3. Résultats

Les effets de la dynamique éolienne sont différenciés spatialement : dans la partie W, dominent la déflation et le transit éolien, sur sa moitié E, nous avons relevé des phénomènes d'ensablement de cultures (fig. 2). A cet effet, nous avons considéré qu'une zone est ensablée quand :

- le sol, recouvert d'une couche de sable (quelque soit son épaisseur), devient stérile.
- ou, lorsque les cultures existantes sont ensevelies sous une couche de sable épaisse qui est colonisée par la suite, par de la végétation naturelle (annuelle, graminées par ex.).

Ou bien encore, quand les travaux de labours n'atteignent plus le sol (sol dans le sens agricole ou pédogénétique du terme).

Les zones ensablées s'étendent sur 635 ha environ et les zones décapées sur 350 ha. L'évolution entre 1972 et 1985, nous donne une progression annuelle de l'ensablement de 2.2 %, soit environ 1 ha. Nous avons noté que la majorité des zones décapées par le vent et situées dans la partie occidentale de la zone test, correspond aux vignobles arrachés et remplacés par les céréales avec jachère. De même, les zones ensablées sont des champs de céréales.

Dans cette optique, nous avons voulu voir l'effet que pourraient avoir deux types de cultures par rapport à l'érosion éolienne (céréaliculture et vignoble). Nous avons corrélé trois facteurs principaux : le cycle végétatif de l'espèce, le type de travaux qu'elle requiert et les fréquences des vents dynamiques au cours de l'année.

Les cultures céréalières protègent efficacement le sol et réduisent la vitesse du vent au ras du sol durant les mois de février (7.63 %), mars (11.3 %), avril (10.3 %) et mai (8.3 %). (fig. 3). Pendant le reste de l'année, soit de juin à janvier, le sol est nu (moisson, travaux de préparation du sol et phase correspondant à certains stades de la période végétative : semis, levée, stade 1 feuille + 4 feuilles, début tallage). Or, de juin à septembre, le milieu est particulièrement sensible ou fragile vis-à-vis de l'érosion éolienne (des températures élevées et une pluviométrie très faible à nulle, 5.8 à 9 % des vents dynamiques y soufflent).

Contrairement aux cultures annuelles, le vignoble joue un rôle efficace dans la réduction de la vitesse du vent pendant

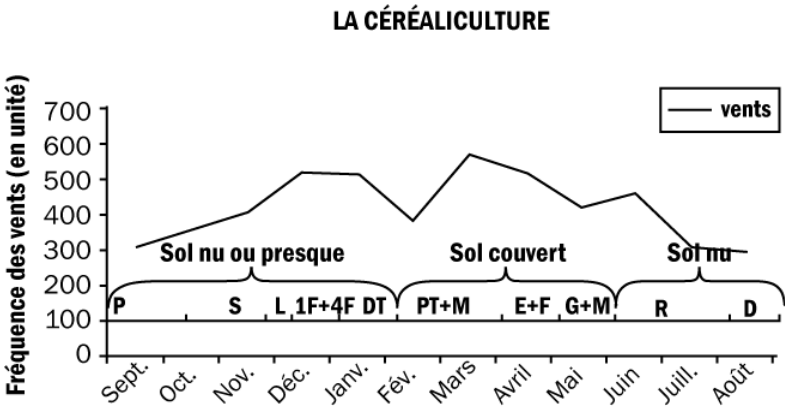


Figure 3. **Relation entre le vent dynamique (selon la valeur de sa vitesse) à Mostaganem et le cycle végétatif des céréales**

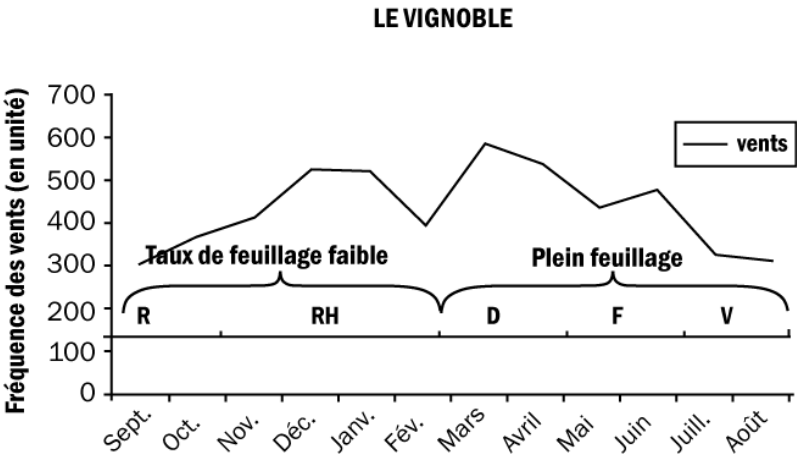


Figure 4. **Relation entre le vent dynamique (selon la valeur de sa vitesse) à Mostaganem et le cycle végétatif de la vigne**

une période relativement longue (de mars à août) qui coïncide avec la fréquence la plus grande en vents dynamiques : mars, avril, mai, juin, juillet et août; mars (11,3 %) et juin (10,8 %) étant les plus venteux avec des vents pouvant atteindre respectivement des vitesses de 18m/s (65 km/h) et 12m/s (43,2 km/h). C'est aussi pendant ces deux mois que se produisent le débourrement, la floraison et la véraison.

Cependant, nous constatons une efficacité moindre de cette culture durant les mois de septembre, octobre, novembre, décembre, janvier et février à cause du taux de feuillage moins important (repos hivernal) (fig. 4).

Conclusion

Le plateau de Mostaganem est situé sur le littoral oranais (Algérie occidentale), ne possédant aucune protection naturelle, de ce fait, il est ouvert aux vents d'W et du N. Les formations lithologiques du Quaternaire qui le caractérisent fournissent un stock sableux mobilisable, non négligeable ce qui facilitent l'action de l'ensablement. Cette situation est générée, guidée par l'agent moteur du phénomène d'ensablement : les vents dynamiques les plus fréquents sont ceux du secteur N (35,7 %) et d'W (27,5 %).

Le plateau de Mostaganem a connu des modifications importantes dans l'occupation du sol depuis la colonisation jusqu'à nos jours. La vigne a remplacé la forêt qui couvrait le plateau après un défrichement massif en 1867, qui a probablement déclenchée l'érosion éolienne. Celle-ci a été accentuée par l'arrachage de la vigne en 1972 et sa substitution par la céréaliculture. Actuellement, la replantation du vignoble a repris depuis 1994. Ce qui nous a amené à faire une comparaison entre ces deux cultures (céréaliculture et vigne) du point de vue protection vis-à-vis de l'érosion éolienne.

La comparaison entre ces deux systèmes de culture par rapport à la dynamique éolienne montre que la probabilité de la dégradation du sol occupé par la céréaliculture est plus grande que celle occasionnée par la présence de la vigne; d'autant plus que généralement, la vigne est plantée en rangs très serrés, perpendiculaires aux vents dynamiques les plus fréquents, et entre les rangées on associait souvent le seigle. Cette disposition constituait un brise-vent idéal et assurait une bonne protection du sol.

Enfin les zones de décapage correspondant à l'arrachage de la vigne avaient comme conséquences l'ensablement des parcelles de céréales de la partie E de la zone.

Références bibliographiques

Aimé, S., 1991. Étude écologique de la transition entre les bioclimats subhumides, semi-arides et arides dans l'étage thermo- méditerranéen du Tell oranais (Algérie occidentale). *Thèse de doctorat*, Univ. De droit d 'économie. Aix-Marseille III, 300 p.

Bagnolds, R.A., 1953. Forme des dunes de sable et régimes des vents. Actions éoliennes, *Colloques, Inst. CNRS*, Paris, pp 23-32.

Belmahi, M.N., 1998. Le littoral d'Elmalah : érosion et aménagement. *Thèse de Magister*. Uni. Es-Senia- Oran. 175 p.

Brives, A. et M. Dalloni, 1913. Carte géologique de Mostaganem –Belle Côte au 1/50.000, service géologique d'Algérie. Imp. A. Jourdin, Alger

Heni, S., 1998. Dynamique agraire dans le plateau de Mostaganem. *Thèse de Magister* Es-Sénia Oran, 218 p.

Isnard, H., 1975. La viticulture algérienne , colonisation et décolonisation, Rev. Méditerranée n°4 ; 10 p.

Remaoun, K. H., 1981. Le littoral oranais d'Oran aux Andalouses :recherches géomorphologiques. *Thèse de doctorat 3° cycle*, Lille, 303 p.

Santa S., 1958. Carte de la végétation de l'Algérie, Bosquet Mostaganem, échelle 1/200.000

Smahi El., 2001. Étude du phénomène d'ensablement sur le plateau de Mostaganem et propositions d'aménagement. *Thèse de Magister* Es-Sénia Oran, 124 p.

Thomas G., 1985. Géodynamique d'un bassin intramontagneux, le bassin du bas Chélif occidental (Algérie), durant le Mio-Plio-Quaternaire. *Thèse de doctorat d'état ès-sciences*, Université de Pau, 594 p.

