

# agrosol

La revue de **l'agroenvironnement**



**Compte rendu de recherche  
en agroenvironnement**

Jun 2005, vol. 16, n° 1



INSTITUT DE RECHERCHE  
ET DE DÉVELOPPEMENT EN  
AGROENVIRONNEMENT

**Directrice générale de l'IRDA**  
Gisèle Grandbois

**Directeur de la revue Agrosol**  
Marc R. Laverdière

**Éditeur en chef**  
Marcel Giroux

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

**Traitement, lecture  
et correction des textes**  
Claudine Jomphe

**Graphisme**  
Frédérique Maranda et Julie Nadeau

**ABONNEMENT**

Contactez Linda Mc Caughan  
au (450) 778-6522, #221  
ou remplissez le formulaire disponible  
à [www.irda.qc.ca](http://www.irda.qc.ca).

**SOUSSION 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](mailto:agrosol@irda.qc.ca)  
Site internet : [www.irda.qc.ca](http://www.irda.qc.ca)

**Table des matières**

*Mot directeur* ..... 3

**RESSOURCES**

**Rugosité de la surface du sol – description et interprétation**..... 5

M. C. Nolin, M. Quenum, A. N. Cambouris, A. Martin et D. Cluis

**Étude sur les teneurs, la distribution et la mobilité  
du cuivre et du zinc dans un sol fertilisé à long terme  
avec des lisiers de porcs** ..... 23

M. Giroux, R. Chassé, L. Deschênes et D. Côté

**Importance des réserves potassiques naturelles  
dans les sols céréaliers du Nord-Ouest tunisien** ..... 33

H. Ben Hassine, M. H. El Aouni, G. Bonin et M. Ben Salem

**Mobilité du phosphore et intervention agroenvironnementale  
en bassin versant agricole : Étude de cas du ruisseau Au Castor,  
tributaire de la rivière Aux Brochets, Québec** ..... 47

A. R. Michaud, R. Lauzier et M. R. Laverdière

**Épandage automnal des MRF – risques environnementaux  
et mesures préventives** ..... 61

M. Hébert

**PRODUCTIONS VÉGÉTALES**

**Fluctuations saisonnières des populations  
de lépidoptères dans les plantations de choux,  
de brocolis et autres crucifères au Québec** ..... 79

G. Mailloux

**Effets d'apports de composts de résidus verts  
urbains sur les rendements et la nutrition azotée  
du maïs-grain et sur certaines propriétés  
du loam argileux de la série Providence** ..... 91

A. N'Dayegamiye, M. Turcot et M. R. Laverdière

**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*.



## La valorisation des « ressources secondaires », une solution agroenvironnementale à prioriser

Plusieurs substances exogènes, longtemps considérées comme rejets industriels ou résidus, sont venues s'ajouter aux effluents d'élevages comme amendements des sols ou fertilisants des cultures et sont maintenant valorisées à la ferme à l'état frais ou compostées, sous l'appellation matières résiduelles fertilisantes (MRF). Tout comme les effluents d'élevages, ces dernières ne sont pas nécessairement sans risques pour l'environnement et se doivent d'être valorisées en prenant en compte leur composition et certains autres paramètres (doses, dates d'épandage, etc.). Optimiser la valorisation de ces ressources secondaires tout en minimisant les risques environnementaux, telle doit être la préoccupation quotidienne de tout intervenant dans le milieu.

Dans ce numéro d'*Agrosol*, quatre articles rejoignent des points soulevés ci-dessus en relation avec la protection des composantes de l'environnement. Ainsi dans la section « Ressources », il sera question des risques associés à la valorisation automnale des MRF et des mesures à suivre en vue de limiter les problèmes potentiels. L'auteur fait ressortir les avantages découlant de la valorisation automnale tout en pointant les mesures préventives à adopter.

Un autre article de cette section discute des impacts d'apport de diverses doses de lisier de porcs pendant 25 ans sur certaines fractions de cuivre et de zinc du sol. Des méthodes de spéciation ont permis de caractériser les diverses fractions de ces métaux retrouvés dans le sol et d'évaluer les risques associés à des apports soutenus.

Le suivi de l'efficacité de mesures de conservation implantées à la ferme et d'une gestion plus serrée des apports d'engrais de ferme sur l'évolution de la qualité de l'eau à l'échelle du petit bassin versant, a fait l'objet d'une étude de plusieurs années. Des réductions non négligeables des quantités de phosphore entraînées vers les cours d'eau ont ainsi été mesurées.

Dans une autre étude présentée dans ce numéro, une équipe de chercheurs s'est penchée sur la rugosité du sol et les facteurs susceptibles de l'influencer. Les diverses techniques utilisées pour caractériser cette propriété peu utilisée dans les travaux de recherche québécois, sont passées en revue et diverses relations sont établies entre cette propriété et divers phénomènes observés sur le terrain.

Finalement, toujours dans cette même section, un dernier article présenté par des collègues tunisiens, fait état des réserves potassiques retrouvées dans le nord-ouest de la Tunisie. La provenance du potassium, l'importance de sa fraction échangeable par rapport à la capacité d'échange cationique du sol et plusieurs autres relations sont ainsi discutées. L'impact des précipitations sur les changements de statut du potassium et des rendements en céréales sont passés en revue.

Dans la section « Productions végétales » un article porte sur les variations des populations de lépidoptères dans les cultures de crucifères. L'auteur décrit l'évolution des principaux insectes retrouvés en fonction des cultures et des conditions climatiques et fait référence aux diverses plantes qui peuvent être utilisées comme pièges pour ces insectes.

Dans un deuxième article de cette même section, les auteurs se sont penchés sur la mise en valeur de résidus verts (gazon, feuilles et copeaux d'émondage). Des mélanges constitués de diverses proportions de ces résidus ont été compostés à partir de deux techniques. Les composts présentant la maturité la plus élevée ont été valorisés au champ dans une culture de maïs-grain. Les impacts observés sur la production de cette culture et sur la qualité des sols sont présentés.

Bonne lecture.



**Marc R. Laverdière**  
Directeur scientifique



## Rugosité de la surface du sol – description et interprétation

\*M. C. Nolin<sup>1</sup>, M. Quenum<sup>1</sup>, A. N. Cambouris<sup>1</sup>, A. Martin<sup>1</sup> et D. Cluis<sup>2</sup>

**Résumé,** M. C. Nolin<sup>1</sup>, M. Quenum<sup>1</sup>, A. N. Cambouris<sup>1</sup>, A. Martin<sup>1</sup> et D. Cluis<sup>2</sup>. **Rugosité de la surface du sol – description et interprétation.** *Agrosol*. 16 (1) : 5-22. La rugosité de surface du sol est un concept relativement peu connu et documenté en science du sol. Elle exprime la variation de la hauteur de la surface du sol pour une unité de surface restreinte (1-10 m<sup>2</sup>) étudiée à l'intérieur d'un champ. Son étude est rarement l'élément principal d'un projet de recherche, mais sa mesure est requise pour bien comprendre un grand nombre de processus pédologiques. Plusieurs instruments ont été conçus pour mesurer *in situ* la rugosité de surface du sol : le profilomètre à aiguilles, le panneau rigide quadrillé, le profilomètre au laser et diverses méthodes photogrammétriques. La télédétection radar tend de plus en plus à remplacer ces méthodes longues et dispendieuses. Le radar polarimétrique, préférablement à longueur d'onde courte et à polarisation verticale, ainsi qu'émis à des angles d'incidence élevés permet de relativement bien discriminer les territoires étudiés selon leur rugosité de surface. Trois paramètres sont fréquemment utilisés dans la littérature pour décrire la rugosité de surface à différentes échelles : 1) la hauteur RMS (*root mean square*), une mesure verticale de la variation de la hauteur; 2) la longueur de corrélation ( $\lambda$ ), une mesure horizontale décrivant la méso-structure d'organisation spatiale de la rugosité, et enfin; 3) la dimension fractale (DF), qui exprime la micro-structure de variation de la rugosité. Le travail du sol, la pluie, la texture, la structure (type, taille et stabilité des agrégats) sont parmi les facteurs qui influencent le plus la rugosité de surface des sols. Celle-ci joue un rôle important dans le régime hydrique des sols (rétention, infiltration, ruissellement) et dans les processus d'érosion hydrique. La rugosité de surface des sols est également un facteur clé dans plusieurs modèles d'érosion éolienne des sols. L'objectif de cette revue de littérature est de mieux faire comprendre la rugosité de surface et son utilité en science du sol et d'en illustrer la mesure à partir d'exemples tirés de projets de recherche en cours.

**Mots clés :** Rugosité du sol, profilomètre, télédétection radar, hauteur RMS, longueur de corrélation, dimension fractale, érosion.

**Abstract,** M.C. Nolin<sup>1</sup>, M. Quenum<sup>1</sup>, A.N. Cambouris<sup>1</sup>, A. Martin<sup>1</sup> and D. Cluis<sup>2</sup>. **Soil surface roughness – description and interpretation.** *Agrosol*. 16 (1) : 5-22. Soil surface roughness is a relatively unknown concept in soil science. It is defined as the variation of soil surface height measured on a small area (1-10 m<sup>2</sup>) within a given agricultural field. The study of this parameter is rarely the main element of a research project, however, its value is required for a good understanding of many soil processes. A series of instruments have been developed for *in situ* measurement of soil surface roughness such as needle or pin-like profilometer, gridded panel, laser profilometer and various photogrammetric methods. Radar remote sensing is more and more used for estimating soil surface roughness in order to replace these long and expensive methods. A polarimetric radar, with short wavelength, vertical polarisation and high incidence angles allows a relatively good discrimination of a given area according to soil surface roughness. Three multi-scale parameters are frequently used in the scientific literature for describing soil surface roughness: 1) the root mean square (RMS) height, a vertical measure of height variation; 2) the correlation length ( $\lambda$ ), an horizontal measure describing the meso-structure of spatial organisation of the soil roughness, and finally; 3) the fractal dimension (DF), referring to the micro-structure of spatial variation of soil roughness. Soil tillage, rain, soil surface texture, and soil structure (type, size and stability of aggregates) have a strong influence on soil surface roughness. On the other hand, soil surface roughness plays a significant role on soil water regime (retention, infiltration, runoff) as well as on soil erosion processes. It is also a key factor for wind erosion modelling. The objective of this literature review is to help soil scientists and agronomists in better understanding soil surface roughness and its usefulness in soil function and to illustrate its measurement techniques with examples coming from our recent research studies.

**Key words:** Soil roughness, profilometer, radar remote sensing, root mean square (RMS) height, correlation length, fractal dimension, erosion.

1. Agriculture et Agroalimentaire Canada

\*Auteur pour la correspondance :

2. INRS-ETE

## Introduction

Dans plusieurs régions du monde, le ruissellement excessif et l'érosion des sols sont parmi les facteurs les plus importants de dégradation des sols et de contamination des eaux de surface. De même, le mauvais drainage des sols est l'une des principales causes de la faible productivité de plusieurs terres agricoles. On assiste à l'accumulation des eaux de surface lorsque l'intensité de précipitation excède la capacité d'infiltration du sol (Zobeck et Onstad 1987, Boiffin et al. 1988, Brun et al. 1990, Le Bissonnais et al. 1990). La rugosité du sol joue un rôle important dans le captage de l'eau, favorisant son infiltration et réduisant son écoulement descendant (Baghdadi et al. 2002). Dans le cas des sols à texture loameuse, par exemple, il a été démontré que les sols lisses (faible rugosité de surface) ont tendance à la formation de croûtes de surface. Ils présentent alors une capacité d'infiltration plus faible que les sols rugueux (Le Bissonnais et al. 1998). C'est pourquoi, la mesure de l'état de rugosité de surface des sols devrait être prise en compte pour étudier et modéliser les processus de ruissellement et d'érosion des terres agricoles. Elle serait également fort utile pour mieux comprendre l'hydrodynamique et le drainage des sols.

Les données de télédétection sont de plus en plus utiles à la modélisation des processus hydrologiques et d'érosion des sols. Or, la rugosité de surface du sol influence également les images de télédétection, en particulier les images radar à synthèse d'ouverture (RSO), mais aussi le domaine du visible et du proche infrarouge (Girard et Girard 1989). Ainsi, la réflectance d'un sol rugueux peut être modifiée selon la position du capteur par rapport au soleil dû à l'effet des ombres portées. En contrepartie, les spécialistes en télédétection radar essaient de développer une procédure pour estimer la rugosité de la surface du sol à partir du signal de certaines polarisations. Autrement, la caractérisation de la rugosité requiert des mesures au sol souvent

longues et dispendieuses. De plus, ces mesures doivent être répétées dans le temps, car elles sont fortement influencées par les conditions climatiques (précipitations, gel) et le travail du sol.

Malgré son importance, la rugosité de surface du sol est un concept relativement peu connu et documenté en science du sol, bien que les premières applications de ce concept datent de près de cinquante ans (Kuipers 1957). Sa définition n'apparaît d'ailleurs pas dans les dictionnaires modernes de pédologie et de science du sol (e.g. Lozet et Mathieu 1990, Gregorich et al. 2001, Baize 2004). L'objectif de cette revue de littérature est de :

- définir le concept de la rugosité de surface des sols;
- décrire les paramètres et outils utilisés pour la mesurer;
- documenter les facteurs qui l'affectent (culture, travail du sol, texture, structure, résidus et fragments, climat, angle d'incidence des capteurs satellitaires ou aéroportés et angle de mesure par rapport à la direction des labours ou des semis);
- décrire l'impact de la rugosité sur le régime hydrique et l'érosion des sols.

Des exemples tirés d'études en cours serviront à illustrer nos propos (tableau 1).

## Définition

Le terme « rugosité de surface » exprime généralement la variation de la hauteur de la surface du sol à l'intérieur d'un site donné (Vazquez et al. 2002). Cependant, la rugosité de surface peut épouser différentes définitions selon les spécialités concernées et les échelles de perception visées (Le Hégarat-Masclé et al. 2001). Le plus souvent, on l'emploie à une micro-échelle pour décrire la microtopographie d'aires restreintes variant de 1 à 10 mètres carrés (Soil Survey Staff 1993). Cependant, les géomorphologues utilisent aussi la rugosité pour décrire la variabilité et la complexité d'organisation de la topographie à l'intérieur des pédopaysages (macro-échelle). Entre ces deux niveaux, il existe aussi une structure intermédiaire d'organisation de la rugosité (méso-échelle) liée en particulier à la végétation. Dans le cadre de cet article, nous nous limiterons au cas spécifique de la microtopographie. Les climatologues parleront de « rugosité aérodynamique », paramètre clé dans la modélisation physique de l'érosion éolienne parce qu'elle exerce un contrôle sur la friction du vent en surface ainsi que sur la vitesse-seuil d'érosion (Le Hégarat-Masclé et al. 2001). Les hydrologues sont plus particulièrement intéressés par la « rugosité géométrique du sol » qui explique une bonne partie de la contribution de la surface du sol dans le

**Tableau 1. Caractéristiques des sites utilisés pour décrire la rugosité de surface des sols présentés à la figure 1.**

Caractéristiques	Site 1		Site 2	Site 3
	1a	1b		
<b>Culture</b>	Maïs		Prairie	Canola
<b>Période de mesure</b>	après semis		après labour	après labour
<b>Date</b>	Mai 2003		Novembre 2004	Octobre 2004
<b>Sol</b>	Providence		Neubois	Humisol terrique
<b>Ordre taxonomique</b>	Gleysol		Podzol	Organique
<b>Argile (mg g<sup>-1</sup>)</b>	467		106	---
<b>Limon (mg g<sup>-1</sup>)</b>	393		374	---
<b>Sable (mg g<sup>-1</sup>)</b>	140		520	---
<b>Matière organique (mg g<sup>-1</sup>)</b>	15,6		51,0	406,5
<b>Orientation du panneau quadrillé par rapport au travail du sol</b>	90°	0°	54°	19°

partage des pluies, entre le ruissellement et l'infiltration. Les spécialistes en télédétection, quant à eux, s'intéressent à la rugosité à l'échelle centimétrique due à son impact direct sur la rétrodiffusion des signaux radar selon l'angle d'incidence et la longueur d'onde des signaux (Le Toan et al. 1998). La rugosité de surface est souvent une caractéristique anisotrope, en ce sens qu'elle peut prendre des valeurs différentes selon la direction de la mesure et du milieu, plus particulièrement en milieu agricole pour les cultures en rangées. Ainsi, les agronomes et pédologues distingueront la rugosité selon l'orientation des lignes ou des surfaces d'échantillonnage par rapport aux champs et aux pratiques culturales. On parlera alors de rugosité « perpendiculaire » (figure 1a) et « parallèle » (figure 1b) au semis ou au labour, comparativement à l'expression « rugosité aléatoire » pour qualifier les mesures non orientées (Burwell et al. 1963), prises indépendamment de la direction des travaux agricoles, à divers angles (p. ex. figures 1c et 1d), souvent imposés pour les applications en télédétection, par l'angle de visée des capteurs satellitaires ou aéroportés.