Effets d'apports de bois rameaux fragmentés (BRF) et d'un compost combinés à des rotations avec engrais verts sur les rendements en pomme de terre et l'incidence de la gale

B. Otrysko[1] et F. Pagé[2]

Résumé, B. Otrysko[1] et F. Pagé[2], 2001. **Effets d'apports de bois rameaux fragmentés (BRF) et d'un compost combinés à des rotations avec engrais verts sur les rendements en pomme de terre et l'incidence de la gale.** ***Agrosol.*** **12 (2) : 108-117.** Les effets à moyen terme (5 ans) des apports aux deux ans de BRF (bois raméaux fragmentés) et d'un compost (fumier et tourbe) ont été évalués sur les rendements, la qualité et le contrôle de la gale chez la pomme de terre. Les traitements ont consisté en une monoculture de pommes de terre, de systèmes en rotation de 2 ans (pommes de terre et seigle enfoui comme engrais vert ou paille, avec ou sans apport de 25 Tha^{-1} de BRF ou de 12 T ha^{-1} de compost) et d'un système en rotation de 3 ans (pommes de terre, sarrasin et seigle, ces deux derniers étant enfouis comme engrais vert). La culture de pommes de terre a été réalisée en 1995, 1997 et 1999. Les engrais verts ont été enfouis en juillet et les BRF ou paille aux mois de septembre précédant la culture de pommes de terre. Le compost a été appliqué au printemps juste avant la plantation des pommes de terre. Une fertilisation complète a été appliquée dans toutes les parcelles. Les différences significatives ($p < 0,05$) les plus importantes ont été observées entre le témoin (monoculture) et les traitements de culture en rotation couplés à des apports de compost ou de BRF. Les plus faibles rendements ont été obtenus avec la monoculture de la pomme de terre et les plus élevés avec le compost (11 à 29 % supérieurs) et les BRF (8 à 14 % supérieurs). Une augmentation significative de la densité relative et de la quantité de matière sèche du tubercule a été obtenue avec les BRF. L'incidence de la gale a été la plus élevée sous la monoculture, et la plus faible sous la rotation de culture avec BRF. L'application de compost a permis d'augmenter significativement à la première année seulement par rapport aux autres traitements les teneurs en MO et N totaux, et en P, Ca et Mg échangeables du sol. Comparé aux autres traitements, le pH du sol a augmenté significativement avec ajout des BRF et du compost. On note également dans les sols des teneurs de plus en plus élevées de 1995 à 1999 en matière organique et en bases échangeables du sol avec les apports de BRF. Les BRF ont toutefois occasionné une diminution de la teneur en $N\text{-}NO_3$ du sol et en N chez le tubercule sans affecter apparemment le rendement. Dans un système de culture en rotation, les BRF incorporés au sol l'année précédant une culture en pommes de terre, ou le compost incorporé juste avant la culture, seraient des pratiques agricoles bénéfiques et pourraient permettre des rotations courtes tout en réduisant les applications des fertilisants minéraux et de chaulage. Les BRF sont d'autant plus intéressants qu'ils permettraient de réduire de façon importante l'incidence de la gale.

Mots clés : bois raméaux fragmentés, BRF, compost, rotation de culture, pomme de terre, *Streptomyces scabies*.

Abstract, B. Otrysko[1] and F. Pagé[2], 2001. **The effect of ramial chipped wood (RCW) or a compost combined with crop rotations and green manure crops on potato yields and scab incidence.** ***Agrosol.*** **12 (2) : 108-117.** The objective of this research was to examine the effects of the addition of ramial chipped wood (RCW) or a compost in a two and three year rotation sequence on the yield and quality of potatoes as well as on the incidence of scab. The treatments were: potato monoculture, a two year rotation with rye turned under as a green manure crop or as mature straw with or without the addition of 25 T/ha RCW or 12 T/ha compost; and a three year rotation of potato-buckwheat-rye, the latter two turned under as green manures. Potatoes were cultivated in 1995, 1997 and 1999. The rotation crops were incorporated as green manures in July or as straw in September. The RCW was applied in September preceding potatoes in the rotation. The compost was applied just before planting the potato crop in the spring. In all of the treatments, a complete fertilizer was applied to the potato crop in the furrow at planting. The greatest significant differences ($p<0.05$) were observed between the control (potato monoculture) and the 2 year rotation amended with either the RCW or the compost. The lowest yields were

1. Centre de Recherches Les Buissons, 358 Principale, Pointe-aux-Outardes(Québec), G0H 1H0, CANADA
2. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), 2700, rue Einstein, (Québec), G1P 3W8, CANADA

obtained with the potato monoculture and the highest with the compost (an increase of 11 to 29%); the RCW treatment resulted in an 8 to 14% increase in yields. The RCW treatment also resulted in a significant increase in specific gravity and in percent tuber dry matter. Scab incidence was greatest under the potato monoculture and least with the RCW amendment. The compost treatment significantly increased organic matter content and N in the first year of application as well as P, and the exchangeable cations Ca and Mg. Compared with the other treatments, soil pH rose significantly with the RCW and compost amendments. Moreover, the RCW treatment increased soil organic matter levels and the exchangeable cations over the period 1995 to 1999. However, amending the soil with RCW diminished soil N-NO_3 levels and tuber N levels without affecting yields. In a short rotation, amendments of RCW or compost incorporated in the fall or in the spring (compost) before the potato crop, appear to be beneficial almost immediately and may reduce fertilizer as well as limestone applications. The addition of RCW is particularly interesting for its impact on the reduction of scab, an important endemic disease.

Key words : ramial chipped wood, RCW, compost, rotation crops, potato, *Streptomyces scabies*.

Introduction

La qualité des sols intensivement cultivés en pommes de terre est améliorée par des rotations de culture et des apports d'amendements organiques tels fumier, engrais verts ou compost (Beauchemin et al., 1990; Beauchemin et al., 1992a; Campbell et al., 1996; Edwards et al. 2000; Gent et al. 1999; Janzen et al. 1992; Sieczka et Thornton, 1993; Smith, 1977;). Les rotations de culture visent à diminuer les mauvaises herbes, à diversifier la microflore du sol, à réduire les risques de maladie chez les plantes, à améliorer la structure du sol et enfin à augmenter la quantité et la qualité de la matière organique du sol. En couplant la rotation de culture avec des amendements organiques, ces effets positifs sont renforcés. En effet, les amendements organiques sont parmi les plus importants intrants permettant de maintenir la fertilité du sol. La matière organique en se décomposant favorise la prolifération des microorganismes du sol lesquels jouent un rôle important dans la formation et la stabilisation de la structure du sol et la disponibilité des éléments nutritifs des plantes (Beauchemin et al. 1990; Janzen et al. 1992; N'Dayegamiye et Angers 1993; Tremblay et Beauchamp, 1998).

Avant l'arrivée des engrais minéraux et des pesticides, les rotations de culture et les amendements organiques, incluant les composts et les engrais verts, étaient largement utilisés depuis des siècles, non seulement comme fertilisant, mais également pour contrôler les maladies des plantes (Hadar et al., 1992; Zhang et Drummond, 1998). Leur incidence sur les maladies est cependant variable (Lazarovits et al., 1999), de sorte qu'il est difficile d'établir des relations nettes entre les causes et les effets liés à leurs applications. Ils créent en effet des changements subtils et complexes des propriétés biologiques, physiques et chimiques du sol, modifiant ainsi l'environnement des pathogènes, ce qui a pour effet de réduire de façon plus ou moins importante la sévérité de la maladie chez la plante. Par exemple, il a été démontré que les amendements organiques pouvaient jouer un rôle important sur le développement de la microflore antagoniste de micro-organismes phytopathogènes (Curl and Rodriguez-Kabana 1974), notamment de *Streptomyces scabies* et de *Rhizoctonia solani* . Une diminution significative de ces maladies chez la pomme de terre a ainsi été observée suite à l'application d'amendements organiques (Dommergues et Mangenot 1970; Garrett 1965).

La gale (Hooker, 1981) est une importante maladie de la pomme de terre (*Solanum tuberosum* L.) qui cause de graves problèmes, car ce pathogène peut survivre longtemps dans le sol. Cette maladie est répandue, voire même endémique, partout où la pomme de terre est produite. La gale de la pomme de terre est causée par plusieurs espèces de *Streptomyces*. (Goyer et al., 1996; Loria et al., 1997). *Streptomyces scabies* (Thaxter) Lambert et Loria sont les agents prédominants mis en cause. Les lésions apparaissent sous la forme d'une pellicule brunâtre à la surface de la pomme de terre et peuvent être superficielles, importantes ou très importantes selon les conditions environnementales du milieu (Goyer et al., 1996).

Une relation étroite entre le type de matière organique apportée au sol et les organismes du sol a clairement été définie (Neher 1999; Perry et al. 1989). La source de carbone, les teneurs en nutriments, la présence de métabolites secondaires et l'arrangement physique de la matière organique influencent le développement des communautés microbiennes du sol (Heal et Dighton 1985; Swift et al. 1979).

Récemment, plusieurs chercheurs ont montré que les bois raméaux fragmentés (BRF), riches en lignine et caractérisés par un rapport C/N élevé, contribuaient significativement à améliorer la fertilité du sol et à augmenter la production (Beauchemin et al. 1992b; Gasser et al. 1995; Lalande et al. 1998; N'Dayegamiye et Angers,1993; N'Dayegamiye et Dubé, 1986; Tremblay et Beauchamp, 1998). D'après N'Dayegamiye et Angers (1993), l'apport des BRF comme amendement a amélioré la qualité de la matière organique du sol. En effet, ces chercheurs ont observé à long terme une accumulation importante de matières humiques stables à la suite de la décomposition de matières ligno-cellulolitiques des BRF. Ces matières humiques joueraient un rôle important sur la stabilité des microagrégats du sol. Soulignons enfin que les BRF contribuent à améliorer le régime d'humidité du sol (Beauchemin et al. 1990), ce qui a un effet positif sur le rendement en pommes de terre,

particulièrement au cours d'une saison de croissance sèche.

Les BRF sont formés de rameaux de moins de 7 cm de diamètre. Ils contiennent en abondance de la lignine non polymérisée qui va contribuer à la formation d'agrégats stables et d'un humus de qualité (Larochelle et al. 1993). Les BRF contiennent tous les éléments nutritifs essentiels à la croissance de la plante.

L'augmentation du rendement en pommes de terre avec des apports de BRF serait associée à l'augmentation de la teneur en matière organique et à la capacité de rétention en eau du sol, ainsi qu'au développement d'une communauté de la mésofaune et des microorganismes saprophytes. Cette communauté aurait la particularité d'éliminer des micro-organismes pathogènes, notamment par compétition vis-à-vis de l'azote minéral, carbone ou oxygène, ou par synthèse d'antibiotiques (Dommergues et Mangenot 1970; Garrett 1965; Lalande et al. 1998; Tremblay et Beauchamp, 1998). Par ailleurs, Curl et al., (1983) de même que Lartey et al., (1989 et 1994) ont indiqué que l'infestation du coton par R. solani diminuait de façon importante en présence de populations de collemboles. Or, plusieurs auteurs ont démontré que l'addition de matières organiques riches en lignine contribuait à augmenter la mésofaune tels que les collemboles (Larochelle 1993; Wiggins et al. 1979).

Il est donc proposé dans ce travail de vérifier les effets d'apports des BRF et du compost, couplés à des cultures en rotation pommes de terre – seigle ou sarrasin en engrais verts ou avec apport de paille, sur le rendement et l'incidence de la gale et de la rhizoctonie sur la pomme de terre.

Matériels et méthodes

Expériences au champ

Les expériences au champ ont été menées de1995 à 1999 au Centre de Recherches Les Buissons près de Baie-Comeau, au nord-est du Québec, sur un sol de la série Manicouagan. Le sol est un podzol humo-ferrique sable loameux (66% de sable, 27% de limon et 7% d'argile). La période de croissance (jours) et le nombre de degrés-jours (^{0}C) de la saison de croissance sont relativement faibles, soit respectivement de 1100 et 1400 environ (Dubé et Chevrette 1982). Le site était cultivé antérieurement depuis plus de 10 ans en pommes de terre en rotation de 3 ans. Les parcelles avaient été cultivées en seigle l'année précédant l'exécution de l'expérience.

L'expérience a été menée selon un bloc complètement aléatoire ayant six traitements et trois répétitions :

Trt 1 **monoculture de pommes de terre**

Trt 2 **culture en rotation de 2 ans pommes de terre – seigle de printemps (*Secale cereale* L.) en engrais vert**

Trt 3 **culture en rotation de 3 ans pommes de terre – sarrasin (*Fagopyrum esculentum* Moench.) en engrais vert - seigle de printemps en engrais vert**

Trt 4 **culture en rotation de 2 ans pommes de terre – seigle de printemps avec incorporation de la paille**

Trt 5 **même que Trt 2 avec en plus apport de 25 T ha^{-1} (matière sèche) de BRF, correspondant à 250 m^3 ha^{-1}**

Trt 6 **même que Trt 2 avec en plus apport de 12 T ha^{-1} (matière sèche) de compost commercial.**

Chaque parcelle expérimentale mesurait 4 m par 4 m. Le seigle et le sarrasin ont été semés à l'aide d'un semoir conventionnel. Les engrais verts et la paille ont été enfouis avec une charrue respectivement en juillet et en septembre.

Les BRF, apportés au sol aux deux ans (1994, 1996, 1998) aux mois de septembre précédant la culture en pommes de terre, étaient composés de bois de feuillus (*Acer saccharum* Marsh et *Acer saccharinum* L), et étaient constitués de 98% de matière organique, 0,6 à 0,8% de N total, 0,1 % de P , 0,5 à 0,8% de K, 0,8 à 1,0 % de Ca et 0,2 à 0,4% de Mg (Tableau 1). La taille des fragments de BRF était généralement inférieure à 1 cm.

Le compost commercial était constitué d'un mélange de fumiers et de tourbe compostés durant 18 mois avec un minimum de 70% de matière organique, 1,6% de N, 0,5% de P, 0,9% de K, 2,7 à 3,4% de Ca et 0,4% de Mg (Tableau 1). Le compost a été apporté au champ aux deux ans juste avant la plantation de la pomme de terre.

Les BRF et le compost ont été incorporés à l'aide d'une herse à dents à une profondeur de 10 cm.

Une fertilisation complète 10 -16 -12 + 4% Mg a été réalisée selon les recommandations du CPVQ (1994) en bande sur chaque parcelle au taux de 1350 kg ha^{-1}. Les semences uniformes et entières de pommes de terre cv. Superior en 1995 et cv. Norland en 1997 et 1999, ont été plantées à un espacement de 25 cm et à 10 cm de profondeur, en quatre rangs espacés de 1 m. Chaque rang contenait 16 plants. Seuls les deux rangs du milieu ont été utilisés pour mesurer les rendements et l'incidence des maladies.

Propriétés physiques et chimiques du sol

L'analyse granulométrique a été réalisée sur des échantillons de sol prélevés à une profondeur de 0-20 et 20-40 cm par

la méthode de l'hydromètre. Les analyses de C total (Walkley et Black, 1934), N total (Bremmer, 1965), N-NH_4 et N-NO_3 (Standford et Smith, 1972) et cations échangeables (Tran et al. 1990) ont été réalisées sur des échantillons de sol prélevés à une profondeur de 0-20 cm.

Tableau 1. Caractéristiques chimiques des BRF (bois raméaux fragmentés) et du compost (base sèche)

	C/N	N	P	K	Ca	Mg
			BRF			
				%		
1995	62	0,8	0,1	0,8	1,0	0,2
1997	69	0,6	0,1	0,7	0,8	0,3
1999	64	0,7	0,1	0,5	1,0	0,2
			Compost			
1995, 1997, 1999	22	1,6	0,5	0,9	2,7 - 3,4	0,4

Rendement et incidence de la maladie

Les pommes de terre des deux rangs du centre des parcelles ont été récoltées à la main. La production commerciale a été évaluée en relation avec la taille des tubercules de la façon suivante : 37-56 mm, 57-89 mm et >89 mm. La densité relative a été obtenu sur 20 tubercules sans défaut (50-65 mm) par la méthode du poids mesuré à l'air vs le poids dans l'eau. Les teneurs en N et le pourcentage de matière sèche ont été mesurés sur 10 sous-échantillons de tubercules. Les tubercules ont été lavés puis séchés à 65ºC avant l'analyse. L'azote total des tubercules a été mesuré par la méthode de micro-Kjeldahl (McKeague, 1978). Les teneurs des éléments P, K, Ca et Mg ont été obtenues par la méthode de Rutledge et McCurg (1981).

L'incidence de la a été évaluée sur tous les tubercules récoltés en utilisant une cote qui tient compte à la fois du pourcentage de la surface couverte par les lésions liées à la gale et le type de lésions. Les lésions ont été caractérisées selon 4 classes : (1) très petites et superficielles, (2) taches distinctes formant une pellicule ressemblant au liège, (3) cratères diffus et (4) piqués de larges et profonds cratères. Le pourcentage de la surface couverte par les lésions est nul, faible <1%, 1-5%, 5-20%, 20-40% ou ≥40%.

Populations microbiennes

En 1995 et 1999, les populations microbiennes ont été évaluées sur des échantillons de sol (0-20 cm) prélevés aux 30 jours entre la mi-juin et la mi-août. Le nombre de bactéries, de champignons et d'actinomycètes a été déterminé par la méthode de dilution décrite par Rothrock et al. (1995). Un échantillon composite de 10 g de sol (matière sèche) a donc été mélangé avec 90 ml d'eau distillée stérilisée. Les suspensions de sol ont été diluées en séries et placées sur un milieu sélectif. Le nombre de bactéries a été estimé sur du « tryptic soy agar » (cfu x10^7/g), (Martin, 1975), celui des champignons sur de l'agar additionné de rose bengal de Martin (Martin, 1950) (cfu x 10^6/g) et celui des actinomycètes sur de l'agar liquide (15g/L) avec 50 mg/L de cycloheximide (cfu x 10^6/g). Dix répétitions par échantillon ont été réalisées dans des plats de Pétri. Les bactéries ont été comptées deux jours après leur ensemencement, les champignons après 5 jours et les actinomycètes après 8 jours

Mésofaune

A la mi-juin de 1999, l'échantillonnage de la mésofaune a été réalisé par une carotteuse de 5 cm de diamètre et de 6 cm de long. Six échantillons ont été prélevés dans chacune des parcelles en monoculture et des parcelles avec BRF. L'extraction a été faite par flottaison selon les principes énoncés par Hale (1964). Chaque échantillon a été immergé (eau) dans un plateau émaillé blanc de 20 X 32 cm, puis soumis à quatre brassages successifs. Après chaque brassage, les collemboles flottant à la surface ont été recueillis dans un tamis. Un tri exhaustif a suivi pour environ 20 % des échantillons. L'efficacité d'extraction a été supérieure à 90 %. La mésofaune a été ensuite identifiée au binoculaire optique.

Analyses statistiques

L'analyse de variance a été réalisée pour chaque paramètre en utilisant la procédure GLM de SAS suivie par le test LSD pour la comparaison des moyennes des données issues de chaque traitement.

Résultats et discussion

Propriétés chimiques et physiques du sol

Les résultats indiquent que le sol possédait en moyenne avant l'application des traitements un pH (H_2O) de 5,4, des teneurs en matière organique de 3,8% et de faibles teneurs en azote total et minéral ainsi qu'en P, Ca et Mg (Tableau 2). Le sol présentait donc un niveau de fertilité relativement faible, à l'exception de K qui était en quantité moyenne. Les systèmes de culture en rotation, avec enfouissement d'engrais vert, de paille, de BRF ou de compost ont eu, comparés aux témoins (monoculture), un impact positif significatif ($p < 0,05$) sur certains paramètres du sol (Tableau 2). Le pH du sol a augmenté significativement avec ajout des BRF et du compost, pour atteindre 6,3 en 1999 avec les BRF. Avec des apports de BRF, on note également dans les sols des teneurs de plus en plus élevées de 1995 à 1999 en matière organique et en P, K, Ca et Mg échangeables.