### Paramètres utilisés pour décrire la rugosité de surface du sol

De façon générale, l'étude de la rugosité est très rarement l'objectif principal d'un programme ou d'un projet de recherche. Cependant, la rugosité influence tellement les propriétés et comportements des sols qu'elle devrait être évaluée systématiquement de façon à mieux isoler la contribution respective de chacune des propriétés étudiées à un processus donné. Les paramètres de rugosité sont des valeurs numériques utilisées pour qualifier ou quantifier l'amplitude et la structure d'organisation spatiale de l'état de rugosité de surface des sols ou des cultures. Ces paramètres sont utilisés pour comparer différentes surfaces entre elles, pour établir des relations entre la rétrodiffusion radar et la rugosité, pour servir de variables d'entrées aux modèles de rétrodiffusion, pour décrire la géométrie de la surface ou tout simplement pour déterminer si une sur-

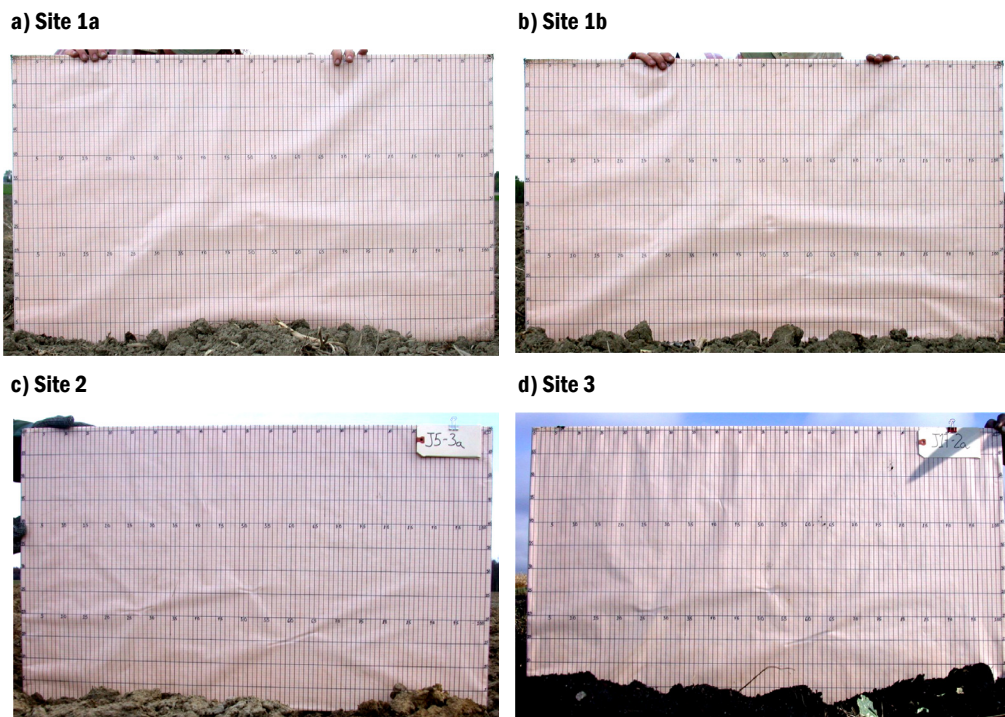


Figure 1. Photographies numériques illustrant la variation de la microtopographie (hauteur) le long du panneau quadrillé utilisé pour mesurer la rugosité de surface du sol sous différentes conditions de sols nus : a) Site 1a; b) Site 1b; c) Site 2; d) Site 3 (voir tableau 1).

face est lisse, intermédiaire ou rugueuse. On peut calculer les paramètres de rugosité à partir de profils linéaires (2D) ou de surface (3D), mesurés avec différents instruments, parfois simples et parfois complexes, et selon différentes directions (Hirschi et al. 1987).

Le paramètre de rugosité le plus couramment utilisé est l'écart type de la hauteur ou « hauteur *RMS* (*root mean square height*) ». Ce paramètre fournit un descripteur vertical de la rugosité du sol car il consiste à mesurer, généralement à intervalle régulier, l'élévation de la surface le long d'une ou de plusieurs

lignes d'observation et de calculer l'écart type des valeurs enregistrées :

$$RMS = \sqrt{\sum_{i=1}^n (z_i - z_m)^2 / n - 1} \quad [1]$$

où  $z_i$  est la hauteur au point  $i$  du profil et  $z_m$  représente la hauteur moyenne de tous les points du profil étudié,  $n$  étant le nombre total de points. Ainsi, plus la hauteur RMS sera élevée, plus la surface sera considérée comme rugueuse. Au tableau 2, on remarque que le profil mesuré perpendiculairement ( $90^\circ$ ) au semis sur le sol argileux de la série de

Tableau 2. Paramètres décrivant la rugosité de surface des sols présentés à la figure 1.

Paramètres de rugosité	Site 1		Site 2	Site 3
	1a	1b		
Hauteur RMS (cm)	1,77	1,20	1,70	2,02
Hauteur maximale $h_{max}$ (cm)	6,52	6,26	7,68	8,99
Longueur de corrélation $\lambda$ (cm)	13,4	2,6	8,5	11,4
Indice de chaîne IC (%)	19,3	21,4	11,3	9,3
Modèle du semivariogramme	Sphérique	Sphérique	Sphérique	Sphérique
Portée $A_0$ (cm)	53,1	9,0	26,6	41,8
Dimension fractale DF (cm)	1,52	1,45	1,51	1,48

Providence (site 1a), sous culture de maïs (76 cm d'écartement entre les rangs) présente une rugosité plus élevée (RMS = 1,77) que le profil mesuré parallèlement (0°) au semis (site 1b; RMS = 1,26). Les profils mesurés, suite au labour d'automne dans le bassin versant du Bras d'Henri (Saint-Bernard de Beauce), montrent des valeurs RMS supérieures (RMS = 2,02) ou relativement semblables (RMS = 1,70) au site 1a (Saint-Marc-sur-Richelieu).

Une mesure plus simple pour qualifier l'amplitude de la variabilité consiste à mesurer la hauteur maximale ( $h_{max}$ ) observée sur une ligne d'observation

donnée. Pour la mesurer, on peut placer une longue règle inclinée selon la pente du terrain, sur le point le plus élevé de la ligne d'observation. On note alors la hauteur la plus grande observable, mesurée perpendiculairement à la règle, tout en évitant de considérer les dénivellations non représentatives (Beaulieu et al. 1995). Une estimation de ce paramètre a été tirée des graphiques présentés à la figure 2 pour illustrer la variation de la microtopographie (hauteur) le long d'un panneau quadrillé pour les quatre cas décrits au tableau 1. Comme on peut le constater au tableau 2, on obtient un classement des quatre sites étudiés relativement semblable à celui obtenu avec

la hauteur RMS soit, selon un degré décroissant de rugosité : site 3 ( $h_{max} = 8,99$  cm) > site 2 ( $h_{max} = 7,68$  cm) > site 1b ( $h_{max} = 6,52$  cm) > site 1a ( $h_{max} = 6,26$  cm).

Paramètre dérivé du même jeu de données que celui utilisé pour calculer la hauteur RMS, la longueur de corrélation ou longueur d'autocorrélation ( $\lambda$ ) correspond à la distance entre les mesures ( $lag\ h$ ) à partir de laquelle les hauteurs entre les points sont statistiquement indépendantes. Ce paramètre fournit une description horizontale de la rugosité de surface du sol, plus particulièrement la structure d'organisation et la continuité spatiale de la microtopographie, plutôt que l'intensité de la variation comme pour les paramètres RMS et  $h_{max}$ . Pour mesurer  $\lambda$ , on a recours aux techniques d'analyse géostatistique et plus particulièrement à l'autocorrélogramme (figure 3) qui décrit la variation du coefficient d'autocorrélation  $\rho(b)$  en fonction de la distance entre les points de mesure ( $lag\ h$ ). La longueur d'autocorrélation pour une ligne d'observation donnée est définie par la relation :

$$\rho(h) = \rho_0 \exp(-h / \lambda) \quad [2]$$

(Fung 1984)

où la valeur de  $\rho_0 = 1$  et celle de  $\rho(b)$  diminue graduellement pour atteindre la valeur  $e^{-1}$  (soit  $1/e$  où  $e = 2,7183$  (nombre d'Euler)) à une distance de  $h = \lambda$  au-delà de laquelle la corrélation n'est plus significativement différente de 0 (Ulaby et al. 1982). La fonction d'autocorrélation  $\rho(b)$  est calculée selon l'équation :

$$\rho(b) = \frac{\sum_{i=1}^{n\text{ paires}} [z_i * z_{(i+b)}]}{\sum_{i=1}^n [z_i]^2} \quad [3]$$

(Fung 1984)

où  $b$  est l'espacement entre deux points, exprimé en nombre d'intervalles de mesure, et  $n$  est le nombre de paires de points espacés de  $b$ . Selon ce critère, le site 1a est celui qui présente la structure d'organisation spatiale la plus

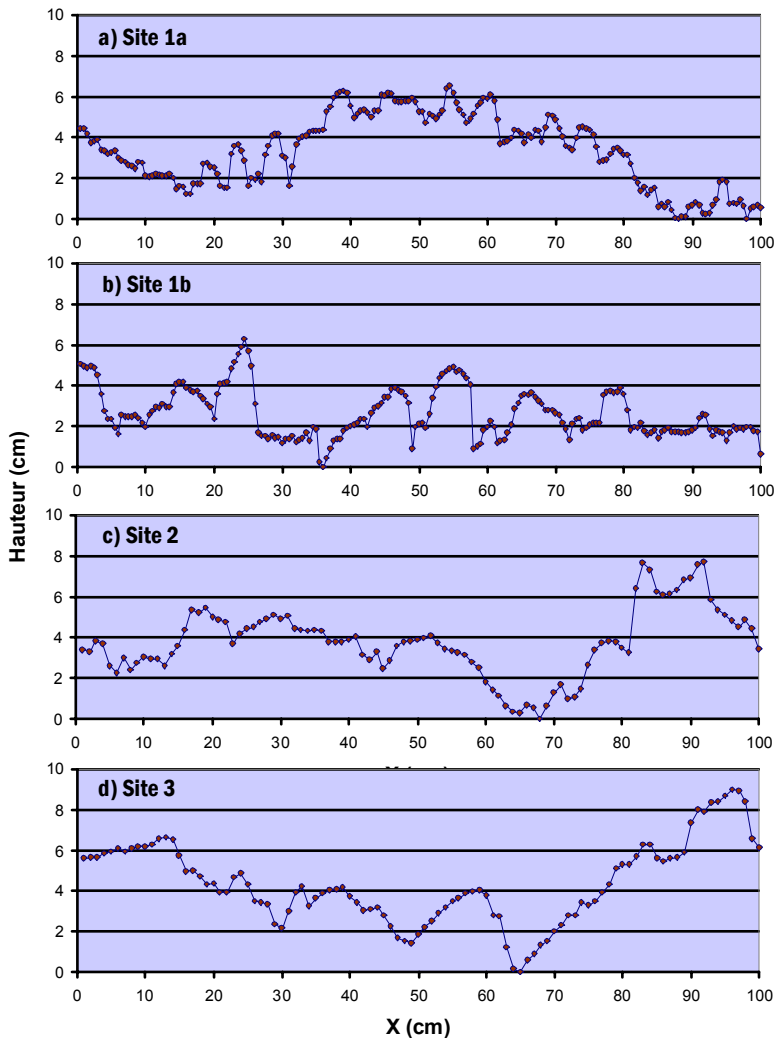
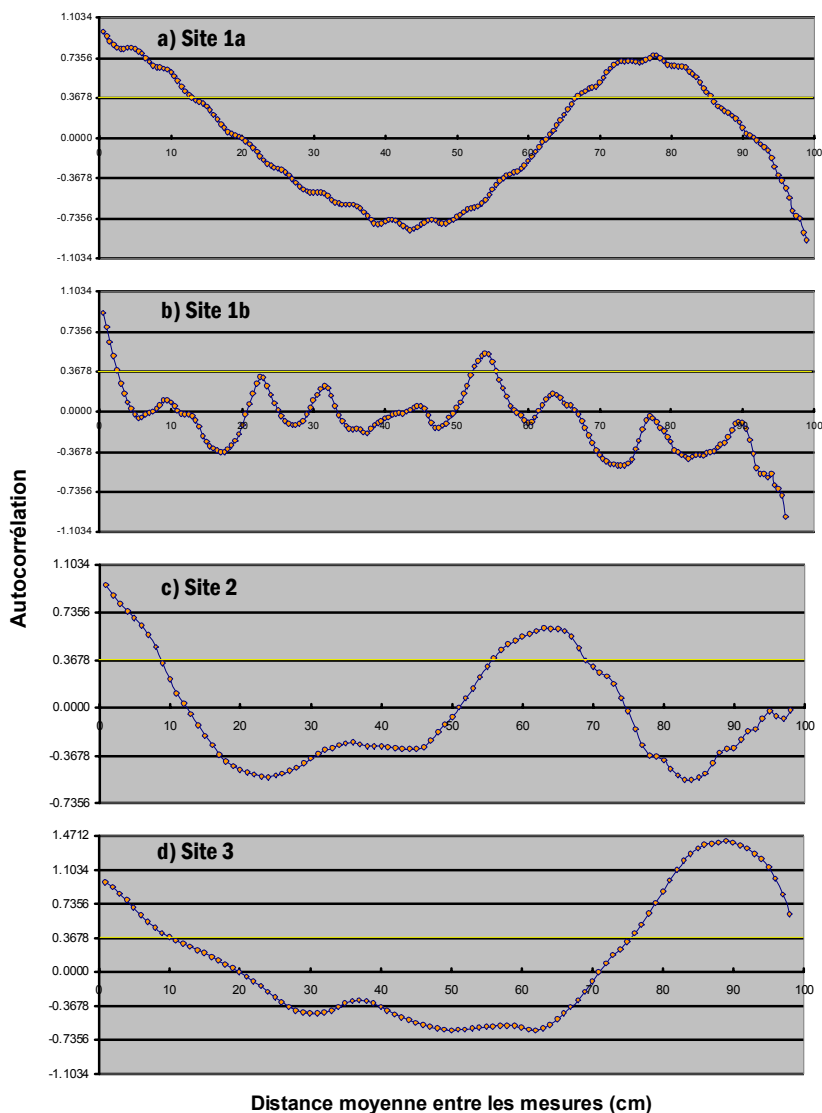


Figure 2. Graphiques illustrant la variation de la microtopographie (hauteur) le long du panneau quadrillé utilisé pour mesurer la rugosité de surface des sols (écart-type de la hauteur, hauteur maximale et indice de la chaîne) dans les quatre cas présentés au tableau 1: a) Site 1a; b) Site 1b; c) Site 2; d) Site 3.



**Figure 3. Autocorrélogrammes associés à la variation de la microtopographie (hauteur) le long du panneau quadrillé utilisé pour mesurer la rugosité de surface (longueur de corrélation) des sols dans les quatre cas présentés au tableau 1: a) Site 1a; b) Site 1b; c) Site 2; d) Site 3.**

grossière ( $\lambda = 13,4$  cm), tandis que le site 1b présente la structure la plus fine ( $\lambda = 2,6$  cm). Pour les sites mesurés après le labour d'automne, le sol loameux de la série de Neubois présente une longueur de corrélation plus petite ( $\lambda = 8,5$  cm) que le site développé sur humisol terrique ( $\lambda = 11,4$  cm).

Un paramètre plus simple, proposé par Saleh (1993) comme descripteur horizontal de la rugosité de surface des sols, consiste à mesurer avec une

règle-vernier la distance entre les deux extrémités d'une chaîne à mailons fins et de longueur connue, appliquée sans tension et sans repli sur la ligne ou la surface d'observation étudiée afin qu'elle puisse épouser les formes de toutes les aspérités du terrain tout en respectant un trajet rectiligne (Beaulieu et al. 1995). L'indice de chaîne (IC) représente le raccourcissement de la longueur parcourue par la chaîne ( $L_1$ ), exprimé en pourcentage de la longueur effective de celle-ci ( $L_2$ ), ou en d'autres termes

la tortuosité de la chaîne, soit :

$$IC (\%) = (1 - (L_1/L_2)) * 100 \quad [4]$$

(Saleh 1993)

Il est possible d'estimer la valeur de IC pour les exemples présentés au tableau 1 en géopositionnant les lignes d'observation présentées à la figure 2 dans un système d'information à référence spatiale (coordonnées métriques) et en calculant la longueur totale de la chaîne ( $L_2$ ) qui correspond alors à la longueur totale du tracé d'observation par rapport à la coordonnée maximale enregistrée en X (100 cm), laquelle correspond alors à la valeur  $L_1$ . Plus le pourcentage de raccourcissement de la chaîne est élevé, plus la surface est considérée rugueuse. Tel qu'indiqué au tableau 2, en utilisant ce paramètre, le classement des sites étudiés selon un ordre décroissant de rugosité est le suivant : site 1b (IC = 21,4 %) > site 1a (IC = 19,3 %) > site 2 (IC = 11,3 %) > site 3 (IC = 9,3 %). On peut constater que ce critère ne tient pas uniquement compte de la variation de la hauteur. Il prend aussi en considération la variation plus fine (irrégularité) liée à la taille des agrégats et des mottes, qui contribue significativement à la tortuosité de la chaîne. Ainsi, même si le profil de rugosité parallèle au semis (site 1b) de maïs présente moins d'amplitude que le profil mesuré perpendiculairement au semis (site 1a), la variation fine détectée par l'indice de chaîne attribue aux deux sites une rugosité comparable et plus élevée que celle des profils mesurés après un labour d'automne.