Comparées aux autres traitements, les teneurs en matière organique, N total, P, Ca et Mg ont été significativement

Tableau 2. Caractéristiques chimiques des sols (base sèche)

		Tr 1 Monoculture	Tr 2 (engrais vert)	Tr 3 (engrais vert)	Tr 4 (paille)	Tr 5 (BRF + engrais vert)	Tr 6 (compost + engrais vert)	P**
pH	1995	5,4 c*	5,7 abc	5,5 bc	5,5 bc	6,0 a	5,8 ab	0,01
	1997	5,4 c	5,5 c	5,6 bc	5,6 bc	6,0 a	5,8 ab	0,004
	1999	5,6 c	5,6 c	5,8 bc	5,7 c	6,3 a	6,0 b	0,0001
% MO tot	1995	3,8 b	4,0 b	4,0 b	3,9 b	4,1 b	4,9 a	0,02
	1997	3,8 a	4,4 a	4,1 a	4,2 a	4,8 a	4,9 a	0,20
	1999	3,9 a	3,7 a	4,1 a	4,2 a	4,9 a	4,8 a	0,16
% N tot	1995	0,12 b	0,12 b	0,12 b	0,12 b	0,12 b	0,15 a	0,07
	1997	0,14 a	0,17 a	0,14 a	0,14 a	0,17 a	0,16 a	0,14
	1999	0,09 b	0,08 b	0,11 ab	0,15 a	0,12 ab	0,13 ab	0,04
N-NH_4 mg kg^{-1}	1995	1,5 a	1,7 a	1,6 a	1,6 a	1,7 a	1,8 a	0,16
	1997	1,5 a	1,6 a	1,6 a	1,6 a	1,7 a	1,7 a	0,32
	1999	1,5 a	1,5 a	1,9 a	1,9 a	1,9 a	1,7 a	0,24
N-NO_3	1995	45 a	25 ab	34 a	34 a	4 b	52 a	0,02
mg kg^{-1}	1997	42 a	20 b	30 c	30 b	9 c	60 d	0,01
	1999	10,6 ab	11,3 ab	17 a	10,7 ab	3,6 b	6,9 ab	0,16
P	1995	22 b	16 b	18 b	18 b	20 b	36 a	0,14
mg kg^{-1}	1997	33 a	19 a	25 a	25 a	27 a	27 a	0,33
	1999	52 a	34 a	31 a	43 a	38 a	52 a	0,18
K	1995	148 b	134 b	124 b	124 b	157 b	246 a	0,01
mg kg^{-1}	1997	176 a	142 a	224 a	260 a	274 a	227 a	0,16
	1999	133 b	168 b	237 a	157 b	293 a	240 a	0,0002
Ca	1995	568 c	569 c	620 c	619 c	764 b	1107 a	0,002
mg kg^{-1}	1997	492 c	541 bc	680 ab	681 bc	808 a	833 a	0,003
	1999	459 b	541 b	559 bc	568 b	857 a	785 a	0,0008
Mg	1995	46 b	28 b	30 b	30 b	41 b	80 a	0,003
mg kg^{-1}	1997	65 a	45 a	61 a	61 a	66 a	56 a	0,67
	1999	95 ab	95 ab	37 b	104 ab	198 a	113 ab	0,10

*a-d : Les valeurs portant une même lettre sont équivalentes au niveau significatif de 5% selon le test de LSD.
**P : $P(F_{théorique} >= F_{observé} / H_0 \text{ vraie}) =$ niveau significatif observé

supérieures avec ajout de compost à la première année (1995). Ce dernier résultat peut être expliqué par les teneurs relativement importantes de matières humiques stables, de phosphore, calcium et magnésium facilement assimilables dans le compost. D'une manière générale, soulignons cependant que les teneurs obtenues avec ajout de compost n'ont pas été différentes de façon significative avec celles obtenues avec la plupart des autres amendements, notamment avec les BRF, au cours des années 1997 et 1999. Ceci peut-être expliqué en raison de l'augmentation progressive des teneurs en matière organique et en éléments chimiques du sol observée de 1995 à 1999 au fur et à mesure de la décomposition des autres amendements.

Les teneurs en $N\text{-}NO_3$ du sol ont diminué de façon importante avec les BRF par rapport aux autres traitements. Les caractéristiques chimiques particulières des BRF et leur richesse en matériel ligno-cellulolitique en font un amendement qui stimule de façon importante la flore microbienne. Celle-ci joue alors un rôle important sur l'immobilisation de l'azote minéral (Kononova 1966, Martin et al. 1980). L'azote ainsi immobilisé serait par ailleurs avec le temps minéralisé sous l'action de processus biochimiques et biologiques, ce qui rendrait cet élément à nouveau disponible pour la plante. L'immobilisation de l'azote durerait environ un an suite à une incorporation au sol des BRF (Lalande et al. 1998), alors que dans le cas de la paille de blé elle ne durerait qu'environ 2 à 4 semaines (Dommergues et Mangenot 1970). La décomposition des BRF s'échelonnerait donc sur une durée plus longue en raison de leur teneur plus élevée en matière ligneuse plus difficilement dégradable (Lalande et al. 1998; N'Dayegamiye et Angers, 1993). La taille des fragments de bois peut également affecter la vitesse de décomposition. Dans le présent travail, les fragments de BRF étaient de taille relativement petite (< 1 cm), ce qui a permis une décomposition relativement rapide. En effet, les copeaux de bois les plus grossiers avaient disparu deux années après leur application.

Rendement et qualité des tubercules

Les rendements en pommes de terre sont présentés au tableau 3. D'une manière générale pour l'ensemble des traitements, les rendements ont été inférieurs à ceux obtenus par d'autres auteurs qui avaient réalisé leurs expériences au Québec (Beauchemin et al. 1990, Tran et Giroux 1991) sur la même variété de pommes de terre. Ces derniers avaient apporté une fertilisation comparable à celle réalisée dans notre expérience. Cependant, le nombre de degrés-jours caractéristiques de la région de Baie-Comeau (1100 environ) sont de beaucoup inférieurs à ceux des régions dans lesquelles ces auteurs avaient réalisé leur expérimentation (1600 à 2000 environ). Or la température est un des facteurs les plus restreignant pour la croissance des plantes.

Nos résultats indiquent que les plus faibles rendements ont toujours été obtenus avec la monoculture de la pomme de terre, alors que les rendements totaux ainsi que les rendements en pommes de terre vendables ont été supérieurs avec les systèmes de rotation combinés avec des amendements organiques. Le rendement le plus élevé, soit de 11 à 29% supérieur selon les années à ceux obtenus par la monoculture, a été observé avec l'ajout de compost. Ces résultats peuvent être en partie expliqués par le fait que le compost a contribué à apporter les plus grandes quantités de matière organique stabilisée, d'azote, ainsi que de cations

échangeables P, K, Ca et Mg (Tableau 5).

Les rendements ont été ensuite les plus élevés avec l'application de BRF, soit de 8 à 14% plus élevés que ceux obtenus par la monoculture. L'immobilisation de l'azote résultant de l'apport en BRF ne semble avoir ici que peu d'impact sur les rendements. Soulignons que plusieurs auteurs avaient observé une diminution importante de rendement suite à l'application de BRF et avaient associé cette diminution aux effets de l'immobilisation de l'azote dans le sol (Beauchemin et al., 1990 et 1992b; N'Dayegamiye et Dubé, 1986). Ils ont indiqué par ailleurs que cet effet d'immobilisation devait être compensé par un apport d'azote minéral au sol. Il importe cependant de mentionner que l'apport des BRF avait alors été appliqué au printemps (N'Dayegamiye, communication personnelle). Dans le présent travail, l'application des BRF a été effectuée en septembre précédant la plantation de pommes de terre. Nos résultats indiquent que les BRF ont permis d'accroître la présence des champignons dans le sol tel que l'ont observé Tremblay et Beauchamp (1998) ainsi que Lalande et al. (1998), mais nos données ne se sont pas avérées significatives (résultats non présentés). Ceci résulte peut-être du fait que l'échantillonnage des sols a été réalisé neuf (9) mois après l'application des BRF de sorte que l'activité microbienne a été optimale avant la période d'échantillonnage (mi-juin à mi-août). Il est donc permis de penser que, lorsque le pic de croissance microbienne occasionné par un apport de BRF a lieu avant la plantation des pommes de terre, les effets de l'immobilisation de l'azote par les microorganismes sur la production en tubercules sont réduits.

Il importe de mentionner que la fertilisation complète réalisée dans notre expérience a été appliquée en bande et non pas à la volée comme l'ont fait N'Dayegamiye et Dubé (1986) ainsi que Beauchemin et al. (1990, 1992a et b). Or, une fertilisation minérale en bande près des plants limite les effets d'immobilisation de l'azote et permet une plus grande efficacité de l'utilisation de l'azote par la plante par rapport à une fertilisation à la volée (Tran et Giroux 1991). Ce phénomène a pu contribuer à atténuer les effets d'immobilisation de l'azote suite à une application de BRF.

Enfin, soulignons que la densité relative est une des mesures les plus reconnues pour évaluer la qualité interne de la pomme de terre. Ce paramètre indique la farinosité à la cuisson (Gould, 1990) et procure une mesure de la teneur en matière sèche laquelle affecte le rendement final du produit transformé, le temps et la température de cuisson, de même que la quantité d'huile absorbée au cours de la cuisson (Lulai and Orr, 1979). Les BRF ont contribué à augmenter de façon appréciable au cours de toutes les années d'expérimentation, la densité relative par rapport aux autres traitements (Tableau 3). La faible teneur en $N\text{-}NO_3$ observée dans le sol avec application de BRF est également observée chez les tubercules. Or, on sait qu'un excès d'azote sous toutes ses formes diminue la densité relative des tubercules, ainsi que ses qualités pour la cuisson et la transformation (Sieczka et Thornton, 1993 ; Smith, 1977). On sait également que, dans un sol relativement riche en azote, la faible teneur en azote dans les tubercules est souvent reliée à l'immobilisation de cet élément dans le sol.

Tableau 3. Caractéristiques chimiques (base sèche) et rendement en tubercules (base humide) et incidence de la maladie

		Monoculture	Tr 2 (engrais vert)	Tr 3 (engrais vert)	Tr 4 (paille)	Tr 5 (BRF + engrais vert)	Tr 6 (compost + engrais vert)	P*
Densité relative	1995	1,086 b	1,087 b		1,086 b	1,094 a	1,085 b	0,006
	1997	1,065 b	1,064 b	1,064 b	1,064 b	1,068 a	1,063 b	0,002
	1999	1,076 ab	1,073 b		1,074 ab	1,078 a	1,074 ab	0,230
Gale	1995	1,31 a	1,13 a		1,12 a	0,93 a	1,08 a	0,620
	1997	3,36 a	1,84 bc	1,50 c	2,11 bc	2,01 bc	2,41 b	0,001
	1999	4,11 a	2,07 bc		2,25 bc	1,97 c	2,54 b	0,000
Rendement ($T\ ha^{-1}$) (% pommes de terre vendables)	1995	17,5 b (86)	17,2 b (88)		18,7 ab (87)	19,3 ab (86)	20,1 a (86)	0,070
	1997	17,8 c (86)	19,1 bc (89)	19,9 bc (88)	19,6 bc (90)	20,3 b (90)	23,0 a (90)	0,009
	1999	14,7 a (90)	15,2 a (87)		16,1 a (91)	15,9 a (92)	16,2 a (86)	0,550
N Tot (%)	1995	1,6 a	1,6 a		1,6 a	1,3 b	1,7 a	0,007
	1997	1,6 a	1,6 a	1,6 a	1,6 a	1,3 b	1,7 a	0,006
	1999	1,5 ab	1,6 a		1,5 ab	1,2 c	1,6 a	0,001
P (%)	1995	0,19 a	0,17 a		0,17 a	0,16 a	0,17 a	0,654
	1997	0,19 a	0,17 a	0,17 a	0,17 a	0,16 a	0,17 a	0,780
	1999	0,19 a	0,17 a		0,18 a	0,18 a	0,19 a	0,880
K (%)	1995	2,07 a	1,77 b		1,87 b	1,81 b	2,05 a	0,034
	1997	2,15 b	2,24 a	2,33 a	2,28 a	2,33 a	2,36 a	0,024
	1999	2,17 b	2,39 a		2,31 a	2,39 a	2,39 a	0,029
Ca (%)	1995	0,03 a	0,02 a		0,02 a	0,01 a	0,08 a	0,706
	1997	0,03 a	0,02 a	0,02 a	0,02 a	0,02 a	0,05 a	0,702
	1999	0,02 a	0,02 a		0,02 a	0,02 a	0,02 a	0,615
Mg (%)	1995	0,13 a	0,11 a		0,12 a	0,11 a	0,15 a	0,678
	1997	0,13 a	0,12 a	0,12a	0,13 a	0,12 a	0,14 a	0,588
	1999	0,14 a	0,14 a		0,15 a	0,14 a	0,14 a	0,460

*a-d : Les valeurs portant une même lettre sont équivalentes au niveau significatif de 5% selon le test de LSD.
**P : $P(F_{théorique} >= F_{observé} / H_0$ vraie) = niveau significatif observé

Prélèvement et apport en nutriments

Les tubercules ont prélevé moins d'azote avec les BRF qu'avec les autres traitements. Comparé à la monoculture, le traitement avec BRF a provoqué 10 et 13 % moins d'azote dans les tubercules en 1995 et 1999 respectivement. Ces

Tableau 4. Prélèvement et apport en nutriments

		Prélèvement dans les tubercules		Apport en nutriments		
		Tr5 BRF aux 2 ans	Tr6 Compost aux 2 ans	BRF	Compost	Fertilisant
		Kg ha^{-1} (base sèche)				
N	1995	50	68	199	192	135
	1997	53	78	150	192	135
	1999	38	52	175	192	135
P	1995	6,2	6,8	24	60	94
	1997	6,5	7,8	20	60	94
	1999	5,7	6,2	31	60	94
K	1995	70	82	200	108	134
	1997	95	109	175	108	134
	1999	76	78	125	108	134
Ca	1995	0,4	3,2	250	324	
	1997	0,8	2,3	200	360	
	1999	0,6	0,7	249	408	
Mg	1995	4,3	6,0	50	48	54
	1997	4,9	6,4	75	48	54
	1999	4,5	4,6	50	48	54

Tableau 5. Identification des collemboles

Collemboles	Traitements	
	Trt 5 BRF aux 2 ans	Trt1 Monoculture
Hypogastruridae	Nombre m^{-2}	
Hypogastrura (Hypogastrura) gr manubrialis sp	6 470	725
Hypogastrura (Ceratophysella) gr denticulata sp	8 954	207
Willemia intermedia Mills, 1934	259	0
Onychiuridae		
Tullbergia (Tullbergia) silvicola Folsom, 1932	259	0
Tullbergia (Tullbergia) macrochaeta (Rusek, 1976)	3 261	1 346
Isotomidae		
Proisotoma (Proisotoma) minuta (Tullberg, 1871)	5 435	52
Folsomia nivalis (Packard, 1871)	6 936	1 035
Isotoma (Desoria) notabilis Schäffer, 1896	880	52
Isotoma (Desoria) sp (juv.)		
Total	32 453	3 416

résultats confirment que les BRF occasionnent une réduction du prélèvement de l'azote par la plante, et cela malgré une contribution relativement importante en cet élément dans le sol (Tableau 4).

D'une manière générale, les autres traitements de culture en rotation ont permis d'accroître par rapport à la monoculture le prélèvement d'azote par la plante. Le compost surtout a contribué à accroître considérablement le prélèvement par la plante non seulement de l'azote mais également des autres nutriments. Avec les BRF, la performance d'utilisation des éléments minéraux P, K, Ca et Mg par les tubercules dans les parcelles s'est avérée être inférieure à celle des autres traitements en 1995 et 1997. En 1999, elle a été semblable aux autres traitements. C'est donc dire que l'efficacité des BRF par rapport aux autres traitements, et notamment la monoculture, s'est accrue de façon importante au cours du temps. Comparé aux parcelles en monoculture, le phosphore des parcelles avec BRF est passé de 7% moins élevé en 1995 à 3% plus élevé en 1999, le potassium de 3% moins élevé en 1995 à 19% plus élevé en 1999, le calcium de 63% moins élevé en 1995 à 8% plus élevé en 1999 et enfin le magnésium de 7% moins élevé en 1995 à 8 % plus élevé en 1999. Ces résultats indiquent que P, K, Ca et Mg apportés par les BRF ont été libérés et rendus disponibles pour la plante au fur et à mesure de l'importance de la décomposition des matières lignocellulolitiques. Néanmoins, soulignons que l'on n'a pas observé de relation entre l'importance des prélèvements en nutriments par le tubercule et les rendements dans les parcelles avec BRF. Ces résultats montrent donc que la pomme de terre nécessite moins de cations avec les BRF qu'avec les autres traitements pour atteindre des rendements élevés.

Les BRF et le compost apportent au sol d'importantes quantités de N, P, K, Ca et Mg, supérieures même, à l'exception des apports en P, à la fertilisation minérale (Tableau 4). Il importe cependant de mentionner que peu de l'azote apporté par ces amendements, en particulier par les BRF, est sous forme disponible pour la plante (N'Dayegamiye and Dubé, 1986). Une partie de l'azote sera cependant rendue disponible au cours de la saison de croissance. Ce pool d'azote mis en disponibilité grâce à l'activité microbienne, provient du sol ou des amendements organiques apportés au sol. Il provient également des microorganismes morts dont la durée de vie est relativement courte. Il semble que 10 à 15 % seulement de l'azote immobilisé dans le sol serait ainsi libéré au cours de la saison de croissance (communication personnelle de A. N'Dayegamiye). Une application azotée provenant d'autres sources (fertilisants minéraux, fumier) est donc essentielle afin d'obtenir des rendements optimaux, et cela même si la quantité d'azote total est largement supérieure au besoin de la plante.

Le phosphore est également un élément important pour la croissance de la plante. Les quantités de P prélevées par les tubercules sont inférieures à celles apportées par les BRF et le compost (Tableau 4). Néanmoins, tout comme l'azote, une partie seulement du phosphore du sol se retrouve sous forme assimilable par la plante (Tran et Giroux, 1987). Il est certain que la forte activité biologique résultant de l'application d'amendements organiques tels les BRF et le compost aura pour effet de libérer davantage de phosphore (après immobilisation) que si aucun amendement organique avait été apporté (Dommergues et Mangenot, 1970).

Incidence de la maladie

La gale

Il est reconnu que l'addition au sol de matière organique non compostée occasionne généralement une augmentation de l'incidence de la maladie de la pomme de terre causée par la gale. Soulignons cependant que Tremblay et Beauchamp (1998) n'ont pas trouvé d'effet sur l'évolution ou la régression de la maladie liée à la gale. Nos résultats montrent au contraire une diminution de l'incidence de la gale dans les parcelles soumises à des rotations de culture avec amendements organiques (Tableau 3). Cette diminution est la plus élevée avec les BRF soit, comparativement à la monoculture, de 30% en 1995 à près de 50% en 1999. Les résultats montrent que les lésions sont moins importantes avec la pomme de terre cv. Superior utilisée en 1995 qu'avec la pomme de terre cv. Norland utilisée en 1997 et 1999. Le cultivar Supérior est reconnu comme étant moyennement résistant à la gale. De plus, il est permis de penser que la capacité plus importante de rétention en eau du sol apportée par les amendements, et notamment avec les BRF (Labruyère, 1971; Lapwood et al., 1973), a contribué à maintenir un bon taux d'humidité durant la tubérisation et à réduire ainsi l'incidence de la gale.