La forme du semivariogramme et les paramètres qui le décrivent, en particulier la portée ( $A_0$ ), autres outils associés aux techniques géostatistiques, constituent également des descripteurs de la structure d'organisation spatiale de la rugosité de surface des sols (figure 4). Le semivariogramme est une représentation graphique de la variation de la semivariance  $\gamma(b)$  de  $z$  en fonction de l'in-

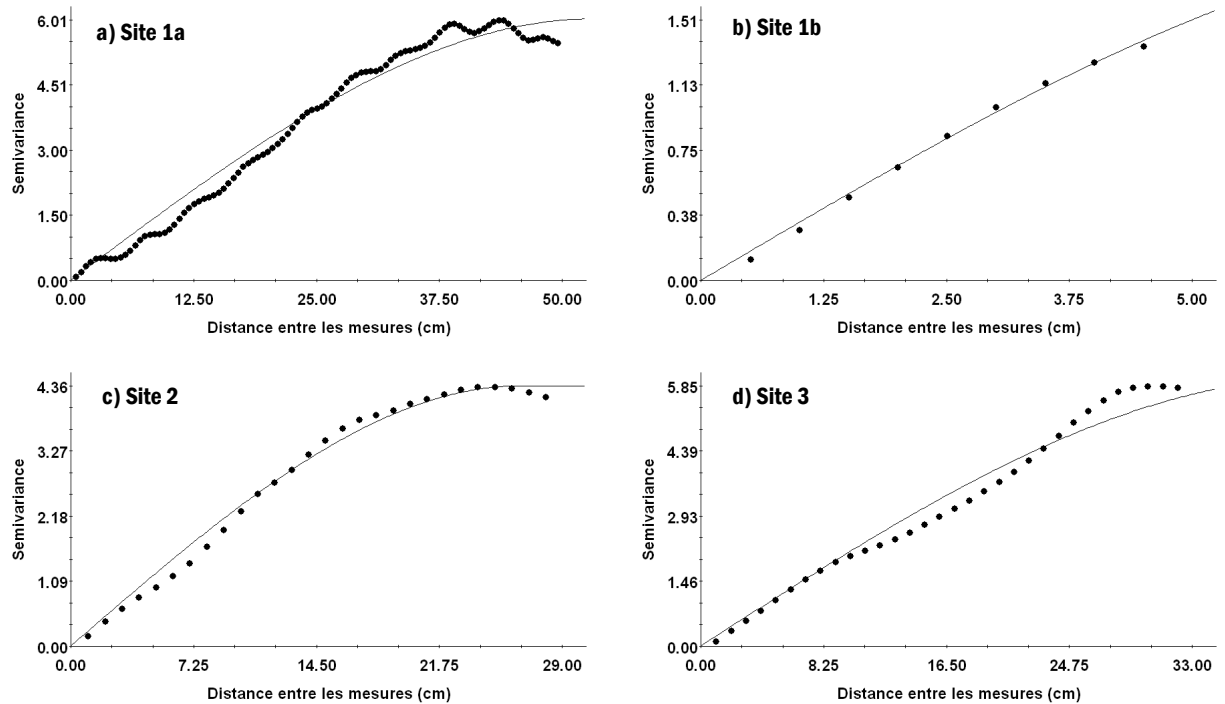


Figure 4. Semivariogrammes associés à la variation de la microtopographie (hauteur) le long du panneau quadrillé utilisé pour mesurer la rugosité de surface des sols (portée) dans les quatre cas présentés au tableau 1 : a) Site 1a; b) Site 1b; c) Site 2; d) Site 3.

tervalle d'observation (*lag h*) entre les points, soit :

$$\gamma(h) = \frac{\sum_{i=1}^{n \text{ paires}} [z_i - z_{(i+h)}]^2}{2 * n_{\text{paires}}} \quad [5] \quad (\text{Robertson 2000})$$

Les quatre exemples présentés au tableau 1 ont pu être décrits à l'aide d'un modèle théorique de semivariogramme de type sphérique. On observe parfois des modèles de semivariogrammes exponentiels et gaussiens (données non présentées). La portée ( $A_0$ ), distance au-delà de laquelle les observations sont indépendantes les unes des autres et à partir de laquelle la valeur de la semivariance  $\gamma(h)$  reste constante (forme de plateau), varie selon l'ordre décroissant suivant : site 1a ( $A_0 = 53,1$  cm) > site 3 ( $A_0 = 41,8$  cm) > site 2 ( $A_0 = 26,6$  cm) > site 1b ( $A_0 = 9,0$  cm). Le semivariogramme et la portée confirment donc la taille des organisations spatiales de la rugosité de surface du sol déduite de l'autocorrélogramme et de la longueur de corrélation.

L'approximation des objets naturels par des formes fractales suscite aujourd'hui l'intérêt de plusieurs domaines de recherche. La dimension fractale (DF) est un autre paramètre utilisé pour décrire la structure d'organisation spatiale de la rugosité de surface des sols (description horizontale). Cependant, la DF, lorsqu'elle existe, fournit un descripteur de la micro-structure d'organisation spatiale de la rugosité de surface particulièrement associée à l'agrégation des particules élémentaires de sol (structure du sol), alors que  $\lambda$  et  $A_0$  décrivent plutôt la méso-structure d'organisation spatiale de la rugosité, que l'on peut relier plus spécifiquement aux travaux aratoires. La DF, également appelée « statistique de Hausdorff Besicovitch », constitue en fait un descripteur de l'irrégularité de la mesure de rugosité. L'utilisation de ce paramètre est plus récente et concerne tout particulièrement les diverses applications de la rugosité en télédétection radar. Ainsi, Zribi et al. (2000) proposent une description basée sur le modèle fractionnaire brownien pour décrire la

rugosité à micro-échelle, c'est-à-dire à des distances inférieures à la longueur de corrélation. La DF est calculée à partir du semivariogramme après transformation de celui-ci selon une échelle log-log (figure 5). Lorsqu'elle existe, la DF est définie comme étant égale à  $2-m/2$  où  $m$  est la pente de la relation linéaire que l'on peut modéliser suite à la transformation logarithmique des axes (Robertson 2000). Il est plutôt difficile de distinguer les sites présentés en exemple sur la base de ce critère car les valeurs sont relativement semblables (tableau 2). Voici le classement selon l'ordre décroissant qui en résulte : site 1a (DF = 1,52) > site 2 (DF = 1,51) > site 3 (DF = 1,48) > site 1b (1,45).

De plus en plus d'auteurs recommandent d'utiliser une approche multi-échelles, intégrant plusieurs paramètres de description de la rugosité de surface des sols (RMS,  $\lambda$  et DF), car elle améliore les modèles de prédiction de l'humidité des sols à partir des données de rétrodiffusion des signaux radar (Le Toan et al. 1998).

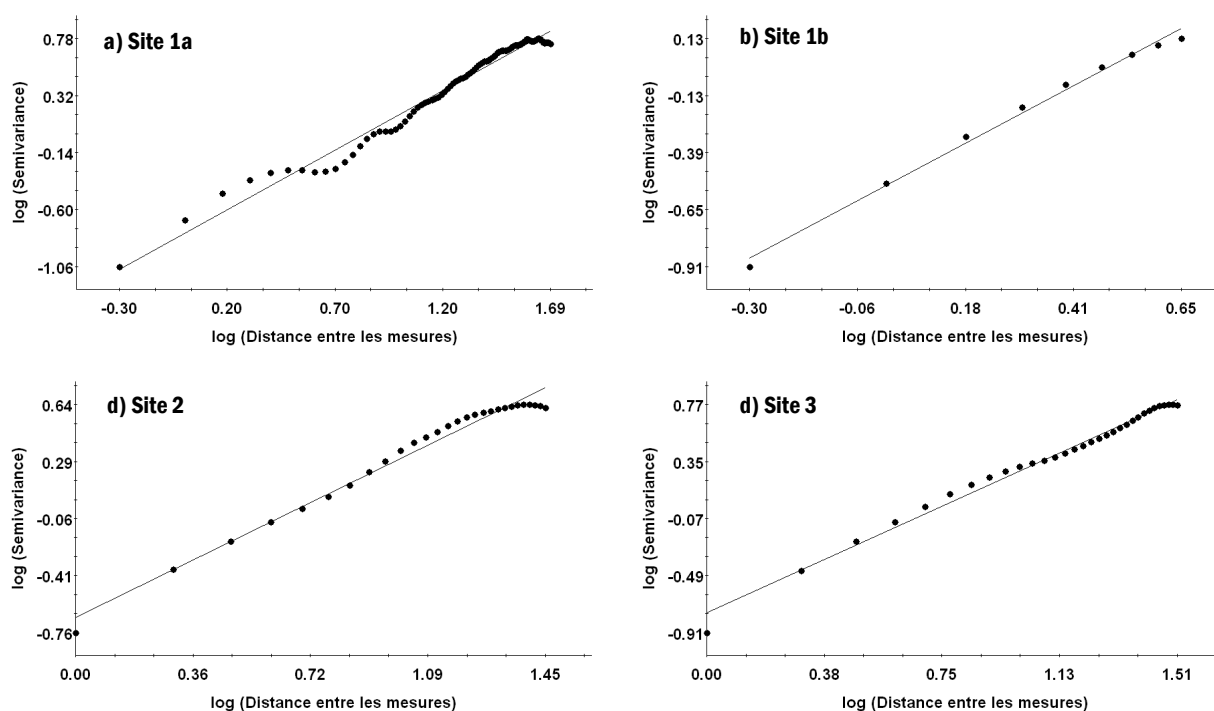


Figure 5. Graphiques présentant la transformation logarithmique des semivariogrammes associés à la variation de la microtopographie (hauteur) le long du panneau quadrillé utilisé pour mesurer la rugosité de surface des sols (dimension fractale) dans les quatre cas présentés au tableau 1 : a) Site 1a; b) Site 1b; c) Site 2; d) Site 3.

### Différentes méthodes de mesure de la rugosité des sols

Il existe plusieurs méthodes pour déterminer la rugosité de surface des sols. Ainsi, plusieurs appareils ont été conçus pour mesurer la rugosité sans contact physique avec la surface étudiée. Ceci inclut l'utilisation d'un sonar, d'un laser, ou d'une caméra photographique et d'un « flash », tel que le rugosimètre de surface développé par le Centre canadien de télédétection du ministère des Ressources naturelles du Canada (Brisco et al. 1989). Il existe des méthodes de mesure plus complexes que d'autres et des outils présentant différentes échelles de mesure variant de fine à grossière. Certains appareils sont dispendieux et donc peu accessibles, tandis que d'autres sont plutôt économiques et accessibles. Certains outils permettent de faire des mesures sur des profils linéaires (2D; x, z) alors que d'autres visent à quantifier la rugosité pour des surfaces (3D; x, y, z)

de dimensions diverses. Enfin, certains instruments nécessiteront beaucoup de temps sur le terrain tandis que d'autres exigeront des temps de traitement plus longs au retour de la campagne de terrain (numérisation, calcul, etc.). Les diverses applications de la rugosité de surface des sols (télédétection radar, modélisation de l'érosion éolienne, évaluation du travail du sol, etc.) et les précisions qui s'y rattachent auront une influence sur le type d'appareil utilisé.

Que ce soit pour des raisons de coût ou de leur utilisation complexe, certains appareils ne sont généralement disponibles qu'en un seul ou en très peu d'exemplaires au sein d'un même centre de recherche, rendant difficile l'acquisition d'un grand nombre de mesures, distribué sur un grand territoire et en une courte période de temps. Des méthodes plus simples et facilement disponibles ont donc été développées bien qu'elles présentent parfois certaines limitations.

### Méthode de la chaîne et de la règle

Elle est aussi appelée « méthode de la chaînette ». Il s'agit de la méthode décrite précédemment pour mesurer  $h_{max}$  et IC. La méthode de la chaîne est surtout utilisée en pédologie, mais elle est parfois employée pour l'appréciation qualitative de la rugosité de surface dans les campagnes de mesures reliées à la télédétection radar (McNairn et al. 1995). Cette méthode est décrite en détail dans Saleh (1993) qui utilise une chaîne à roulements. Des résultats satisfaisants peuvent être obtenus avec d'autres types de chaînes en autant que leurs maillons ne puissent se refermer les uns sur les autres (figure 6). Dans une étude menée sur 30 profils mesurés dans l'Arctique canadien et en comparant cette méthode simple à un profilomètre économique (profilomètre à pailles), Beaulieu et al. (1995) ont montré que pour une appréciation approximative de la rugosité, la méthode de la chaîne pourrait remplacer



Source : [http://www.csrl.ars.usda.gov/wewc/images/chain\\_1.gif](http://www.csrl.ars.usda.gov/wewc/images/chain_1.gif)

**Figure 6.** Exemple d'utilisation de la méthode de la chaîne avec une règle-vernier.



Source : Oh et Stiles (1997) <http://hydrolab.arsusda.gov/washita92/datarpt/chap9.htm>

**Figure 7.** Exemple d'utilisation d'un panneau rigide quadrillé et d'un contenant de peinture en aérosol pour marquer et mesurer le profil de rugosité de surface d'un sol nu.

efficacement la mesure plus laborieuse d'un profil de rugosité établi à partir d'une des méthodes décrites plus bas. Les principaux avantages sont les faibles coûts et la rapidité. Le désavantage de cette méthode est qu'elle ne permet pas de mesurer directement les trois paramètres officiels de la rugosité.

### Méthode du panneau rigide quadrillé

La méthode du panneau rigide quadrillé, qui a été utilisée dans les exemples présentés à la figure 1, est l'une des méthodes les plus couramment employées pour quantifier un profil linéaire de rugosité. Le panneau quadrillé est particulièrement utilisé dans le cas d'un sol nu (après labour ou semis) ainsi que dans la neige. Cette méthode consiste généralement à photographier le pan-

neau rigide quadrillé que l'on a enfoncé légèrement dans le milieu étudié (sol labouré, neige, etc.) tout en respectant l'horizontalité à l'aide d'un niveau. Le profil peut également être peint à l'aide d'un contenant de peinture noire en aérosol (figure 7). Dans les deux cas, pour faciliter le calcul des profils et des paramètres de rugosité, les images et photos, si elles ne le sont pas, doivent être géoréférencées et numérisées. Des logiciels et algorithmes d'analyse d'images, comme Image Pro Plus (D<sup>re</sup> Anne Smith, AAC, Lethbridge communication personnelle) peuvent être utilisés ou développés pour accélérer la procédure de traitement automatique de l'image.

L'inconvénient de cette méthode est qu'elle se prête surtout aux matériaux très meubles et aussi qu'elle peut altérer la surface lors de l'enfoncement du panneau. De plus, à cause de la visée horizontale de la photographie, les irrégularités et la végétation située en avant-plan du panneau peuvent masquer le véritable profil (Beaulieu et al. 1995). Dans le cas de l'utilisation des photographies numériques, il convient de normaliser la procédure d'acquisition des images afin de réduire les erreurs associées à la distorsion et à la précision de l'image. Ainsi, le panneau devrait représenter environ 60 % de la photo numérique originale. Il faut déterminer et respecter une distance optimale (variable selon l'objectif de l'appareil utilisé), ainsi qu'un angle de prise de vue se rapprochant le plus près possible de l'horizontal. Il faut aussi sélectionner une résolution élevée et une faible compression de l'image. Ceci est de plus en plus réalisable avec l'amélioration croissante de la précision des appareils de photos numériques actuellement sur le marché ainsi que l'accessibilité des cartes mémoires à capacité élevée de stockage d'images.

### Profilomètre à aiguilles

Un des premiers instruments utilisés pour mesurer la rugosité de surface des sols est le profilomètre à aiguilles, à tiges ou à pailles (Kuipers 1957). Cet appareil consiste généralement en un fond rectangulaire rigide ou semi-rigide, sur lequel on

a imprimé un quadrillage ou de nombreux points de contrôle pour la numérisation, et délimité à chaque extrémité par des piquets afin de pouvoir le fixer à la surface du sol (figure 8a). La rugosité est alors mesurée à partir d'un réseau linéaire de pailles ou d'aiguilles maintenues en rangée par des gaines (p. ex. des pailles à diamètres plus grands) contiguës qu'on laisse tomber à la surface du sol à l'aide d'un mécanisme de déclenchement, pour en épouser toutes les irrégularités du profil. La largeur de ces profilomètres peut varier de 0,5 à 4,0 mètres. Cette méthode exige également la prise de photographies numériques ainsi que le traitement d'images et d'analyses spatiales décrit précédemment pour le panneau rigide quadrillé. Cependant, comparativement à ce dernier, le profilomètre à aiguilles n'est pas influencé par les objets en avant-plan car l'image enregistrée est celle illustrant la variation de chacune des aiguilles dont la hauteur varie selon l'élément à la surface du sol (résidu végétal, plantes, cailloux, agrégats, etc.) qui en a bloqué la chute le long de la gaine de cheminement. La procédure sur le terrain peut s'avérer assez longue lorsque le sol est humide et collant. Les particules de sol peuvent adhérer aux aiguilles, obstruer les gaines d'entraînement et bloquer le mécanisme.

Développé par l'équipe de Petre Voicu (Voicu et al. 2000), le peigne à aiguilles est un outil qui fonctionne suivant le même principe que l'instrument précédent sauf que la mesure s'applique à une surface (série de profils) plutôt qu'à un seul profil linéaire (figure 8b), ce qui constitue un certain avantage. La méthode utilise un dispositif comprenant une boîte dont le cadre est placé au niveau, à 9 cm de hauteur au-dessus du plan de référence. Le cadre comporte quatre peignes espacés de 15 cm, représentant les lignes d'observation. Chaque peigne a une longueur de 100 cm et comprend 100 aiguilles espacées de 1 cm ( $\Delta x$ ). Chaque aiguille mesure 20 cm de longueur. Sur le terrain, on mesure manuellement la partie supérieure dépassant du cadre ( $\Delta z$  en cm), ce qui peut s'avérer une opération assez longue et comporter un certain risque d'erreurs de mesure de la rugosité.

### Profilomètre au laser

Les nouvelles techniques de mesure de la rugosité de surface du sol font appel à des techniques ne requérant pas de contact avec le sol. Dans le cadre du

projet Washita'92, Oh et Stiles (1997) de l'Université du Michigan ont utilisé un profilomètre au laser. Cet appareil mesure la distance au moyen d'un laser monté sur un quadrat de 1 m<sup>2</sup> (1 m x 1 m) suspendu à une certaine hauteur,

selon les conditions de végétation présentes (figure 9). Un dispositif automatisé relié à un micro-ordinateur portable et une pile électrique de 12 V contrôle le déplacement de l'appareil par trajet linéaire successif avec acquisition de données à 0,5 cm (+/- 0,1 cm) d'intervalle avec une précision verticale de +/- 0,3 cm. Cet appareil fonctionne à une vitesse moyenne de capture de données de 4 secondes par point de mesure, soit environ 13 minutes par profil linéaire de 1 m (200 points) et un peu plus de 2 heures pour mesurer 10 profils linéaires espacés de 10 cm entre eux, à l'intérieur d'une surface de 1 m<sup>2</sup> (Rieke-Zapp et al. 2001). On peut cependant se limiter à la mesure de quelques profils linéaires seulement à l'intérieur de 1 m<sup>2</sup>. Il existe des dispositifs semblables pour la mesure de la rugosité selon des profils linéaires uniquement, mais suivant différentes longueurs de mesure pouvant atteindre 25 m, ce qui permet alors une meilleure estimation de la longueur de corrélation (Davidson et al. 2000). Ce genre d'appareil, plus dispendieux à l'achat, a cependant l'avantage d'éliminer une bonne partie du pré-traitement des données acquises, opération qui peut s'avérer longue et assez onéreuse.

#### a) Profil linéaire; mesure sous couvert végétal



#### b) Profil de surface mesuré sous conditions de sol nu



Figure 8. Exemples de deux modèles de profilomètre à aiguilles utilisés pour mesurer la rugosité de surface : a) profil linéaire mesuré sous couvert végétal (gracieuoseté de Jalal Khaldoune, étudiant au doctorat, INRS-ETE); b) profil de surface mesuré sous condition de sol nu.

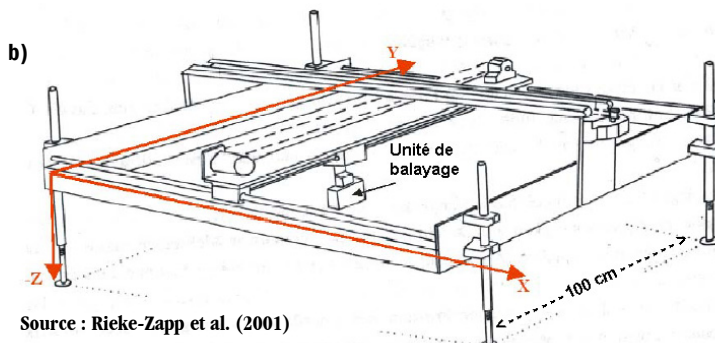
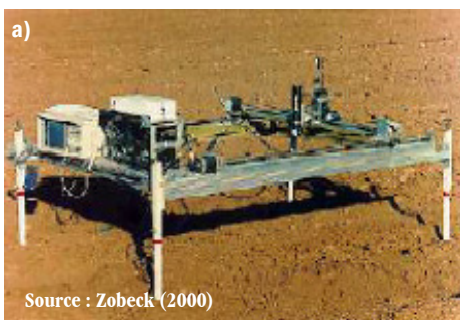


Figure 9. Exemples de deux profilomètres au laser utilisés pour mesurer la rugosité de surface du sol pour un quadrat de 1 m<sup>2</sup>.

## Méthodes photogrammétriques

Poursuivant l'approche photogrammétrique développée par Yoshizawa et al. (1987), Brisco et al. (1989) ont conçu un rugosimètre de surface (figure 10) comportant deux étapes de mesure : 1) sur le terrain, l'acquisition d'une photographie oblique de la surface à l'étude à l'aide d'un appareil 35 mm doté d'une lentille jumelée à un masque de forme rectangulaire et d'un système d'éclairage (lampe-éclair au xénon) projetant un faisceau de lumière au-dessus de la surface, le tout monté sur un trépied et ceinturé d'un écran solaire noir, et; 2) au laboratoire, un logiciel de numérisation, de calibration, et d'analyse des images acquises (*Surface Roughness Tool*, Noetix Research Inc.). Après la capture, les côtés de l'image rectangu-

laire (figure 10b) doivent être numérisés dans un système de coordonnées métriques (x; y) calibrées. Par la suite, l'extraction des coordonnées de chaque pixel de l'image (X; Y; Z) à partir des coordonnées de référence (x; y) et des paramètres de mesure enregistrés sur le terrain (d et h) et calculés à l'aide d'algorithmes ( $\alpha$ ,  $\phi$  et  $\theta$ ) est donnée par une série d'équations (Johnson et al. 1993) :

$$X = (h-Z) \tan(\phi) \quad [6]$$

$$Y = y(h-Z) / \cos(\alpha) - x \sin(\alpha) \quad [7]$$

$$Z = h - d / (\tan(\theta) - \tan(\phi)) \quad [8]$$

où :

$$\alpha = \tan^{-1}(d/h) \quad [9]$$

$$\theta = \alpha + \tan^{-1}(x) \quad [10]$$

$$\phi = \tan^{-1}(W/h) \quad [11]$$

et :

W = côté (le plus long) du rectangle de l'aire à l'étude (cm)

d = distance entre la caméra et la lampe-éclair (cm)

h = hauteur de la lampe par rapport au sol (cm)

La précision d'estimation des dimensions réelles serait de +/- 4 mm, telle qu'estimée sur le terrain à partir d'une pièce de bois de référence aux dimensions connues. Johnson et al. (1993) estiment que cette méthode fournit une bonne mesure de RMS mais elle est moins performante pour l'estimation de la distance de corrélation à cause de la faible superficie étudiée (10 cm x 50 cm (W)). Cette méthode s'avère assez rapide tant sur le terrain qu'au laboratoire. Le fait de traiter une surface plutôt qu'un simple profil linéaire est un avantage mais la faible taille de la superficie couverte en limite la représentativité. Une modification consisterait à surélever l'appareil par rapport au sol, ce qui toutefois, compliquerait et ralentirait la calibration et l'acquisition de l'image sur le terrain.

Rieke-Zapp et al. (2001) ont développé une approche photogrammétrique utilisant des photographies numériques (*digital close-range photogrammetry*) dont ils ont comparé l'efficacité et la

précision à celles d'un profilomètre au laser. Cette nouvelle approche s'est avérée plus rapide à l'acquisition (10 minutes pour une superficie de 8 m<sup>2</sup>) et plus précise. McDonald et al. (1999) ont également mis au point un système utilisant deux caméras et une plaque de référence pour calibrer les dimensions des images acquises au centre de l'aire à l'étude. Cette approche utilise le concept de stéréovision pour estimer la microtopographie de surface. Une approche semblable, utilisant la stéréovision 3D à très haute résolution (1 mm), a également été développée par l'équipe de Zribi et al. (2000). Cette technologie a permis d'améliorer grandement les modèles de rétrodiffusion des signaux radar. Enfin, des travaux sont actuellement en cours au Département de télédétection de l'Université de Sherbrooke pour évaluer le potentiel de la technologie LIDAR pour générer des modèles numériques d'élévation de la rugosité de la surface des sols sur des parcelles de grandes dimensions (D<sup>r</sup> Ferdinand Bonn, communication personnelle). Cette technologie aurait l'avantage d'accélérer l'acquisition des données sur de plus grandes surfaces, fournissant ainsi des paramètres de rugosité représentatifs des différents terrains étudiés.

### Estimation de la rugosité du sol à partir de la télédétection radar

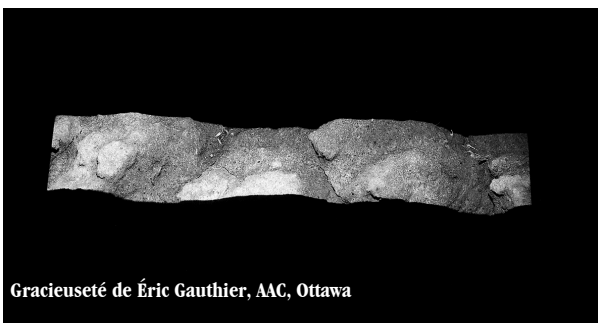
Quelle que soit la méthode utilisée, la mesure *in situ* de la rugosité du sol constitue une opération longue et coûteuse. Une alternative intéressante aux mesures *in situ*, fort utiles dans la modélisation de plusieurs processus pédologiques mais souvent trop peu nombreuses et continues, serait d'obtenir rapidement, de façon répétée dans le temps, et pour de grandes surfaces, des mesures de rugosité à partir de la télédétection radar.

L'avantage des capteurs radar est l'acquisition d'images de jour comme de nuit et même sous un ciel nuageux. Cependant, le signal radar est grandement influencé, tant par les caractéristiques des capteurs (angle d'incidence, visée radar, etc.) que

a) Appareil



b) Profil de rugosité de la surface étudiée



Gracieuseté de Éric Gauthier, AAC, Ottawa

Figure 10. Exemple d'utilisation du rugosimètre de surface développé par le Centre canadien de télédétection (Brisco et al., 1989).

par les propriétés de surface du sol (humidité et rugosité du sol, direction des cultures et des labours, etc.). Il est donc essentiel de trouver la bonne stratégie pour isoler l'influence spécifique de la rugosité de surface.

De nombreuses études compilées par Joost Van der Sanden du CCT (Centre canadien de télédétection 2004) ont permis de recueillir plus d'informations sur les cultures, l'humidité du sol ainsi que sur le travail des sols et les résidus de culture laissés au sol. Les résultats de ces études montrent que le radar à courtes longueurs d'onde (p. ex. bandes X et C) est plus favorable à la caractérisation de la rugosité de surface d'un sol nu que les longueurs d'onde plus longues (p. ex. bandes P et L). De même, la polarisation horizontale de type HH est plus propice à l'estimation de l'humidité du sol, alors que la polarisation verticale (VV) constitue un meilleur estimateur de la rugosité de surface. De même, pour faciliter la détection des types de culture, principal élément définissant la rugosité de surface en présence de végétation, on utilise généralement la polarisation verticale. Enfin, les capteurs à multi-polarisations offrent des possibilités accrues d'estimation de la rugosité de surface des sols.

Baghdadi et al. (2002) ont réalisé une étude de la rugosité de surface, sous conditions de sols nus, en milieu agricole et en utilisant quelques images radar (ERS-1 – satellite de l'Agence spatiale européenne et Radarsat-1 – satellite de l'Agence spatiale canadienne). Ils ont examiné les rapports entre le coefficient de rétrodiffusion, l'angle d'incidence (angle du signal par rapport à un axe perpendiculaire au sol), les paramètres (RMS,  $\lambda$  et DF) de la rugosité du sol et la direction du semis. Les résultats montrent une forte dépendance de l'angle d'incidence sur le potentiel de classification de la rugosité du sol. À un angle d'incidence élevé (p. ex. 47°), l'influence de la rugosité du sol sur les autres propriétés étudiées prédomine et permet de différencier les champs selon trois classes de rugosité décrites à la prochaine section. À l'inverse, des angles d'incidence entre 7° et 17° permettent de

minimiser les effets de la rugosité du sol au profit de l'estimation de l'humidité du sol (Bernier 1997). La direction vers laquelle le radar regarde (angle de visée) par rapport à la plantation, la direction des récoltes et le travail des sols peuvent aussi avoir un effet sur l'énergie rétrodiffusée. Cette caractéristique est étroitement liée au caractère anisotrope de la rugosité de surface en milieu agricole. De nombreuses études ont montré que le signal de rétrodiffusion est souvent corrélé avec la rugosité de surface des sols agricoles, laquelle est affectée par les caractéristiques du travail du sol, c'est-à-dire la profondeur et la direction du labour (Beaudoin et al. 1990, Oh et al. 1992, Fung 1994, Michelson 1994, King et al. 1995, Rakotoarivony et al. 1996, Remond et al. 1999). La télédétection radar permet de couvrir de grandes superficies. Ainsi, le satellite Radarsat-1 peut couvrir une superficie de 50 km x 50 km en mode fin (pixel de 8 m x 8 m) et de 100 km x 100 km, en mode standard (pixel de 25 m x 25 m). Ce satellite canadien se caractérise par sa très grande flexibilité et son coût relativement peu élevé pour l'acquisition d'images.

### Classification et critères de rugosité du sol

Quelle que soit la technique de mesure utilisée, la plupart des systèmes de classification de la rugosité de surface du sol utilisent la hauteur RMS comme critère. Ainsi, Baghdadi et al. (2002) ont utilisé un système à trois classes de rugosité auxquelles ils ont associé un potentiel de ruissellement (PR) dans une étude en bassin versant :

- Surface à faible rugosité si  $RMS < 1 \text{ cm} = \text{PR élevé}$ ;
- Surface à rugosité moyenne si  $1 \text{ cm} < RMS < 2 \text{ cm} = \text{PR modéré}$ ;
- Surface à forte rugosité si  $RMS > 2 \text{ cm} = \text{PR faible}$ .

Johnson et al. 1979, Zobeck et Onstad 1987, Rauws et Govers 1988, Ludwig et al. 1995 ont tous utilisé ce système de classement.

Plusieurs systèmes de classification ont été développés en fonction des applications de télédétection radar. Ainsi, les limites proposées sont souvent en relation directe avec les conditions de prises d'images. Ainsi, les valeurs seuil de hauteurs RMS sont établies en fonction du ratio  $\lambda / a \cos(\theta)$ ,  $\lambda$  étant la longueur d'onde du rayonnement,  $\theta$  l'angle d'incidence local et  $a$  une constante. Cette relation démontre qu'une même surface apparaît d'autant plus rugueuse que la visée est plongeante et la longueur d'onde est courte.

Le système proposé par Fraunhofer (Ulaby et al. 1982) comporte deux classes :

- Surface lisse si  $RMS < \lambda / 32 \cos(\theta)$
- Surface rugueuse si  $RMS \geq \lambda / 32 \cos(\theta)$

Rayleigh propose également un système à deux classes (Elachi 1988) :

- Surface légèrement rugueuse si  $RMS < \lambda / 8 \cos(\theta)$
- Surface rugueuse si  $RMS \geq \lambda / 8 \cos(\theta)$

D'autre part, Peake et Olivier (1971) distinguent trois classes de rugosité :

- Surface lisse si  $RMS < \lambda / 25 \cos(\theta)$
- Surface à rugosité moyenne si  $RMS \geq \lambda / 25 \cos(\theta)$  et  $RMS \leq \lambda / 4 \cos(\theta)$
- Surface très rugueuse si  $RMS > \lambda / 4 \cos(\theta)$

Enfin, Ulaby et Dobson (1988) ont développé un système à trois classes :

- Surface lisse si  $RMS < 0,2 \lambda / 2\pi$
- Surface rugueuse si  $RMS \geq 0,2 \lambda / 2\pi$  et  $RMS \leq \lambda / 2\pi$
- Surface très rugueuse si  $RMS > \lambda / 2\pi$

## Variabilité des méthodes de mesure et stratégies d'échantillonnage

Pour mesurer la rugosité de surface du sol, on utilise généralement un profil de 1 à 1,5 m de longueur, bien que certains auteurs (Cihlar et al. 1987) recommandent d'utiliser des profils plus longs correspondant à dix fois la longueur de périodicité des variations cycliques. C'est le cas, par exemple, de la rugosité perpendiculaire au semis mesurée dans un champ de maïs (figure 1a). Dans ce cas précis et selon ce critère, le profil linéaire étudié devrait mesurer environ 7,5 m de longueur. Une autre possibilité est d'utiliser plusieurs lignes de mesure dans les parcelles agricoles présentant des variations périodiques de fortes amplitudes. Un intervalle de mesure (*lag b*) de 5 à 10 mm est fréquemment retenu pour caractériser les profils de variation de la rugosité comme ceux présentés à la figure 2. Pour les applications en télédétection radar, Beaulieu et al. (1995), en s'inspirant des travaux de Winebrenner et al. (1989) et de Bredow (1989), recommandent des intervalles adaptés à la longueur d'onde ( $\lambda$ ) des bandes étudiées ( $lag\ b = \frac{1}{2} * \frac{1}{4} \lambda$ ), soit 2,5 mm en bande X ( $\lambda = 2$  cm), 6 mm en bande C ( $\lambda = 5,6$  cm) et 25 mm en bande L ( $\lambda = 22,5$  cm). Ces normes peuvent influencer la conception des profilomètres ou rugosimètres utilisés ainsi que les méthodes d'acquisition des mesures, tant sur le terrain qu'au laboratoire (p. ex. résolution spatiale des photographies numériques et finesse de numérisation des images). Cependant, devant le peu de normes existantes et la diversité des milieux étudiés, des études de variabilité spatiale devraient être menées afin d'établir des normes d'échantillonnage adéquates pour caractériser la rugosité des sols sous différentes conditions, paramètres et instruments de mesure.

Pour les études visant à évaluer l'impact des méthodes culturales sur les profils de rugosité de surface, il convient de mesurer la rugosité de façon perpendiculaire et parallèle à la direction du travail du sol. Il en est de même pour la modélisation de l'érosion éolienne et hydrique. Pour les

applications en télédétection radar, il est préférable de mesurer les profils de rugosité dans la direction de l'angle de visée, bien qu'en milieu agricole l'effet des pratiques culturales est une information pertinente à considérer (Beaulieu et al. 1995). Si la mesure doit être prise sur un terrain en pente, le profilomètre doit être placé le long de la pente. Il peut s'avérer difficile de placer le profilomètre de façon parallèle à la surface du sol sur une surface rugueuse. Lorsque les profils de rugosité sont numérisés et analysés par ordinateur à l'aide d'un tableur ou d'un système d'information géographique, il est alors possible de corriger l'effet de la pente sur les données, ce qui aura généralement pour effet de réduire la variabilité de la hauteur à l'intérieur des profils étudiés.