Comme il a été souligné précédemment, nous avons cherché à établir une relation entre l'incidence de la maladie de la gale et la présence en plus ou moins grande abondance des micro-organismes (bactéries, champignons, actinomycètes) dans la rhizosphère. Les résultats ne se sont pas avérés significatifs probablement parce que le maximum de l'activité microbienne a eu lieu plus tôt que la période d'échantillonnage. Par ailleurs, plusieurs auteurs ont démontré que l'addition de matières organiques riches en lignine contribuait à augmenter les populations de la mésofaune tels que les collemboles (Larochelle 1993 ; Wiggins et al. 1979). Or, il a été démontré que l'infestation du coton par *R. solani* diminuait de façon importante en présence de populations de collemboles, notamment de *Proisotoma minuta*, prédateur de *R. solani* (Curl et al., 1983 ; Lartey et al.1989 et 1994). Il est possible qu'un apport de BRF a contribué également à diminuer l'incidence de la gale sur la pomme de terre, puisque cet amendement a occasionné une augmentation de la population des collemboles du sol de dix (10) fois plus importante par rapport à la monoculture, et en ce qui regarde l'espèce *P. minuta*, de cent (100) fois plus importante (Tableau 5).

Conclusions

Les résultats obtenus dans ce travail indiquent qu'une rotation de culture de deux ans (seigle en engrais vert – pommes de terre) avec des apports de BRF ou de compost permet d'augmenter les rendements en pommes de terre. L'application des BRF réalisée tôt à l'automne ainsi que l'apport en bande des fertilisants minéraux au printemps, limitent les diminutions de rendements en tubercules liées à l'immobilisation de l'azote. Néanmoins, soulignons que les tubercules des parcelles avec BRF contenaient les plus faibles quantités d'azote. Par ailleurs, c'est avec des apports de BRF que l'on a obtenu une meilleure qualité de la pomme de terre, grâce à une augmentation de la densité relative de celle-ci. C'est également avec des apports de BRF que l'on a obtenu les pommes de terre les plus saines, c'est-à-dire les moins affectées par la gale. On peut donc dire que même si les tubercules des parcelles avec BRF ont prélevé des quantités parfois inférieures en nutriments, les rendements ont été peu affectés en raison d'une amélioration importante de la qualité du milieu de culture, et notamment la diversité des organismes du sol.

L'apport de compost ou de BRF couplé à une culture en rotation d'engrais vert serait donc une pratique agricole bénéfique pour la culture de la pomme de terre et pourrait permettre des rotations courtes, avec réduction des apports de fertilisants minéraux et de chaux. L'effet bénéfique des BRF sur la capacité de rétention en eau du sol, sur les propriétés physiques et chimiques du sol, sur la qualité des tubercules ainsi que sur l'incidence de la gale en fait un amendement intéressant. D'autres expériences de plus longues durées seraient cependant nécessaires afin de déterminer la fréquence des apports des BRF pour un rendement optimum.

Remerciements

Nous tenons à remercier Pierre Audesse et Nicole Fournier pour leur assistance technique de qualité, ainsi que Fernand Therrien, entomologiste, pour son excellent travail d'identification de la mésofaune.

Références bibliographiques

Beauchemin S., A. N'Dayegamiye et M. R. Laverdière, 1990. Effets d'apport d'amendements ligneux frais et humifiés sur la production de pomme de terre et sur la disponibilité de l'azote en sol sableux. Can. J. Soil Sci. 70 : 555-564.

Beauchemin, A., A. N'dayegamiye et M. R. Laverdière, 1992a. Effets des matériaux frais et compostés utilisés comme amendements organiques des sols. Can. J. Soil Sci. 72: 177-181.

Beauchemin, A., A. N'dayegamiye et M. R. Laverdière, 1992b. Effets d'amendements ligneux sur la disponibilité d'azote dans un sol sableux cultivé en pomme de terre. Can. J. Soil Sci. 72: 89-95.

Bremmer, J.M. 1965. Total nitrogen, inorganic forms of nitrogen, organic forms of nitrogen. *In* Black, C.A. *et al.*, eds. Methods of soil analysis. Agronomy Monograph no. 9, Part 2. Am. Society of Agronomy, Madison, WI.

Campbell C.A., B.G. McConkey, F. Zentner and D. Curtin, 1996. Long-term effects of tillage and crop rotations on soil organic C and N in clay soil in southwestern Saskatchewan. Can. J. Soil Sci. 76 : 395-401.

CPVQ (Conseil de Production Végétale du Québec) 1994. Grilles de référence en fertilisation, Québec. Agdex 540. 91 p.

Curl E.A. and R. Rodriguez-Kabana, 1974. Soil fertility and root-infecting fungi. P. 47-50 *in* Papavizas, G.C ed. The relation of soil microorganisms to soilborne plant pathogens. South Coop. Ser. Bull. 183. Virginia Polytech. Inst. and State Univ., Blacksburg, V.A.

Curl, E.A., R.T. Gudauskas, J.D. Harper and C. M. Peterson, 1983. Effects of soil insects on populations and germination of fungal propagules. P.20-23 *in* Parker, C.A. et al., eds. Ecology and management of soilborne plant pathogens. Proc. of the 4th Int'l. Congress of Plant Pathology. APS Press, St.Paul, Minn.

Dommergues, Y. et F. Mangenot, 1970. Écologie microbienne du sol. Masson et Cie, Eds. Paris., France. 796 p.

Dubé, P.-A., J.-E. Chevrette et P. Lamb, 1982. Agrométéorologie: Atlas agroclimatique du Québec méridional, données dérivées de la température. Québec, Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Pêcheries, Agdex 70.

Edwards, L., J.R. Burney, G. Richter and A. H. MacRae, 2000. Evaluation of compost and straw mulching on soil-loss characteristics in erosion plots of potatoes in Prince Edward Island, Canada. Agric. Ecosyst. Environ. 81 (3) : 217-222.

Garrett S.D. 1965. Toward biological control of soil-borne plant pathogens. *In* Ecology of soil-borne plant pathogens, prelude to biological control. Baker, K.F. et al., eds., Univ. California Press, Los Angeles. pp. 4-17.

Gasser, M.O., A. N'Dayegamiye and M. R. Laverdière, 1995. Short-term effects of crop rotations and wood-residue amendments on potato yields and soil properties of a sandy loam soil. Can. J. Soil Sci. 75 : 385-390.

Gent, M.P.N., J.A. LaMondia, F.J. Ferrandino, W.H. Elmer and K.A. Stoner, 1999. The influence of compost amendment or straw mulch on the reduction of gas exchange in potato by Verticillium dahliae and Pratylenchus penetrans. Plant Disease 83: 371-376.

Gould, W.A. 1990. Specific gravity of potatoes. Chipping potato seminar. Michigan Potato Industry Commission.

Goyer, C., B. Otrysko and C. Beaulieu, 1996. Taxonomic studies on streptomycetes causing potato common scab: a review. Can. J. Plant Pathol. 18 : 107-113.

Hadar, Y,, R. Mandelbaum and Gorodecki, B. 1992. Biological control of soilborne plant pathogens by suppressive compost. P. 79-83. *In* Biological control of plant diseases. Tjamos, E.S. et al. Eds. Plenum Press, New York.

Hale, W.G. 1964. A flotation method for extracting Collembola from agricultural soils. Journal of Animal Ecology, vol. **33** : 363-9

Heal, O.W. and J. Dighton, 1985. Resource quality and trophic structure in soil system. p. 339-354. *In* A.H. Fitter ed., Ecological interactions in soil. Blackwell Scientific Publications.

Hooker, W.J. ed. 1981. Compendium of potato diseases. APS Press, St. Paul, Minn. Pp. 33-34 et 52-54.

Janzen, H.H., C.A. Cambell, S.A. Brett, Lafond G.P. and L. Townley-Smith, 1992. Light fraction organic matter in soils from long term crop rotations. Soil Sci. Soc. Am. J. 56 : 1799-1806.

Kononova, M.M. 1966. Soil organic matter. Pergamon Press, Elmsford, NY. 544 pp.

Labruyère, R.E.1971. Common scab and its control in seed-potato crops. Versl. Landbouwk. Onderz. Ned. 767. 71pp.

Lalande, R., V. Furlan, D.A. Angers and G. Lemieux 1998. Soil improvement following addition of chipped wood from twigs. Amer. Journ. Alt Agri., 13 :132-137.

Lapwood, D.H., L.W. Wellings and J. H. Hawkins, 1973. Irrigation as a practical means to control potato common scab (*Streptomyces scabies*) : final experiment and conclusions. Plant Pathol. 22 :35-41.

Larochelle, L. 1993. L'impact de la qualité de bois raméal fragmenté sur la dynamique de la mésofaune du sol. Thèse de maîtrise, Université Laval, Québec. 65 p.

Larochelle, L., F. Pagé, C.J. Beauchamp et G. Lemieux, 1993. Rôle de la mésofaune dans la dynamique de transformation de la matière ligneuse appliquée au sol. Agrosol 6 : 36-43.

Lartey, R.T., E.A. Curl, C.M. Peterson et J. D. Harper, 1989. Mycophagous grazing and food preference of *Proisotoma minuta* (Collembola : Isotomidae) and *Onychiurus encarpatus* (Collembola : Onychiuridae.) Environmental Entomology 18 : 334-337.

Lartey, R.T., E.A. Curl and C.M. Peterson, 1994. Interactions of mycophagous collembola and biological control fungi in the suppression of *Rhizoctonia solani*. Soil Biol. Biochem. 26 : 81-88.

Lazarovits, G., K.L. Conn and J. Potter, 1999. Reduction of potato scab, verticillium wilt, and nematodes by soymeal and meat and bone meal in two Ontario fields. Can. J. Plant Pathol. 21 : 345-353.

Loria, R., R.A. Bukhalid, B.A. Fry and R. R. King, 1997. Plant pathogenicity in the genus *Streptomyces*. Plant Dis. 81: 836-846.

Lulai, E.D. and P.H. Orr, 1979. Influence of potato specific gravity on yield and oil content of chips. Am. Potato J. 56:379-390.

Martin, J.K. 1950. Use of acid, rose bengal and streptomycin in the plate method for estimating soil fungi. Soil Sci. 69 : 215-232.

Martin, J.K. 1975. Comparison of agar media for counts of viable soil bacteria. Soil Biol. Biochem. 7: 401-402.

Martin, J.P., K. Haider, and G. Kassim, 1980. Biodegradation and stabilization after 2 years of specific crop, lignin, and polysaccharide carbons in soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 44: 1250-1255.

McKeague, J.A. ed. 1978. Manual on soil sampling and methods of analysis. 2nd ed. Canadian Society of Soil Science. Ottawa, Ontario. 223pp.

N'Dayegamiye, A. and D.A. Angers, 1993. Organic matter characteristics and water stable aggregation of a sandy loam soil after 9 years of wood-residue applications. Can. J. Soil Sci. 73 : 115-122.

N'Dayegamiye A. et Dubé A., 1986. L'effet de l'incorporation de matières ligneuses sur l'évolution des propriétés chimiques du sol et sur la croissance des plantes. Can. J. Soil Sci. 66 : 623-631.

Neher D., 1999. Soil community composition and ecosystem processes. Agroforestry systems 45 : 159-185.

Perry D.A., M.P. Amatranthus, J.G. Borchers, S.L. Borchewrs and R.E. Brainerd, 1989. Bootstrapping in ecosystems. BioScience 39 : 230-237.

Rothrock, C.S., T.L. Kirkpatrick, R.E. Frans, and H.D. Scott, 1995. The influence of winter legume cover crops on soilborne plant pathogens and cotton seedling diseases. Plant Disease 79: 167-171.

Rutledge, B.E. and J.E. McCurg 1981. Technical note aid No. 1. Plant tissue analysis by inductivity coupled argon plasma spectrometry. Jarrell-Ash Plasma Newsletter, 3: 4-5.

Sieczka, J.B. and R.E. Thornton, eds. 1993. Commercial Potato Production in North America. Potato Association of America Handbook. Revision of USDA-ARS Handbook 267. 46 pp.

Smith O., 1977. Soils and organic matter in potato production. *In* Potatoes : production, Storing, Processing. The Avi publishing Company, Inc., Connecticut. USA. p. 145-158.

Standford, G. and S.J. Smith, 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 36: 465-472.

Swift, M.J., O.W. Heal and J.M. Anderson, 1979. The influence of resource quality on decomposition process. *In* Anderson, D.J. et al. eds. Studies in Ecology vol. 5, Decomposition in Terrestrial Ecosystems, University of California Press, Berkely, p. 118-167.

Tremblay, J., 1995. Caractérisation physico-chimique des bois raméaux fragmentés et leur effet sur la croissance des plantes. Mémoire de maîtrise, FSAA. Université Laval, Québec, 173 p.

Tremblay, J. et C.J. Beauchamp, 1998. Fractionnement de la fertilisation azotée d'appoint à la suite de l'incorporation au sol de bois raméaux fragmentés : modifications de certaines propriétés biologiques et chimiques d' un sol cultivé en pomme de terre. Can. J. Soil Sci. 78 : 275-282.

Tran, T.S. et M. Giroux, 1987. Disponibilité du phosphore dans les sols neutres et calcaires du Québec en relation avec leurs caractéristiques chimiques et physiques. Can. J. Soil Sci. 67: 1-16.

Tran, T.S. and M. Giroux, 1991. Effects of N rates and harvest dates on the efficiency of ^{15}N-labelled fertilizer on early harvested potatoes (*Solanum tuberosum*). Can. J. Soil Sci. 71: 519-532.

Tran, T.S., M. Giroux, J. Guilbault and P. Audesse, 1990. Evaluation of Mehlich-III extractant to estimate the available P in Quebec soils. Commun. Soil Sci. Plant. Anal. 21: 1-28.

Walkley, A. and I.A. Black, 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37:29-38.

Wiggins, E.A., E.A. Curl and J.D. Harper, 1979. Effects of soil fertility and cotton rhizosphère on populations of Collembola. Pedobiologia 19 : 75-82.

Zhang, J. and F.A. Drummond, 1998. Effect of crop habitat and potato management practices on the population abundance of adult Harpalus rufipes (Coleoptera: Carabidae) in Maine. J. agric. entomol. 15 (1) : 63-74.

Étude pédologique des terres cultivées de la grande région de Québec

M. Rompré[1] et M. Gagnon[1]

Résumé, M. Rompré[1] et M. Gagnon[1], 2001. **Étude pédologique des terres cultivées de la grande région de Québec. *Agrosol*. 12 (2) : 118-121.** La région de Québec (rive Nord) est le lieu d'une agriculture périurbaine diversifiée et dans certains cas, très spécialisée. Dès le début de la colonie, les conditions édaphiques étaient réunies pour faire de cette partie du territoire, le berceau de l'agriculture en Amérique du Nord. La classification, la description et la cartographie des séries de sol de cette région sont présentées dans deux études pédologiques soit : l'étude pédologique des terres cultivées de la MRC de la Côte-de-Beaupré et l'étude pédologique de la région de Québec (secteurs Sainte-Foy et Valcartier).

Mots clés : sol, série, carte, étude pédologique.

Abstract, M. Rompré[1] et M. Gagnon[1], 2001. **Soil Survey and Classification of Cultivated Lands in Quebec City Suburbs. *Agrosol*. 12 (2) : 118-121.** The immediate suburb of Quebec (North of St.Laurent River) are both diversified and specialized in terms of agricultural practices. All conditions where met in the early sixteen to make that part of territory the very first beginning of agriculture in North America. The soil series classification, definition an mapping are describe in two soil survey reports which are: «L'étude pédologique des terres cultivées de la MRC de la Côte-de-Beaupré» and «L'étude pédologique de la région de Québec (secteurs Sainte-Foy et Valcartier)».

Key words : soil, serie, map, soil survey.

Introduction

Les bonnes terres agricoles n'occupent pas la moitié du territoire agricole québécois et les pressions de l'urbanisation sont toujours aussi fortes et même davantage dans le cadre d'une agriculture périurbaine. Les 12000 hectares de terres cultivées de la grande région de Québec, n'ont pas toutes les mêmes caractéristiques ni les mêmes aptitudes à diverses productions aussi, *avant de faire quoique ce soit dessus, on doit s'enquérir de ce qu'il y a en dessous.* L'étude pédologique constitue à ce point de vue un outil de planification et d'aide à la prise de décision. Une première partie donne un aperçu du milieu naturel; on y traite d'hydrographie, de physiographie, de végétation, de climat, de géologie et de dépôts de surface en insistant sur l'interdépendance de ces différents facteurs et de leur importance sur le développement des sols et certaines de leurs propriétés. Une deuxième partie définit une à une les séries de sol identifiées dans le territoire en termes de leurs propriétés (morphologiques, physiques, chimiques), et une troisième partie discute de la valeur intrinsèque de chacune des séries et de leur aptitude à la culture. Une carte à l'échelle 1 :20000 complète l'étude.

Matériels et méthodes

Les matériaux sont les sols cultivés des secteurs* de Sainte-Foy, de Valcartier, de la Côte-de-Beaupré, de Saint-Tite-des-Caps et de Saint-Ferréol-les-Neiges. Les méthodes analytiques utilisées sont décrites dans l'AGDEX 533 du CPVQ (1959) et ont été réalisées dans les laboratoires de l'IRDA à Sainte-Foy. Les critères d'interprétation des résultats d'analyses sont donnés en annexe dans les études pédologiques. Les travaux sur le terrain font suite ou sont concomitants à la consultation des documents pertinents (cartes, photographies aériennes, articles…) et consistent pour l'essentiel en une série de traverses plus ou moins rapprochées avec des arrêts (observations de profils, prise de notes) distribués selon la morphologie du terrain, l'échelle de cartographie et l'expérience du pédologue. Les études pédologiques dont il est question ici sont à l'échelle 1 : 20000. Elles ont nécessité plus de 4 500 observations sur le terrain, l'échantillonnage d'une centaine de

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

*ce terme réfère aux superficies cartographiées.

profils de sol et plus de 15 000 déterminations en laboratoire. Les rapports et les cartes qui constituent ces études ont été produits par l'IRDA et sont disponibles en format papier et en format numérique (Rompré, M et Gagnon, M. 2000 et 2001).

Résultats et discussion

Le territoire couvert par ces études représente près de 12 000 hectares de terres dont les propriétés morphologiques, physiques, chimiques et certains autres facteurs liés à leur formation sont très variables. Deux grands ensembles physiographiques se partagent le territoire soit : les Basses-Terres-du-Saint-Laurent et le Plateau laurentien. Le climat est du type tempéré froid avec quelques variations dues à l'altitude, la direction des vents dominants, l'exposition des pentes, etc. Les températures refroidissent en allant du sud vers le nord et d'ouest en est; les secteurs de Valcartier, Saint-Tite-des-Caps et Saint-Ferréol-les-Neiges sont donc un peu plus frais alors que le secteur du Cap Tourmente jouit d'un microclimat particulier dû à la proximité du fleuve et à la falaise qui l'entourent. Une forêt mixte constituée principalement par l'érablière laurentienne et l'érablière à bouleaux jaunes domine le territoire. Du point de vue des formations géologiques, malgré certains chevauchements, on distingue assez bien les schistes Utica et Lorraine, les calcaires de Trenton, les calcaires Bourret et les roches laurentiennes (granites, gneiss, quartzite…). Il en est de même des dépôts glaciaires (tills), des dépôts marins, fluvio-glaciaires, fluviatiles et autres, auxquels correspondent des paysages particuliers et des sols de nature et propriétés différentes : les dépôts fluvio-glaciaires et fluviatiles de la Vallée de la Jacques-Cartier avec des sols sableux plus ou moins graveleux, la plaine d'épandage sableuse de Saint-Ferréol-les-Neiges, les tills remaniés à caractère résiduel de la Côte-de-Beaupré et du secteur de Sainte-Foy avec leurs textures de loam plus ou moins argileux et d'argile ne sont que quelques exemples.