### Facteurs affectant la mesure de rugosité

Plusieurs facteurs reliés aux caractéristiques du sol, du terrain, des cultures, des pratiques culturales et du climat (précipitation et gel/dégel du sol) peuvent affecter la mesure de la rugosité du sol (Brisco et al. 1993). L'impact de ces facteurs sur la rugosité de surface du sol sera particulièrement discuté dans cette section. Dans le cas des applications en télédétection radar discutées précédemment, les conditions de prises de vue des images, en particulier l'angle d'incidence (par rapport au sol) et l'angle de visée (par rapport au nord géographique ou magnétique), influencent également la mesure de la rugosité de surface des sols. Le cas spécifique de la pente du terrain a également été discuté à la section précédente.

Dans une revue de littérature exhaustive, Zobeck et Onstad (1987) ont compilé les résultats de hauteurs RMS associées à différents types de travail du sol ainsi que les caractéristiques de sols (taxonomie et texture) de chaque site étudié. Cette compilation a permis de montrer l'influence du travail du sol et de la pluie sur la rugosité aléatoire, c'est-à-dire non orientée, du sol. Le labour avec charrue est le travail qui produit les valeurs de rugosité les plus élevées et les plus variables comparativement au chisel et au non-

travail du sol (no-till), lequel présente les plus faibles valeurs. L'addition d'opération (disque, herse, etc.) contribue à diminuer la rugosité. Ainsi, un labour suivi d'un passage de disques a permis de réduire la rugosité du sol de 45 %. Les travaux réalisés à l'automne donnent généralement des rugosités plus élevées que ceux exécutés au printemps. Par contre, la combinaison labour d'automne et travaux de printemps réduit la rugosité du sol, probablement liée à l'action des pluies et du gel-dégel du sol se produisant entre les deux événements. Selon leur impact sur la rugosité de surface du sol, Davidson et al. (2000) proposent quatre catégories d'outils ou de travaux du sol, soit par ordre décroissant de rugosité : la charrue, la herse rugueuse, la herse lisse et enfin la herse rotative à disques. Une démarche analogue a été suivie par Zobeck et Popham (2001) avec un groupement en trois classes en se basant sur deux critères de rugosité (perpendiculaire et aléatoire).

La variabilité des résultats compilés par Zobeck et Onstad (1987) s'explique peu par les différences de texture des sols des sites étudiés. Comme en font foi les valeurs relativement faibles des coefficients  $r^2$  obtenus pour les modèles de régression entre la rugosité et les diverses composantes texturales (sable, limon et argile), la texture n'apporte pas une grande contribution à la variabilité. La teneur en argile est la composante texturale dont l'effet sur la rugosité est le plus marqué ( $r^2 = 0,34$ ). Ceci peut s'expliquer par le rôle que joue l'argile avec la matière organique dans la stabilité structurale des sols, propriété importante dans l'évolution temporelle de la rugosité de surface des sols sous l'action des précipitations.

L'impact de la pluie sur la rugosité de surface a pu être modélisé à partir de la base de données compilée par Zobeck et Onstad (1987). Ces auteurs ont observé un effet significatif de la pluie sur la rugosité du sol. La force d'impact de la pluie, l'effet cumulé des précipitations, l'énergie cinétique du ruissellement qui peut en résulter contribuent à réduire la rugosité de surface avec des comporte-

ments différents selon les types de sols (texture de surface), l'agrégation (structure) et la stabilité structurale des sols (Steichen 1984, Onstad 1984a, Johnson et al. 1979). Des résultats similaires ont été observés plus récemment par Zobeck et Popham (2001) et par Vazquez et al. (2002).

### Impact de la rugosité sur les propriétés et comportements des sols

Non seulement la rugosité de surface révèle une importance capitale parce qu'elle affecte les pertes de sol dues à l'écoulement de surface, mais encore elle permet de prédire l'érosion éolienne et hydrique car elle influence le captage et l'émission des particules de sols (Hagen 1991, Potter et al. 1990). D'ailleurs, plusieurs indices de rugosité de surface ont été développés et utilisés dans certains modèles de prévision d'érosion éolienne et hydrique des sols.

### Impact de la rugosité de surface sur le ruissellement, l'érosion et le régime hydrique des sols

Les sols présentant une rugosité élevée sont habituellement dotés d'une porosité plus grande que les sols lisses (Allmaras et al. 1966, Johnson et al. 1979). Il en résulte donc que les sols plus rugueux afficheront normalement un meilleur taux d'infiltration que les sols moins rugueux (Larson 1962). L'augmentation de la rugosité de surface des sols entraîne la diminution de la vitesse de ruissellement (Cogo et al. 1983). Par exemple, le paillage et les engrais verts constituent un rideau protecteur et créent une rugosité de surface qui divise et ralentit la lame d'eau de ruissellement (Bussièrre 1996). Le travail en travers de la pente peut, dans une certaine mesure, retarder l'apparition du ruissellement en augmentant la rugosité dans le sens de la plus grande pente (Bussièrre 1996). Les pertes en terre sont alors considérablement réduites. Dans le cas des cultures de plantes horticoles, le travail du sol peut favoriser l'écoulement vers des zones de concentration de ruissellement. Le fait de laisser

au sol des débris de végétaux et des mottes pour favoriser la rugosité des sols permet de réduire l'impact du ruissellement (Bussièrre 1996).

Ainsi, pour des conditions de terrain et d'utilisation semblables, la vulnérabilité des sols à l'érosion hydrique est moindre pour les sols rugueux que pour les sols lisses (Johnson et al. 1979, Cogo et al. 1983). Ceci est principalement dû à la meilleure capacité d'infiltration de l'eau, mais peut également être attribuable au fait qu'un sol rugueux présente un plus grand potentiel de capturer (*trapping*) des particules en suspension dans l'eau de ruissellement. Quel que soit le type de sol, les obstacles au drainage interne (p. ex. présence d'une semelle de labour), favorisent la saturation en eau de la couche de labour et la dégradation progressive de l'état de surface du sol (Boiffin et al. 1986), plus particulièrement lorsqu'il s'agit de sols fragiles à la battance avec peu de couvert végétal. Dans le cas des sols plus résistants à la battance, l'effet de la compaction sur la saturation et le temps d'apparition du ruissellement n'est que retardé et dépend de l'intensité et de l'effet cumulé des précipitations (Roose et Cavalé 1986).

L'augmentation de la rugosité de surface du sol augmente généralement la capacité du sol à emmagasiner l'eau des précipitations (Onstad 1984b), ce qui peut se traduire dans certains sols par une plus grande capacité productive. Selon Bussièrre (1996), le stockage superficiel de l'eau pendant la période de culture est avant tout lié à la rugosité du lit de semence. L'affinement généralement nécessaire pour assurer un bon contact terre-graine devrait être limité le plus possible aux lignes de semis. On associe également la rugosité de surface du sol à d'autres propriétés et comportements des sols, comme la distribution de la taille des agrégats (Colvin et al. 1984), les propriétés thermiques des sols, de même que l'évaporation et les échanges gazeux (Allmaras et al. 1977). De nombreux processus où le sol joue un rôle important sont donc influencés par la rugosité de la surface.

### Impact de la rugosité sur l'érosion éolienne des sols

En milieu agricole, la rugosité du sol modifie la force d'action du vent sur la surface, affectant alors l'habileté du vent à dégager les particules de poussière de sol et ainsi à éroder les sols (Stout et Zobeck 1996). Dans les premiers modèles prédisant l'érosion éolienne des sols, par exemple le modèle WEQ (*wind erosion equation*) proposé par Woodruff et Siddoway (1965), on intégrait dans l'indice de rugosité des crêtes ( $K_r$ ) deux paramètres de rugosité mesurés perpendiculairement à la direction des travaux agricoles, soit la hauteur maximale ( $h$ ) de la crête (billon ou labour) et la distance d'espacement des crêtes ( $s$ ), soit :

$$K_r = 157,5 (h^2 / s) \quad [12]$$

Les modèles plus récents comme le RWEQ (*revised wind erosion equation*) proposé par Fryrear et al. (1998) intègrent également une mesure de rugosité aléatoire, c'est-à-dire la rugosité dégagée de l'effet de la pente ainsi que la rugosité orientée engendrée par le labour ou le semis (Zobeck et Popham 2001). Un indice de rugosité a été développé pour répondre spécifiquement au besoin de la modélisation de l'érosion éolienne (Potter et al. 1990). Cet indice est le CSAD (*cumulative shelter angle distribution*). Il vise à estimer la fraction de la surface du sol qui est vulnérable à l'abrasion par les particules transportées par le vent (saltation) en considérant les lois physiques gouvernant le processus d'érosion par le vent. Le point d'impact d'une particule est influencé par la longueur du saut des particules (aussi appelée zone d'influence), l'angle d'abri (*shelter angle*) et la rugosité de la surface (Potter et al. 1990). Cette dernière agit en protégeant une partie de la surface de l'impact des particules en saltation (figure 11). Que la rugosité soit attribuable aux travaux agricoles ou à la présence d'agrégats ou mottes, plus une surface est rugueuse, plus elle est protégée de l'action du vent, des particules en saltation et de l'érosion éolienne. Quoique, dans cette application, on propose des paramètres différents de ceux utilisés dans

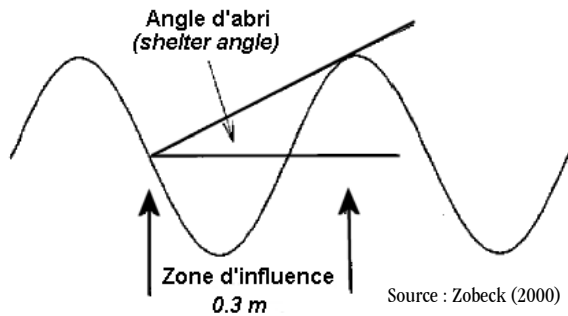


Figure 11. Coupe schématique illustrant la rugosité de la surface du sol et montrant l'angle d'abri (shelter angle) et la zone d'influence, deux paramètres utilisés dans la modélisation de l'érosion éolienne des sols.

les autres applications (hydrologie et télédétection), on perçoit dans cette approche les mêmes points d'intérêt pour une approche multi-échelles, multi-directions et alliant à la fois des indicateurs de l'amplitude verticale et de la longueur des cycles (horizontale) du patron de rugosité de la surface.

## Conclusions

Bien que les premières mesures de rugosité de surface des sols datent de 1957, le concept de rugosité demeure relativement peu connu et documenté en science du sol. On peut le définir comme étant la variation de la hauteur de la surface du sol mesurée sur une unité de surface restreinte (1 à 10 m<sup>2</sup>). Plusieurs instruments ont été conçus pour mesurer *in situ* la rugosité de surface du sol. Certains sont simples et à prix abordables (p. ex. la méthode de la chaîne, le profilomètre à aiguilles et le panneau rigide quadrillé), d'autres sont plus complexes et dispendieux (p. ex. le profilomètre au laser, le rugosimètre de surface et autres méthodes photogrammétriques). Certains étudient des profils linéaires, d'autres des surfaces. Chaque méthode comporte ses avantages et ses limitations.

Comme dans toute mesure, la qualité des estimations (précision et fiabilité) repose sur le nombre et la représentativité des mesures. Mais les contraintes

budgétaires liées à l'achat des instruments et à l'acquisition des données ainsi que le type d'applications visé déterminent souvent la stratégie d'échantillonnage à adopter pour un projet donné. La télédétection radar tend de plus en plus à remplacer ces méthodes longues et dispendieuses. Le radar polarimétrique, préférablement à longueur d'onde courte et à polarisation verticale, ainsi qu'émis à des angles d'incidence élevés, permet de relativement bien discriminer les territoires étudiés selon leur rugosité de surface. Trois paramètres sont fréquemment utilisés dans la littérature pour décrire la rugosité de surface à différentes échelles. Il y a d'abord la hauteur RMS qui est une mesure verticale qualifiant l'amplitude de la variation. Puis, il y a la longueur de corrélation ( $\lambda$ ) qui est une mesure horizontale décrivant la méso-structure d'organisation spatiale de la rugosité et que l'on attribue souvent aux pratiques culturales. Enfin, il y a la dimension fractale (DF), une autre mesure horizontale qui qualifie la structure fine de variation principalement liée à l'agrégation des particules du sol. La rugosité est une propriété anisotrope en ce sens qu'elle prend une valeur différente selon la direction des profils de rugosité étudiés.

Le travail du sol, la pluie, la texture et la structure (type, taille et stabilité des agrégats) influencent à divers degrés la rugosité de surface des sols. Celle-ci joue un rôle important dans le régime hydrique des sols (rétenion, infiltration, ruissellement) et dans les processus d'érosion hydrique des sols. La rugosité de surface des sols est aussi un facteur clé dans plusieurs modèles d'érosion éolienne des sols. Il convient donc de poursuivre les recherches visant à caractériser la rugosité de surface des sols agricoles, de bien documenter l'intensité de la variabilité et la structure d'organisation spatiale de cette propriété, en fonction des différents types d'utilisation du sol et outils utilisés pour la mesurer, en particulier pour la télédétection radar qui, à l'heure actuelle, semble présenter le meilleur potentiel pour mesurer cette propriété sur de grands territoires.

## Remerciements

Les auteurs aimeraient remercier M<sup>me</sup> Suzanne Allaire, du Département des sols et de génie agroalimentaire de l'Université Laval ainsi que M. Éric Gauthier, d'Agriculture et Agroalimentaire Canada à Ottawa pour leurs critiques constructives lors de la révision de cet article.

## Références bibliographiques

- Allmaras, R.R., R.E. Burwell, W.E. Larson et R.F. Holt. 1966. Total porosity and random roughness of the interrow zone as influenced by tillage. USDA, Conserv. Res. Rep. No 7. 22 p.
- Allmaras, R.R., E.A. Hallauer, W.W. Nelson et S.E. Evans. 1977. Surface energy balance and soil thermal property modifications by tillage-induced soil structure. Min. Agric. Expt. Stn. Bull. No 306. 41 p.
- Baghdadi, N., C. King, A. Bourguignon et A. Remond. 2002. Potential of ERS and RADARSAT data for surface roughness monitoring over bare agricultural fields. *Inter. J. of Remote Sensing*, 23(17): 3427-3442.
- Baize, D. 2004. Petit lexique de pédologie. Institut de la recherche agronomique. Paris. 271 p.
- Beaudoin, A., T. Le Toan et H.J. Gwyn. 1990. SAR observation and modeling of the C-band backscatter due to multiscale geometry and soil moisture. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing* 28: 886-894.
- Beaulieu, N, G. Leclerc et Y. Moisan. 1995. Détermination de la rugosité de surface par des méthodes accessibles. *Can. J. of Remote Sensing*, 21: 198-203.
- Bernier, M. 1997. Les principes de la télédétection et ses possibilités en agriculture. Pages 112-119 dans Actes du colloque. Nouvelles technologies en agriculture. Saint-Jean-sur-Richelieu.

- Boiffin, J., F. Papy et M. Eimberck. 1988. Influence des systèmes de culture sur les risques d'érosion par ruissellement concentré. I. Analyse des conditions de déclenchement de l'érosion. *Agronomie*, 8 : 663-673.
- Boiffin, J., F. Papy et Y. Peyre. 1986. Systèmes de culture sur les risques d'érosion dans le pays de Caux. Rapport, Ministère de l'Agriculture, Institut national agronomique, Paris-Grignon, 154 p.
- Bredow, J.W. 1989. A laboratory investigation into microwave backscattering of sea ice. Remote sensing laboratory, technical report 8240-1. Lawrence, KS. University of Kansas.
- Brisco, B., R.J. Brown, J. Cihlar et R.S.W. Brancker. 1989. A field Instrument for surface roughness measurement. International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), Vancouver, B.C., 10-14 juillet. 89:1177-1180.
- Brisco, B. 1993. Environmental effects on RADAR data of agriculture areas. Canadian Symposium on Remote Sensing, Proceedings, 16<sup>ième</sup> congrès & Association québécoise de télédétection, 8<sup>ième</sup> congrès, Sherbrooke, Québec, 7-10 juin. p. 283-288.
- Brun, C., R. Bernard et D. Vidal Madjard. 1990. Mapping saturated areas with a helicopter borne C band scatterometer. *Water Resources Research*, 26: 945-955.
- Burwell, R.E., R.R. Allmaras et M. Amemiya. 1963. A field measurement of total porosity and surface microrelief of soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 27 : 697-700.
- Bussière, M. 1996. L'érosion des sols cultivés en France : manifestation, coûts, remèdes. Mémoire. D.E.S.S., Univ. Picardie Jules Vernes, 136 p.
- Centre canadien de télédétection. 2004. Recherche préparatoire en télédétection agricole pour RADARSAT-2. [http://www.ccrs.nrcan.gc.ca/ccrs/rd/apps/agri/rsat2/overview\\_f.html](http://www.ccrs.nrcan.gc.ca/ccrs/rd/apps/agri/rsat2/overview_f.html)
- Cihlar, J., M.C. Dobson, T. Schmudge, P. Hoogeboom, A.R.P. Janse, F. Baret, G. Guyot, T. Le Toan et P. Pampaloni. 1987. Procedures for the description of agricultural crops and soils in optical and microwave remote sensing studies. *Inter. J. of Remote Sensing*, 8(3):427-439.
- Cogo, N.P., W.C. Moldenhauer et G.R. Foster. 1983. Effect of crop-residue, tillage-induced roughness and runoff velocity on size distribution of eroded soil aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47: 1005-1008.
- Colvin, T.S., D.C. Erbach, W.F. Buchele et R. M. Cruse. 1984. Tillage index on created soil conditions. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.* 27: 370-371.
- Davidson, M.W.J., T. Le Toan, F. Mattia, C. Satalino, T. Manninen et M. Borgeaud. 2000. On the characterization of agricultural soil roughness for radar remote sensing studies. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing* 38: 630-640.
- Elachi, C. 1988. Spaceborne radar remote sensing: applications and techniques. IEEE Press, 255 p.
- Fryrear, D.W., A. Saleh, J.D. Bilbro, H.M. Schomberg, J.E. Stout et T.M. Zobeck. 1998. Revised wind erosion equation (RWEQ). Technical bulletin No 1. Wind erosion and water conservation unit, USDA-ARS. Lubbock, Texas.
- Fung, A.K. 1994. Microwave scattering and emission models and their application. Boston, London: Artech House, Inc. pp. 231-303.
- Girard, M.C. et C.M. Girard. 1989. Télédétection appliquée. Zones tempérées et inter-tropicales. Masson. Paris. 260 p.
- Gregorich, E.G., L.W. Turchenek, M.R. Carter et D.A. Angers. 2001. Soil and Environmental Science Dictionary. Can. Soc. Soil Sci. and CRC Press. Boca Raton, Florida. 577 p.
- Johnson, C.B., J.V. Mannering et W.C. Moldenhauer. 1979. Influence of surface roughness and clod size and stability on soil and water losses. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43: 772-777.
- Johnson, F., B. Brisco et R.J. Brown. 1993. Evaluation of limits to the performance of the surface roughness meters. *Can. J. Remote Sensing*, 19(2): 140-145.
- Hagen, L.J. 1991. A wind erosion prediction system to meet user needs. *J. Soil & Water Conserv.* 46(2): 106-111.
- Hirschi, M.C., B.J. Barfield, I.D. Moor et D.G. Coliver. 1987. Profile meters for detailed measurement of soil surface heights. *J. Amer. Soc. Agric. Eng.* 3(1) : 47-51.
- Hoogmoed, W.B. et M.C. Klaij. 1990. Soil management for crop production in the Sahel. I. Soil and climate parameters. *Soil & Tillage Res.* 16: 85-103.
- King, C., Y. Le Bissonnais, O. Taconet, H. Benkhadra et R. Tutrel. 1995. Soil roughness assessment at a watershed scale using active microwave remote sensing : interest for assessing risk of runoff and erosion. Pages 338-347 dans Symposium: « Extraction de paramètres biogéophysiques à partir de données RSO pour les applications terrestres ». CNES-IEEE.
- Kuipers, H. 1957. A relief meter for soil cultivation studies. *Neth. J. Agric. Sci.* 5: 255-262.
- Larson, W.E. 1962. Tillage requirements for corn. *J. Soil Water Conserv.* 17: 3-7.
- Le Bissonnais, Y., H. Benkhadra, V. Chaplot, D. Fox et J. Daroussin. 1998. Crusting and sheet erosion on silty loamy soils at various scales and upscaling from m<sup>2</sup> to small catchments. *Soil & Tillage Res.* 46: 69-80.
- Le Bissonnais, Y., A. Bruand et M. Jagneux. 1990. Étude expérimentale sous pluie simulée de la formation des croûtes superficielles. Apport à la notion d'érodabilité des sols. *Cah. ORSTOM, Ser. Pédol.*, 27(1-2): 31-40.
- Le Hégarat-Masclé, S., M. Zribi, et C. Otlé. 2001. Quelques applications de la télédétection à la physique des surfaces continentales. *Ann. Télécommun.* 56(11-12): 1-15.

- Le Toan, T., M. Davidson, P. Borderies, I. Chenerie, F. Maattia, T. Manninen et M. Borgeaud. 1998. Improved observation and modelling of bare soil surfaces for soil moisture retrieval. Paper # 16 (7 p.) in Retrieval of bio- and geo-physical parameters from SAR data for land applications workshop, ESA Test Centre (ESTEC), 21-23 octobre 1998.
- Lozet, J. et C. Mathieu. 1990. Dictionnaire de science du sol. Technique et documentation – Lavoisier. Paris. 384 p.
- Ludwig, B., J. Boiffin, J. Chadoeuf et A.V. Auze. 1995. Hydrological structure and erosion damage caused by concentrated flow in cultivated catchments. *Catena*, 25: 227-252.
- Mattia, F., T. Le Toan, J-C. Souyris, G. De Carolis, N. Floury, F. Posa et G. Pasquariello. 1997. The effect of soil roughness on multifrequency polarimetric SAR data. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing* 35: 954-966.
- McDonald, A.J., S. Crossley, J.C. Bennett, S.C. M. Brown, G. Cookmartin, K. Morrison et S. Quegan. 1999. Stereo vision measurements of soil surface characteristics and their use in model validation. Paper #62 in CEOS SAR Workshop, ESA - CNES Toulouse, 26-29 octobre 1999. 6 p. <http://www.estec.esa.nl/ceos99/papers/p062.pdf>
- McNairn, H., J.B. Boisvert, D. Major, Q.H.J. Gwyn, R.J. Brown et A. Smith. 1995. Lethbridge scatterometer tillage experiment: description and parameter characterization. Comptes rendus du XVII symposium canadien de télédétection. 13-15 juin. Saskatoon, Canada.
- Michelson, D.B. 1994. ERS-1 SAR backscattering coefficient from bare fields with different tillage row direction. *Inter. J. Remote Sensing*, 15: 2679-2685.
- Oh, Y. et J. Stiles. 1997. Surface roughness measurements. Chapter IX. Washita'92 project. <http://hydrolab.arsusda.gov/washita92/datarpt/chap9.htm>
- Oh, Y., K. Sarabandi et F.T. Ulaby. 1992. An empirical model and an inversion technique for radar scattering from bare soil surfaces. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sensing* 30: 370-381.
- Onstad, C.A. 1984a. Effect of rainfall on tilled soil properties. *Am. Soc. Agric. Eng. Paper No. 84-2525*. ASAE . 6 p.
- Onstad, C.A. 1984b. Depressionnal storage on tilled soil surfaces. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.* 27: 729-732.
- Peake, W.H. et T.L. Oliver. 1971. The Response of terrestrial surfaces at microwave frequencies. Columbus, Ohio: Ohio State University Electroscience Laboratory, 2440-7, Technical Report AAL-TR-70-301.
- Potter, K.N, T.M. Zobeck et L.J. Hagen. 1990. A microrelief index to estimate soil erodability by wind. *Trans. ASAE* 33: 151-155.
- Rakotoarivony, L., O. Taconet, D. Vidal-Madjar, P. Bellemain et M. Benallègue. 1996. Radar backscattering over agricultural bare soils. *Journal of Electromagnetic Waves and Applications*, 10: 187-209.
- Rauws, G. et G. Govers. 1988. Hydraulic and soil mechanical aspects of rill generation on agricultural soils. *J. Soil Sci.* 39: 111-124.
- Remond, A., A. Beaudoin et C. King. 1999. SAR imagery to estimate roughness parameters when modeling runoff risk. *Inter. J. Remote Sensing*, 20: 2613-2625.
- Rieke-Zapp, D., H. Wegmann, F. Santel et M. Nearing. 2001. Digital photogrammetry for measuring soil surface roughness. 8 p. [http://www.ipi.uni-hannover.de/html/publikationen/2001/wegmann/rie\\_weg\\_near\\_sant\\_asprs.pdf](http://www.ipi.uni-hannover.de/html/publikationen/2001/wegmann/rie_weg_near_sant_asprs.pdf)
- Robertson, G.P. 2000. GS<sup>+</sup>. GeoStatistics for the Environmental Sciences. Version 5.0. Gamma Design Software. Plainwell, MI. 200 p.
- Roose, E. et J. Cavalíé. 1986. New strategy of water management and soil conservation. In: *Proceedings ISCO 5 Bangkok*. Rimwanich (ed.), pp. 913-924.
- Saleh, A. 1993. Soil roughness measurement: chain method. *J. Soil & Water Conserv.* 48 (6): 527-529.
- Soil Survey Staff. 1993. Soil survey manual. USDA Agric. Handbook No. 18. US Govt. Printing Off., Washington, DC.
- Steichen, J.M. 1984. Infiltration and random roughness of a tilled and untilled claypan soil. *Soil & Tillage Res.* 4: 251-262.
- Stout, J.E. et T.M. Zobeck. 1996. The Wolf-forth field experiment : A wind erosion study. *Soil Sci.* 161(9): 616-632.
- Ulaby, F.T. et M.C. Dobson. 1988. Handbook of radar scattering statistics for terrain. Artech House, 357 pp.
- Ulaby, F.T., R.K. Moore et A.K. Fung. 1982. Microwave remote sensing, active and passive. Vol. 2. Radar remote sensing and surface scattering theory. Reading, Massachusetts: Addison-Wesley.
- Vazquez, V.E., I.C. De Maria, A. Paz Gonzalez. 2002. Surface Roughness evolution of a Ferralsol. Paper No. 508; Symposium No. 38 dans 17<sup>th</sup> WCSS, 14-21 août 2002, Thailand. 7 p.
- Voicu, P., C. Radnea et R. Vintila. 2000. Rugosité du sol. [http://medias.obs-mip.fr/adam/data/soil/2000\\_01campaign/INRA-ICPAsampling/miscellaneous/roughness/roughness.pdf](http://medias.obs-mip.fr/adam/data/soil/2000_01campaign/INRA-ICPAsampling/miscellaneous/roughness/roughness.pdf)
- Woodruff, N.P. et F.H. Siddoway. 1965. A wind erosion equation. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 29(5): 602-608.
- Winebrenner, D.P., L. Tsang, B. Wen et R. West. 1989. Sea-ice characterization measurements needed for testing of microwave remote sensing models. *IEEE J. of Oceanic Engineering.* 14(2): 149-158.
- Yoshizawa, T., Y. Ohtsuka, Y. Okamoto, A. Shinoto et K. Kimoto. 1987. Automatic three-dimensional measurement by the projection of a grating pattern. dans I. Stokes et al., eds. *Surface topography and spinal deformity*, Fischer Verlay, New York, NY.

- Zobeck, T.M. 2000. Soil surface roughness measurement. <http://www.csrl.ars.usda.gov/wewc/pdf/rr.pdf>
- Zobeck, T.M. et T.W. Popham. 2001. Cropping and tillage effects on soil roughness indexes. *Trans. ASAE*. 44(6): 1527-1536.
- Zobeck, T.M. et C.A. Onstad. 1987. Tillage and rainfall effects on random roughness: a review. *Soil Tillage Res.* 9: 1-20.
- Zribi, M., V. Ciarletti, O. Taconet et D. Vidal-Madjar. 2002. Effect of rows structure on radar microwave measurements over soil surface. *Inter. J. Remote Sensing*, 23-24: 5211-5224.
- Zribi, M., V. Ciarletti, O. Taconet, J. Paillé, P. Boissard, M. Chapron. 2000. Characterisation of the soil structure and microwave backscattering based on numerical three dimensional surface representation: Analysis with a Brownian model. *Remote Sensing of Environment* 72: 159-169.



# Étude sur les teneurs, la distribution et la mobilité du cuivre et du zinc dans un sol fertilisé à long terme avec des lisiers de porcs

\*M. Giroux<sup>1</sup>, R. Chassé<sup>2</sup>, L. Deschênes<sup>3</sup> et D. Côté<sup>1</sup>

**Résumé,** M. Giroux<sup>1</sup>, R. Chassé<sup>2</sup>, L. Deschênes<sup>3</sup> et D. Côté<sup>1</sup>. **Étude sur les teneurs, la distribution et la mobilité du cuivre et du zinc dans un sol fertilisé à long terme avec des lisiers de porcs.** *Agrosol*. 16 (1) : 23-32. Une étude a été réalisée pour préciser le niveau d'accumulation et la distribution du cuivre et du zinc dans les différentes fractions d'un sol fertilisé pendant 25 ans avec des lisiers de porcs (LP). Une procédure de fractionnement a permis de mesurer la répartition du cuivre et du zinc dans différentes composantes du sol. Les métaux de la fraction organique ont été extraits au pyrophosphate de potassium, ceux de la fraction oxyde par l'oxalate acide d'ammonium, ceux de la fraction échangeable (mobile) par l'acétate d'ammonium à pH 7,0 et ceux de la fraction labile par la méthode Mehlich-3. Cette procédure a été appliquée dans des parcelles ayant reçu en moyenne annuellement cinq doses de LP (0, 36, 60, 84 et 108 t/ha) sur une période de 25 ans. Les épandages de LP ont modifié substantiellement les charges et la distribution du cuivre et du zinc dans différentes fractions de la couche arable des sols (0-20 cm). Le taux d'accroissement des teneurs en cuivre et zinc des fractions échangeable, labile, organique et oxyde se fait à un rythme beaucoup plus rapide que celui mesuré pour l'accroissement de la teneur totale. Les rapports Cu-Meh/Cu total et Zn-Meh/Zn total indiquent que la proportion de la fraction labile s'est accrue fortement avec les apports de LP. Ces résultats sont reliés à l'augmentation de la saturation de ces métaux dans les sols. La fraction mobile s'est accrue de façon significative avec les doses de lisier mais elle est demeurée relativement faible.

**Mots clés :** Cuivre, zinc, fractionnement du cuivre, fractionnement du zinc, lisier de porcs.

**Abstract,** M. Giroux<sup>1</sup>, R. Chassé<sup>2</sup>, L. Deschênes<sup>3</sup> and D. Côté<sup>1</sup>. **Study on Cu and Zn amounts, distribution and mobility in a soil receiving liquid swine manure for a long term period.** *Agrosol*. 16 (1) : 23-32. A study was carried out to measure the Cu and Zn amounts and distribution in different soil fractions as influenced by 25 years of application of liquid swine manure (LSM). A fractionation procedure was used to determine discrete pools of Cu and Zn in soils. Organic fraction of Cu and Zn was extracted by potassium pyrophosphate, oxide fraction by acid-ammonium oxalate, exchangeable fraction (mobile) by ammonium acetate at pH 7,0 and labile fraction by Mehlich-3 extraction. This procedure was applied in plots receiving annually five rates of LSM (0, 36, 60, 84 and 108 t/ha) during a 25 years period. LSM affect amounts and distribution of Cu and Zn in the 0-20 cm layer. The rates of accumulation in the exchangeable, labile, organic and oxide fractions are faster than those measured for the total amounts in soils. The Meh-Cu/total-Cu and the Meh-Zn/total-Zn ratio indicated that the proportion of labile forms is increased strongly by LSM. These results are related to the increase of the saturation of these metals in the soils. The mobile fraction was significantly increased by rates of LSM but remain relatively low.

**Key words:** Copper, zinc, Cu fractionation, Zn fractionation, liquid swine manure.

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

\*Auteur pour la correspondance : téléphone (418) 644-6838, télécopieur : (418) 644-6855, Courriel : marcel.giroux@irda.qc.ca

2. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), 2700, rue Einstein, Sainte-Foy (Québec), G1P 3W8, Canada

3. École polytechnique de Montréal, Département de génie chimique, C. P. 6079, succursale Centre-Ville, Montréal (Québec), H3C 3A7, Canada

## Introduction

Chaque année, d'importantes quantités d'engrais et d'amendements minéraux ou organiques sont appliquées sur les sols afin d'accroître leur productivité et d'améliorer leur qualité. Au Québec, on estime ces quantités à près de 31 millions de tonnes pour les engrais de ferme et à près d'un million de tonnes pour les matières résiduelles fertilisantes (MRF) (Charbonneau et al. 2000). Certains engrais de ferme et certaines MRF contiennent des teneurs relativement importantes d'éléments traces métalliques (ÉTM). C'est le cas notamment des lisiers de porcs, des fumiers de volailles et des boues d'épuration municipales qui montrent souvent des teneurs élevées de cuivre et de zinc. Les applications répétées sur une même parcelle peuvent potentiellement modifier les charges et la distribution de ces métaux dans les différentes fractions des sols, affecter à long terme les caractéristiques physico-chimiques des sols récepteurs et perturber les équilibres sol-solution. La biodisponibilité des ÉTM pour les organismes du sol et pour les plantes est affectée par des processus physico-chimiques qui contrôlent l'adsorption-désorption. Pour le cuivre, les isothermes de Langmuir ou de Freundlich décrivent bien les équilibres sol-solution (Yu et al. 2002). Ces auteurs ont démontré que la capacité de fixation du cuivre varie d'un sol à l'autre. Elle est affectée par le niveau de matière organique des sols, par la fraction des oxydes libres de Al, Fe, et Mn et par la teneur en argile des sols. Lorsque les sites de fixation deviennent saturés par ce métal, on observe un accroissement de la fraction mobile et une mise en disponibilité pouvant conduire à la phytotoxicité.

Une accumulation d'ÉTM a été mesurée dans près de 50,000 ha selon le rapport de l'Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles du Québec (Tabi et al. 1990). Cette pollution est de type diffus, c'est à dire qu'elle se produit à faible intensité sur de grandes superficies. Elle est actuellement en progression pour le cuivre et le zinc (Giroux et al. 2004 et 2005). En Bretagne, des cas

de phytotoxicité au cuivre et au zinc sont rapportés dans quelques dizaines de champs agricoles dont les teneurs en cuivre + zinc EDTA dépassent 120 mg/kg (Arousseau 2001). L'accumulation de Cu et Zn par des apports prolongés de fumiers et lisiers a été étudiée au Québec par Tran et al. (1996) et leur distribution dans les différentes fractions des sols par Royer (2003). Aucun cas de phytotoxicité par les ÉTM dans les sols agricoles n'a encore été rapporté au Québec.