Soixante et onze (71) séries de sol se partagent le territoire cartographié de la grande région de Québec dont plus du tiers est constitué de dépôts de tills plus ou moins remaniés. La série Des Battures est la plus importante en superficie suivie de loin par les séries Joly, Platon, Chaloupe, Neuville, Auteuil, Mont-Rolland, La Mare et Hilarion. Il en reste donc plus de soixante (60) qui ne couvrent pas de très grandes superficies mais qui ne sont pas pour autant les moins productives.

- Le secteur de Valcartier couvre près de 600 hectares; il est presque exclusivement consacré à l'élevage de dindons. Les sols sont sableux plus ou moins graveleux, profonds, perméables, acides, de faible capacité d'échange…et naturellement pauvres. la valeur agricole de ces sols ne tient souvent qu'aux propriétés de la couche de surface. Les séries dominantes sont les séries Morin et Mont-Rolland.

- Le secteur de Sainte-Foy est plus diversifié et s'étend sur près de 2 800 hectares. Les sols sont de textures généralement plus lourdes (loam, loam argileux), la réaction neutre à alcaline, le drainage imparfait à mauvais, les capacités d'échange généralement plus élevées… Ce sont des sols de valeur intrinsèque bonne à moyenne qui nécessitent des précautions particulières quant à la réalisation de certains travaux et à leur temps d'exécution. Les séries Joly, Platon, Chaloupe, Neuville et Tilly sont les plus répandues.

- La Côte-de-Beaupré s'accapare près de 4 000 hectares et se distingue par des paysages en paliers, ses cultures maraîchères, ses bandes de sols à caractère résiduel loameux, plus ou moins argileux, de réaction acide pour les uns, alcaline pour les autres et des capacités d'échange assez élevées. Ces sols ont une valeur intrinsèque bonne à moyenne. En progressant vers l'est, les paliers s'élargissent et les sols se diversifient tant par leurs propriétés que par leur valeur intrinsèque qui varie de pauvre à bonne. Les séries Cazeau, Casgrain, Montmorency, Auteuil, Des Tours et Des Battures sont les plus importantes.

- Le secteur montagneux de Saint-Tite-des-Caps et Saint-Ferréol-les-Neiges avec un peu plus de 2 500 hectares se caractérise par ses dépôts de till; des sols à texture de sable loameux à loam sableux dont la charge en fragments grossiers et le drainage sont très variables. Ce sont des sols acides dont la valeur intrinsèque varie de moyenne à pauvre et dont l'utilisation à des fins agricoles est en relation avec la position qu'ils occupent dans le paysage. La plaine d'épandage de Saint-Ferréol-les-Neiges fait partie de ce secteur et offre des paysages plus doux où les sols sont sableux, acides, à drainage variable et naturellement pauvres. Les séries de sol dominantes sont les séries Charlevoix, La Mare, Lombrette, Éternité, Placide et Hilarion.

- Le secteur du Cap Tourmente est dominé par la série Des Battures dont la valeur intrinsèque est bonne. Ce secteur couvre un peu moins de 1 000 hectares.

La valeur intrinsèque de chacune des séries ou groupes de séries est définie en fonction de leurs propriétés morphologiques (pente, superficie, pierrosité…), physiques (texture, drainage, structure, fragments grossiers…) et chimiques (pH, pourcentage de matière organique, capacité d'échange cationique, teneur en éléments, Mehlich-3…). Les propriétés morphologiques se reconnaissent facilement sur le terrain. Les propriétés physiques nécessitent des observations particulières et sont pour certaines, précisées en laboratoire. Quant aux propriétés chimiques, elles reposent essentiellement sur les résultats d'analyses en laboratoire.

Les séries des secteurs montagneux (tills et autres dépôts) ont des teneurs en différents éléments généralement faibles, des capacités d'échange cationique moyennes à faibles, des saturations en bases faibles et des teneurs en Cu, Zn et Mn faibles. Leur capacité de fixation du phosphore est plus élevée dans les horizons podzoliques (Bf). Les tills remaniés de la Côte-de-Beaupré et du secteur de Sainte-Foy ont des teneurs en différents éléments comparables entre eux et généralement plus élevées que celles des sols des secteurs montagneux. Ils ont une meilleure capacité d'échange cationique et la saturation en bases y est beaucoup plus élevée; les saturations en Ca et Mg sont également plus élevées ainsi que les teneurs en Cu, Zn et Mn dans certains cas. Les capacités de fixation du phosphore sont généralement faibles. Les séries sableuses des secteurs de Sainte-Foy et de la Côte-de-Beaupré ont des teneurs comparables à celles de textures semblables en secteurs montagneux. Toutefois, les antécédents culturaux et des facteurs anthropiques peuvent modifier le contenu en différents éléments de la couche de surface (couche de labour).

Toutes les données pertinentes à une bonne connaissance des différentes propriétés morphologiques, physiques et chimiques de chacune des séries de sol sont décrites sous forme littéraire et sous forme numérique (tableau 1) dans un rapport. Elles sont ensuite traduites sur une carte qui montre, au moyen d'un jeu de couleur conventionnelle et de différents sigles, la situation, l'importance relative et la répartition dans le territoire des 71 séries de sol identifiées dans la grande région de Québec.

Tableau 1. Propriétés de quelques séries de sol de la grande région de Québec

Série	Superficies (ha)	Grand groupe	Texture	Drainage	Réaction (pH)	Dépôts	Valeur intrinsèque	Remarques
Des Battures	1191	Gleysol	L-A	Mauvais	Neutre-faiblement alcalin	Alluvions marines	Bonne	Pas d'horizon B
Joly	614	Gleysol	LLI-LLIA	Imparfait	Neutre	Till remanié résiduel	Bonne-moyenne	Schiste Utica altéré
La Mare	380	Podzol humo-ferrique	LSF	Imparfait	Acide	Till basal	Moyenne-bonne	Roche granitique
Platon	379	Gleysol humique	LLI-ALI	Très mauvais	Alcalin	Till remanié résiduel	Moyenne-bonne	Couche organique
Chaloupe	349	Gleysol humique	L-LSA	Imparfait-mauvais	Faiblement alcalin	Alluvions marines	Bonne-moyenne	Laminé à la base
Éternité	328	Podzol humo-ferrique	S-SL	Rapide	Acide	Fluviatile	Pauvre	Très graveleux
Cazeau	318	Brunisol dystrique	LA	Bon-moyennement bon	Acide	Till remanié résiduel	Acide	Grès gris verdâtre
Charlevoix	295	Podzol humo-ferrique	LS	Bon-moyennement bon	Acide	Till basal	Moyenne-bonne	Roche gneissique
Hilarion	270	Podzol humo-ferrique	S-SL	Bon-rapide	Acide	Fluvio-glaciaire	Pauvre	Recouvrement sur till
Auteuil	243	Gleysol	LA-A	Mauvais-très mauvais	Neutre-alcalin	Till remanié résiduel	Bonne-moyenne	Ae gris, taches jaunes
Neuville	242	Gleysol humique	L-LS	Imparfait-mauvais	Neutre-alcalin	Till remanié	Bonne-moyenne	Éléments grossiers calcaires
Lombrette	201	Brunisol sombrique	LSF	Bon-moyennement bon	Moyennement acide	Till basal	Moyenne	Localisation
Chute	124	Brunisol sombrique	LA	Bon	Alcalin	Till remanié résiduel	Bonne	Schiste noir altéré
Saint-Antoine	106	Podzol humo-ferrique	SL-LS	Bon	Neutre	Fluvio-marin/till	Moyenne-pauvre	Recouvrement sur till
Ignace	85	Podzol humo-ferrique	LS	Rapide	Neutre	Fluvio-marin	Moyenne	Gravier de schistes
Beaupré	80	Podzol humo-ferrique	SG	Mauvais-très mauvais	Acide	Marin	Pauvre	Ortstein
Rhéaume	60	Gleysol	LS-LSF	Mauvais	Alcalin	Till remanié	Moyenne	Éléments laurentiens
Joachim	54	Gleysol humique	LS-LLIA		Neutre	Marin	Moyenne	Laminé à la base

Conclusion

La connaissance des sols et leur répartition dans le territoire constituent l'essentiel d'une étude pédologique, un outil de base incontournable pour toutes personnes dont les prises de décisions ont une incidence sur le milieu. Le sol est une ressource naturelle non renouvelable convoitée par nombre d'utilisateurs et pour différentes utilisations. Cela est d'autant plus vrai lorsque la zone urbaine côtoie le domaine agricole. L'étude pédologique ne concerne que les terres du domaine agricole (zone verte). Elle doit être le point de départ des discussions entre les spécialistes et les gens du milieu pour décider de la meilleure utilisation à faire des sols qui n'ont pas tous le même potentiel (tableau 1). Les propriétés et caractéristiques des sols de la région de Québec sont maintenant connues et l'intégration de ces données à différents systèmes d'exploitation informatiques ne pourra qu'aider davantage à la prise de décision.

Références bibliographiques

Rompré, M. et M. Gagnon, 2000. Étude pédologique des terres cultivées de la MRC de la Côte-de Beaupré. IRDA.131 p.

Rompré, M et M. Gagnon, 2001. Étude pédologique de la région de Québec (secteurs Sainte-Foy et Valcartier). IRDA. 85 p.