Quian et al. (2003), Royer (2003) et Oliver et al. (2005) ont démontré que les apports d'engrais de ferme ou de biosolides municipaux riches en Cu et Zn affectent leur répartition dans la couche arable des sols et ces métaux s'accumulent principalement dans la fraction organique, la fraction des oxydes libres et dans la fraction labile. Après 5 à 9 ans d'application, les apports de ces matières fertilisantes ont eu peu d'effets sur la fraction échangeable, plus mobile. Ceci démontre que les sols exercent à court et moyen terme un contrôle sur la mobilité des métaux. Par contre, Han et al. (1999) ont démontré que des apports à plus long terme de lisier de volailles ont augmenté les teneurs en cuivre et zinc des fractions modérément labiles et labiles mais également de la fraction mobile. Ils attribuent cela aux effets cumulatifs des applications qui saturent les sites de fixation et rendent ces métaux plus mobiles. La répartition de Cu et Zn dans les différentes fractions des sols permet de mesurer leur niveau d'enrichissement et de déterminer si le sol exerce un contrôle adéquat sur la mobilité des métaux. Cet effet, appelé barrière sol, permet au milieu de régulariser la disponibilité des métaux en les fixant fortement ou en les précipitant. La prise en charge de la mobilité des métaux par le sol implique un faible niveau de saturation des sites de fixation. Une saturation trop importante abaisse le niveau d'énergie de rétention des métaux et provoque un accroissement des métaux dans les fractions plus mobiles.

Pour prévenir la contamination des sols, des critères ont été établis concernant les

teneurs maximales en ÉTM dans les MRF (MENV 2004). Ces critères ont permis de valoriser plusieurs MRF de façon sécuritaire au Québec. Les engrais de ferme ne sont pas soumis à ces critères de sorte que l'historique des charges des ÉTM appliqués sur les sols agricoles n'est pas connu. Des méthodes d'analyses chimiques sont requises pour faire le point sur les accumulations et la distribution des ÉTM dans les sols. La détermination par analyses chimiques des teneurs en ÉTM labiles et celles dans diverses fractions des sols sont les procédures les plus souvent utilisées à cette fin. L'établissement du profil de fractionnement des métaux permet d'établir la charge, la distribution et la mobilité des métaux dans les sols et de mesurer les changements qui ont pu survenir dans le temps. La mobilité est définie comme le passage des métaux dans des fractions de plus en plus en mesure d'équilibrer la solution du sol. Des procédures de fractionnement ont été développées pour le cuivre et le zinc par Liang et al. (1990 et 1991).

Les objectifs de cette étude sont de mesurer les accumulations de cuivre et de zinc et de déterminer leur répartition dans les différentes fractions des sols suite aux épandages de longue durée de lisier de porcs. La détermination des teneurs en cuivre et zinc, particulièrement dans les fractions échangeable, labile, organique et oxyde, va permettre d'établir le profil de fractionnement d'un sol et d'en mesurer les effets sur la mobilité.

## Méthodologie

### Procédure de mesure de la mobilité et du fractionnement du Cu et Zn

La détermination des teneurs en Cu et Zn Mehlich-3 fournit une évaluation de leur teneur labile ou mobilisable dans les sols (Mehlich 1978, Tran et Simard 1993). L'extractif Mehlich-3 contient un agent chélatant (EDTA). Des critères d'interprétation des teneurs en Cu et Zn Mehlich-3 ont été établis par Giroux et al. (1992) et par Deschênes et al. (2004), à partir des

analyses du fond pédogéochimique de plusieurs séries de sol du Québec et de leur distribution percentile. Le centile 99 % obtenu de cette dernière étude est de 9 mg Cu/kg et de 14 mg Zn Mehlich-3/kg. Ces seuils permettent d'identifier les sols montrant une accumulation marquée d'origine anthropique.

Une procédure de fractionnement est utilisée pour compléter le suivi de ces métaux dans les sols. Comme ces procédures exigent beaucoup de manipulations et de temps pour caractériser toutes les fractions présentes dans les sols, une procédure simplifiée a permis de déterminer le cuivre et le zinc uniquement dans les fractions présentant le plus d'intérêt. Elle est adaptée de la procédure de fractionnement élaborée par Liang et al. (1990 et 1991). Trois fractions ont été retenues. Il s'agit de la fraction échangeable, la fraction organique et la fraction des oxydes libres. La fraction résiduelle et la fraction liée aux carbonates n'ont pas été considérées. Ce choix s'explique parce qu'on retrouve peu de sols calcaires au Québec, du moins dans la couche arable, et que la fraction résiduelle est une frac-

tion immobile qui est peu affectée par les apports d'engrais de ferme (Quian 2003). La fraction échangeable est retenue car elle représente une fraction mobile, liée à une rétention de faible énergie sur le complexe d'échange. C'est principalement l'analyse de cette fraction qui permet d'établir si la barrière sol exerce un contrôle adéquat de la mobilité des métaux. La fraction organique est retenue pour sa grande sensibilité aux apports de métaux. La fraction des oxydes libres représente une fraction modérément labile impliquée dans les équilibres avec la fraction labile.

Le cuivre et le zinc échangeables ont été extraits à l'acétate d'ammonium 1,0 N à pH 7,0 (Simard 1993). D'autres méthodes peuvent aussi être utilisées pour caractériser la fraction échangeable (Karam 1990, Royer 2003). Le cuivre et le zinc présents dans les oxydes libres ont été extraits à l'oxalate acide d'ammonium (Liang et al. 1990 et 1991, Quian et al. 2003). Le cuivre et le zinc présents dans la fraction organique ont été extraits au pyrophosphate de potassium (Liang et al. 1990 et 1991, Quian et al.

2003). Ces deux dernières méthodes sont également utilisées dans les études sur la podzolisation des sols pour établir le fractionnement du fer et de l'aluminium (McKeague 1977). Les teneurs de Cu et Zn totaux ont été extraites selon la procédure EPA (1996), avec de l'acide nitrique et de l'acide chlorhydrique concentrés et bouillants ainsi que du peroxyde à 30 % pour détruire la matière organique. L'interprétation des résultats pour le cuivre et le zinc des différentes fractions a été réalisée à l'aide des critères présentés aux tableaux 1 et 2, d'après les travaux de Deschênes et al. (2004).

### Protocole expérimental du suivi à long terme de l'épandage de lisier de porcs

Cette expérience a débuté en 1979. Elle portait sur l'application de lisier de porcs dans la production du maïs-ensilage et du maïs-grain sur un sol limoneux de la série Le Bras. Les parcelles en maïs ont été soumises à un travail réduit du sol avec un scarificateur (chisel). Elles ont reçu des doses moyennes de lisier de porcs de

**Tableau 1. Teneurs et distribution du cuivre dans 64 séries de sol du Québec extrait avec différentes méthodes d'analyse.**

Méthodes	Cuivre				Centiles			
	Moy.	Ecart-t	Min.	Max.	25	50	75	99
	------(mg/kg)-----				------(mg/kg)-----			
Acétate	0,05	0,03	0,00	0,25	0,01	0,03	0,07	0,15
Mehlich-3	2,2	1,7	0,49	12,4	1,3	1,9	2,8	9,0
HCl	2,4	1,4	0,45	9,0	1,3	2,2	3,0	7,1
DTPA-TEA	1,6	1,2	0,25	7,9	0,8	1,4	2,0	5,7
Oxalate	4,8	3,6	0,72	23,8	2,5	4,3	6,3	16,5
Pyrophosphate	3,6	2,0	1,3	13,1	2,3	3,0	4,2	10,2
Total	19,2	10,8	2,2	53,5	11,1	17,3	24,7	47,9

**Tableau 2. Teneurs et distribution du zinc dans 64 séries de sol du Québec extrait avec différentes méthodes d'analyse.**

Méthodes	Zinc				Centiles			
	Moy.	Ecart-t	Min.	Max.	25	50	75	99
	------(mg/kg)-----				------(mg/kg)-----			
Acétate	0,07	0,04	0,00	0,25	0,01	0,04	0,09	0,18
Mehlich-3	1,8	1,1	0,8	18,0	1,3	1,6	2,1	14,0
HCl	3,3	1,8	1,1	12,6	2,2	2,9	4,0	9,7
DTPA-TEA	1,1	0,63	0,4	4,8	0,7	1,0	1,2	3,2
Oxalate	5,0	2,1	2,0	15,4	3,8	4,7	5,4	12,4
Pyrophosphate	3,7	1,4	1,1	8,0	2,8	3,5	4,1	7,6
Total	62,8	24,7	15,5	117,1	44,1	57,9	83,0	115,4

0, 36, 60, 84 et 108 t/ha annuellement (tableau 3). Le dispositif expérimental est constitué de quatre blocs aléatoires complets avec cinq traitements comportant quatre doses croissantes de lisier et un témoin sans apport de lisier. Cette parcelle

témoin de référence a été fertilisée uniquement avec une fumure minérale selon la dose requise pour les cultures. Il est très utile, lorsqu'on étudie l'accumulation des métaux dans un sol, de disposer des mêmes analyses dans un sol témoin non

contaminé afin de connaître les teneurs naturelles du fond pédogéochimique. L'application de lisier s'est faite par incorporation à 10 cm de profondeur entre les rangs de maïs.

**Tableau 3. Doses annuelles et cumulatives de lisier de porcs appliqués sur les parcelles selon les traitements.**

Traitements	Doses annuelles moyennes (base humide)	Doses cumulatives sur 25 ans (base humide)
	(t/ha)	
1	0	0
2	36	900
3	60	1 500
4	84	2 100
5	108	2 700

**Tableau 4. Teneurs en cuivre dans le sol extrait avec différentes méthodes selon les doses de lisier apportées après 25 ans et les couches de sol.**

Doses de lisier	Couches de sol	Cuivre (mg Cu/kg)				
		Acétate-NH <sub>4</sub>	Mehlich-3	Pyro-K	Oxalate-NH <sub>4</sub>	Teneur totale
0	1	0,068	1,15	1,73	3,17	9,4
36	1	0,118	3,06	4,08	6,44	13,3
60	1	0,151	4,11	5,78	8,46	14,7
84	1	0,172	5,18	7,02	10,11	18,4
108	1	0,220	6,22	8,01	11,85	21,0
0	2	0,067	1,02	1,72	2,77	8,0
36	2	0,096	2,54	3,30	4,91	12,0
60	2	0,100	2,54	3,87	5,74	10,4
84	2	0,124	3,69	5,23	7,58	14,0
108	2	0,170	4,30	6,01	8,80	15,6
0	3	0,080	0,88	1,54	2,40	9,3
36	3	0,073	1,45	2,20	2,98	10,0
60	3	0,091	1,02	1,85	2,70	8,1
84	3	0,077	1,19	2,22	3,01	7,2
108	3	0,109	1,63	2,69	3,72	10,8
0	4	0,115	0,85	1,53	2,66	16,7
36	4	0,117	0,95	1,85	2,88	17,7
60	4	0,103	0,91	1,54	2,15	11,8
84	4	0,087	1,05	2,03	2,70	14,1
108	4	0,139	1,11	2,49	3,18	15,6
0	5	0,129	0,86	1,56	2,79	20,7
36	5	0,150	1,26	2,29	3,70	22,4
60	5	0,119	1,09	1,81	2,93	17,2
84	5	0,142	1,25	2,01	3,51	22,8
108	5	0,147	1,22	2,25	3,72	20,1
<b>F doses</b>		8,7 *	85,1**	29,4**	42,7**	2,64
<b>F couches</b>		19,7 **	135,4**	152,2**	134,8**	38,1**
<b>F doses * couches</b>		4,7 **	28,9**	41,8**	15,5**	2,1

\* : significatif p = 0,05  
 \*\* : significatif à p = 0,01

À partir de 1999, les parcelles ont été cultivées en prairies de trèfle et de fléole avec une application de lisier en surface du sol. La caractérisation du cuivre et du zinc dans les sols à l'automne 2003, après 25 ans d'apport consécutif de lisier, a été effectuée selon la procédure d'analyse chimique décrite à la section précédente. Les échantillons de sols ont été prélevés dans les couches 0-10 cm (couche 1), 10-20 (couche 2), 20-30 (couche 3), 30-40 (couche 4) et 40-50 cm (couche 5). Une analyse de variance a été réalisée avec le logiciel SAS selon la procédure GLM afin de mesurer les effets des doses d'application de lisier sur les teneurs de Cu et Zn des différentes fractions selon les couches de sol.

## Résultats

### Caractéristiques des lisiers de porcs

Les lisiers de porcs appliqués provenaient soit d'une maternité, soit d'une porcherie pour l'engraissement. Il existe des différences importantes dans les teneurs en cuivre et zinc selon les types de lisier. Nous ne disposons pas des analyses de lisier sur une base annuelle mais d'après les travaux de Seydoux et al. (2004), la concentration moyenne des lisiers de maternité est de 300 mg Cu/kg et celle du zinc est de 1866 mg Zn/kg, exprimées sur base sèche. Pour les lisiers de porcs à l'engraissement, les teneurs moyennes sont respectivement de 700 mg Cu/kg et 1566 mg Zn/kg. Les charges moyennes apportées sont plus élevées pour Zn que pour Cu. Avec la dose la plus élevée, elles atteignent annuellement 1 à 3 kg Cu/ha et 4 à 7 kg Zn/ha, selon les types de lisiers et leur teneur en matière sèche.

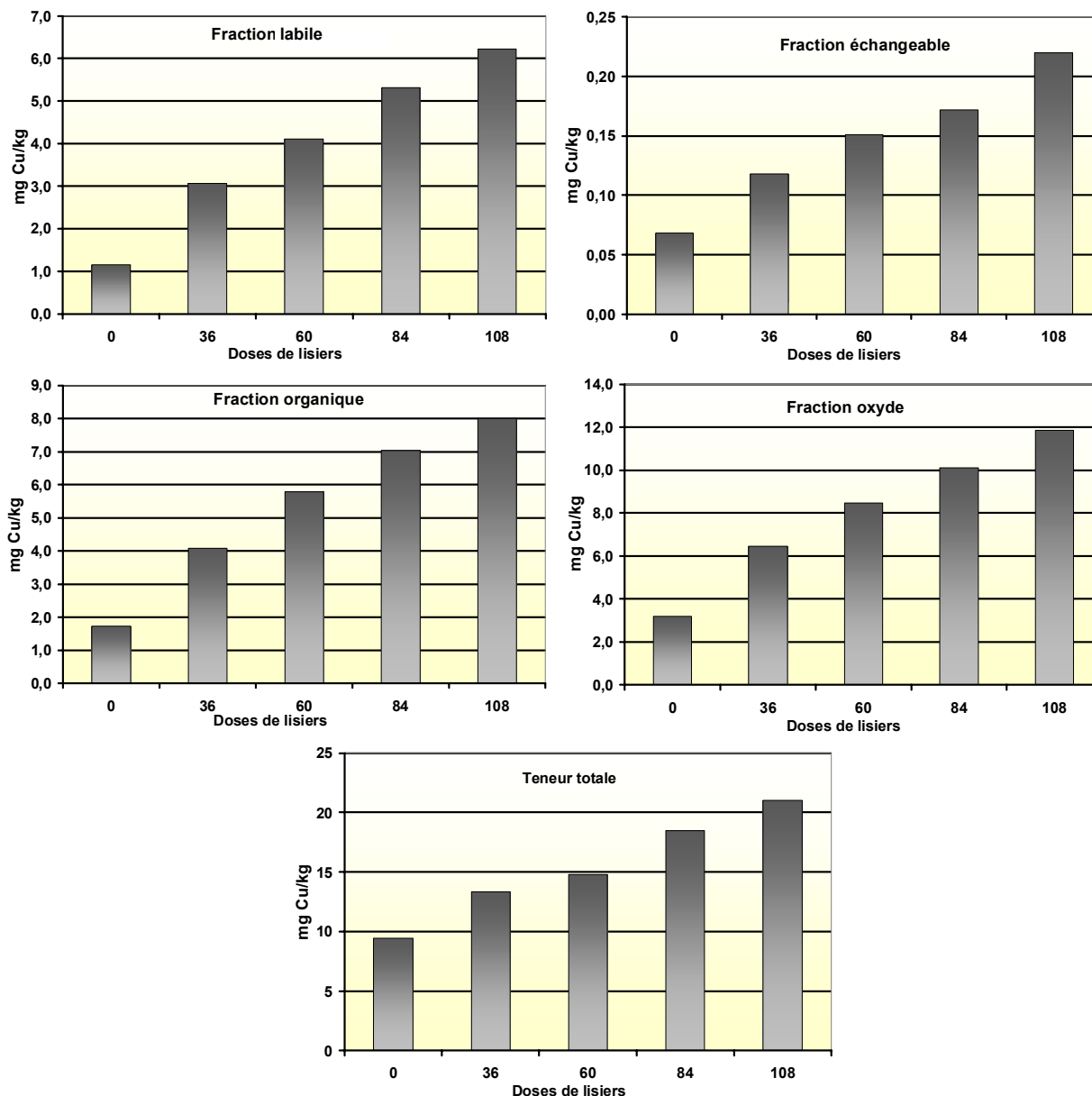


Figure 1. Teneur en cuivre dans différentes fractions de la couche de surface (0-10 cm) d'un sol selon les doses de lisier appliquées annuellement pendant 25 ans.

### Cuivre et zinc labiles

Pour le cuivre labile extrait avec Mehlich-3, un accroissement des teneurs dans la couche 0-10 et 10-20 cm est mesuré proportionnellement avec les doses d'application de lisier (tableau 4, figure 1). La teneur dans la couche de surface des parcelles témoins sans lisier est de 1,2 mg Cu/kg; avec la dose de 108 t/ha de lisier, la teneur s'accroît à 6,2 mg Cu/kg. Elle n'excède pas le seuil établi du

centile 99 % qui est de 9,0 mg Cu/ha, bien qu'un enrichissement très significatif soit mesuré par rapport au sol témoin (tableau 1) L'effet des doses de lisier se fait également sentir dans la couche 10-20 cm de sol et, à un degré moindre, dans la couche 20-30 cm. Plus en profondeur, les teneurs en Cu-Mehlich-3 varient de 0,7 à 1,2 mg Cu/kg et ne sont pas affectées par les doses de lisier. Dans la couche 0-10 cm, le rapport de Cu-Mehlich-3/Cu-total s'accroît progressive-

ment de 12,2 % dans les parcelles témoins sans lisier, à 29,6 % dans les parcelles avec 108 t/ha de lisier. Le rapport moyen mesuré dans la couche arable des sols du Québec est de 11,4 %. Les quantités et les proportions du cuivre labile dans la couche arable des sols sont donc affectées substantiellement par les doses de lisier. Une saturation en cuivre plus élevée est mise en évidence par l'accroissement de ce rapport. Ces résultats démontrent la capacité de la méthode Me-

**Tableau 5. Teneurs en zinc dans le sol extrait avec différentes méthodes selon les doses de lisier apportées après 25 ans et les couches de sol.**

Doses de lisier	Couches de sol	Zinc (mg Zn/kg)				Teneur totale
		Acétate-NH <sub>4</sub>	Mehlich-3	Pyro-K	Oxalate-NH <sub>4</sub>	
0	1	0,088	0,82	2,00	2,36	42,2
36	1	0,431	8,45	12,18	15,80	69,0
60	1	0,697	12,61	17,15	23,16	76,6
84	1	0,808	15,86	21,01	32,48	86,1
108	1	0,897	16,40	20,64	38,25	84,1
0	2	0,079	0,52	1,66	1,60	39,0
36	2	0,128	1,35	3,40	3,34	43,0
60	2	0,156	1,95	4,45	5,01	46,3
84	2	0,265	4,47	8,03	9,66	61,0
108	2	0,317	5,44	8,82	11,57	60,6
0	3	0,060	0,45	1,58	1,49	41,1
36	3	0,077	0,70	1,91	2,14	46,3
60	3	0,068	0,54	1,87	1,87	41,3
84	3	0,087	0,72	2,42	2,38	37,4
108	3	0,100	1,03	2,54	3,19	41,8
0	4	0,056	0,44	1,27	1,52	54,0
36	4	0,057	0,42	0,99	1,23	53,5
60	4	0,041	0,40	1,24	1,37	44,3
84	4	0,050	0,53	1,79	1,91	51,5
108	4	0,051	0,41	1,17	1,46	51,5
0	5	0,075	0,51	0,95	1,49	59,3
36	5	0,078	0,66	1,08	1,83	60,6
60	5	0,062	0,44	0,77	1,36	45,6
84	5	0,088	0,62	1,16	1,67	61,6
108	5	0,082	0,60	0,94	1,63	55,0
<b>F doses</b>		63,1**	153,5**	125,1**	69,5**	6,3*
<b>F couches</b>		215,3**	191,6**	259,3**	140,1**	64,1**
<b>F doses * couches</b>		57,9**	123,9**	83,4**	46,7**	7,7**

\* : significatif p = 0,05  
 \*\* : significatif à p = 0,01

hlich-3 à révéler l'accumulation de cuivre labile par les pratiques de fertilisation.

Les teneurs en Zn-Mehlich-3 des parcelles s'accroissent proportionnellement avec la quantité de lisier appliquée dans la couche 0-10 cm (tableau 5, figure 2). Elles excèdent le seuil établi du centile 99 % de 14 mg Zn/kg avec les doses de lisier de 84 et 108 t/ha (tableau 2). Les teneurs de Zn Mehlich-3 s'accroissent progressivement de 0,8 mg Zn/kg dans la parcelle témoin, atteignant un maximum de 16,4 mg Zn/kg avec la dose de 108 t/ha. Dans la couche 10-20 cm, la teneur en zinc Mehlich-3 est 0,53 mg/kg dans la parcelle témoin sans lisier et elle

s'accroît à 5,4 mg Zn/kg avec la dose de 108 t/ha. Dans la couche 20-30 cm, les sols montrent peu d'accumulation. Au-delà de 30 cm, l'effet des apports de lisier n'est plus perceptible sur la teneur en Zn-Mehlich-3 de ce sol qui varie de 0,4 à 0,7 mg Zn/kg. Dans la couche 0-10 cm, le rapport de Zn-Mehlich-3/Zn-total est de 2,0 % dans les parcelles sans lisier et il s'accroît progressivement à 19,5 % dans les parcelles avec 108 t/ha de lisier. Le rapport moyen mesuré dans la couche arable des sols du Québec est de 2,9 %. Les apports de lisier accroissent donc de façon très significative les quantités et les proportions de zinc labile dans la couche 0-10 cm des sols. Ceci révèle un niveau accru de saturation des

sites de fixation. La méthode Mehlich-3 a donc la sensibilité voulue pour mettre en évidence des cas d'accumulation de zinc labile dans les sols suite aux pratiques de fertilisation.

### Cuivre et zinc échangeables

En ce qui concerne le cuivre échangeable extrait à l'acétate d'ammonium, les doses de lisier ont eu un effet très significatif sur les teneurs dans les couches 0-10 et 10-20 cm (tableau 4). La valeur maximale de 0,25 mg Cu/kg est obtenue avec la dose de 108 t/ha dans la couche 0-10 cm. Le seuil du centile 99 % établi pour Cu-acétate est de 0,15 mg Cu/kg (tableau 1). Ce seuil est dépassé dans la couche 0-10 cm pour les doses de lisier de 60, 84 et 108 t/ha. Dans la couche 10-20 cm, le seuil est dépassé avec la dose de 108 t/ha.

Pour le zinc échangeable extrait à l'acétate d'ammonium, la teneur dans la couche 0-10 cm s'accroît graduellement avec les doses de lisier de 0,09 à 0,90 mg Zn/kg avec la dose de 108 t/ha (tableau 5). Le facteur d'enrichissement comparativement au témoin sans lisier dans la même couche de sol est de 10. Pour sa part, la charge totale s'est accrue d'un facteur 2 dans les mêmes parcelles pendant la même période. Ceci démontre que les apports de lisier accroissent proportionnellement plus rapidement la teneur en Zn de la fraction mobile que la teneur totale dans les sols. À l'exception du témoin, toutes les doses de lisier ont provoqué un accroissement du Zn échangeable supérieur au seuil du centile 99 % établi à 0,18 mg/kg (tableau 2). La mobilité du zinc est accrue très significativement par des apports prolongés de lisier, sans doute en lien avec un accroissement de la saturation des sites de fixation du zinc. Les formes échangeables mesurées à l'acétate d'ammonium ont bien révélé cet accroissement de mobilité par rapport à celles du fond pédogéochimique de ces parcelles. Les teneurs de Zn échangeable demeurent toutefois faibles, ce qui démontre que le sol peut encore exercer un contrôle sur la mobilité du zinc.

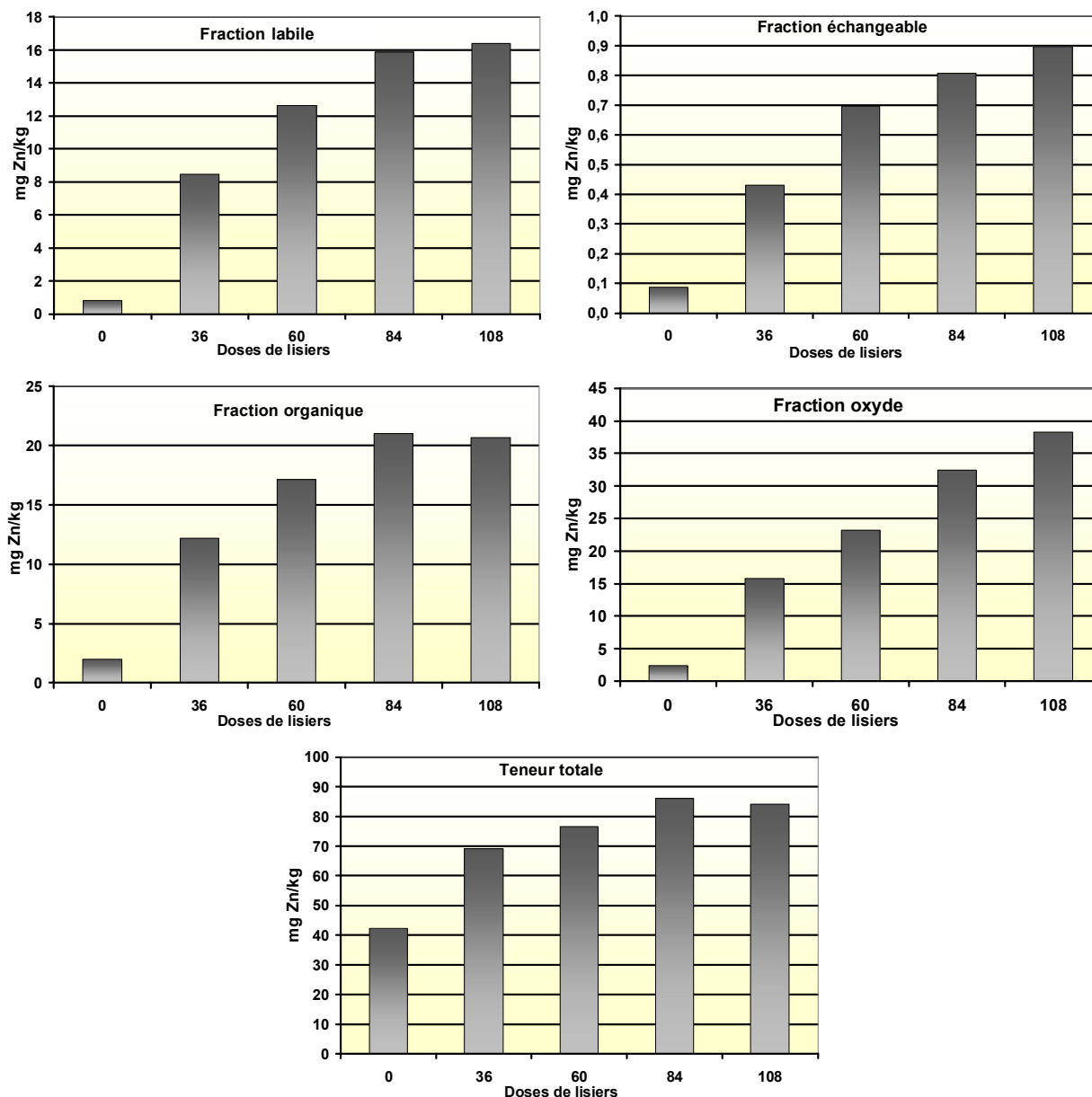


Figure 2. Teneur en zinc dans différentes fractions de la couche de surface (0-10 cm) d'un sol selon les doses de lisier appliquées annuellement pendant 25 ans.

### Cuivre et zinc de la fraction organique

Les teneurs en cuivre de la fraction organique extraite au pyrophosphate dans la couche 0-10 cm des sols varient de 1,7 mg Cu/kg, dans la parcelle témoin sans lisier, à 8,0 mg Cu/kg avec la dose de 108 t/ha (tableau 4). Le seuil du centile 99 % établi pour le cuivre-pyrophosphate est de 10,2 mg/kg. Dans la couche 10-20 cm, la teneur s'accroît

de 1,7 à 6,0 mg Cu/kg pour les mêmes doses. Plus en profondeur, l'effet des doses de lisier n'est plus significatif. Une partie importante du cuivre apporté se retrouve donc associée à la matière organique des sols. Le rapport Cu-pyro/Cu-total s'est accru de 18,4 %, dans la parcelle témoin sans lisier, à 38,1 % avec une dose de 108 t/ha dans la couche 0-10 cm. Le rapport moyen mesuré dans la couche arable des sols du Québec est de 18,6 %. L'accroissement de ce rapport

est révélateur d'une contamination de la matière organique des sols par le cuivre.

Pour le zinc extrait au pyrophosphate, la teneur dans la couche 0-10 cm s'accroît de 2,0 mg/kg, dans les parcelles sans lisier, à 20,6 mg/kg avec la dose de 108 t/ha de lisier (tableau 5). Le seuil du centile 99 % établi pour Zn-pyrophosphate est de 7,6 mg/kg. Dans la couche 10-20 cm, la teneur s'accroît de 1,7 mg/kg dans la parcelle témoin à

8,8 mg/kg. Plus en profondeur, les apports de lisier n'ont pas affecté les teneurs en Zn-pyro. Une part importante du zinc apporté se retrouve donc associée à la matière organique des sols. Le rapport Zn-pyro/Zn-total s'est accru de 4,8 %, dans la parcelle témoin sans lisier, à 24,5 % avec la dose de 108 t/ha de lisier. Le rapport moyen dans la couche arable des sols du Québec est de 5,8 %. L'accroissement de ce rapport est révélateur d'une contamination de la matière organique des sols par le zinc. L'extraction au pyrophosphate s'est montrée capable de révéler les accumulations de cuivre et de zinc de la fraction organique des sols suite à l'épandage des lisiers de porcs.

**Cuivre et zinc de la fraction oxyde**

La teneur en cuivre extrait à l'oxalate dans la couche 0-10 cm est très affectée par les doses de lisier appliquées. Elle s'accroît progressivement de 3,2 mg/kg dans les parcelles témoins sans lisier à 11,9 mg/kg avec la dose de 108 t/ha (tableau 5). Le seuil du centile 99 % établi pour Cu-oxalate est de 16,5 mg/kg. Dans la couche 10-20 cm, les teneurs s'accroissent de 2,8 mg/kg dans les parcelles témoins à 8,8 mg/kg. Plus en profondeur, l'effet des doses de lisier n'est pas significatif. Le rapport de Cu-oxalate/Cu-total s'accroît progressivement de 33,6 % dans les parcelles témoins, à 56,4 % dans les parcelles avec 108 t/ha de lisier. Le rapport moyen mesuré dans la couche arable des sols du Québec est de 25,1. La proportion du Cu-oxalate/Cu-total s'accroît substantiellement suite

aux apports prolongés de lisier de porcs et ce rapport peut servir à mettre en évidence des accumulations dans la fraction oxyde.

La teneur en zinc extrait à l'oxalate dans la couche 0-10 cm est également très affectée par les doses de lisier appliquées. Elle s'accroît progressivement de 2,4 mg/kg dans les parcelles témoins sans lisier, à 38,3 mg/kg avec la dose de 108 t/ha (tableau 5). Le seuil du centile 99 % établi pour Zn-oxalate est de 12,4 mg/kg. Dans la couche 10-20 cm, les teneurs s'accroissent de 1,6 mg/kg dans les parcelles témoins à 11,6 mg/kg. Dans la couche 20-30 cm, un enrichissement est mesuré avec les doses de 90 et 120 t/ha. Plus en profondeur, l'effet des doses de lisier n'est pas significatif. Le rapport de Zn-oxalate/Zn-total s'accroît progressivement de 5,6 %, dans les parcelles témoins, à 45,5 % dans les parcelles avec 108 t/ha de lisier. Le rapport moyen mesuré dans la couche arable des sols du Québec est de 8,0 %. La proportion du Zn-oxalate/Zn-total s'accroît substantiellement suite aux apports prolongés de lisier de porcs et ce rapport peut servir d'indice pour mettre en évidence des accumulations dans les sols.

**Teneur totale des sols en cuivre et zinc**

La teneur en cuivre total dans la couche 0-10 cm est très affectée par les doses de lisier appliquées. Elle s'accroît progressivement de 9,4 mg/kg, dans les parcelles témoins sans lisier, à 21,0 mg/kg avec la dose de 108 t/ha (tableau 4). Dans la couche 10-20 cm, les teneurs s'accrois-

sent de 8,1 mg/kg dans les parcelles témoins à 15,6 mg/kg. Plus en profondeur, les apports de lisier n'ont pas affecté la teneur totale en cuivre des sols. La teneur moyenne en Cu-total mesurée dans les sols du Québec est de 19,2 mg/kg. Ce sol avait une teneur en cuivre total initialement plus faible que la moyenne des sols québécois. Les apports de lisier de 84 et 108 t/ha ont augmenté les teneurs en cuivre dans la couche de surface, près des teneurs moyennes dans les sols du Québec. Même si les teneurs en cuivre total dans les parcelles avec de fortes doses de lisier se situent près de la moyenne des sols du Québec, ces parcelles ont démontré une accumulation très substantielle dans plusieurs fractions des sols. Ce fait illustre que des sols peuvent avoir une même teneur en cuivre total mais des niveaux très différents d'accumulation dans les différentes fractions de sols. L'analyse des teneurs totales ne rend pas compte des aspects de mobilité, ni du niveau de contamination des différentes fractions dans les sols.

La teneur en zinc total dans la couche 0-10 cm est très affectée par les doses de lisier appliquées. Elle s'accroît progressivement de 42,2 mg/kg, dans les parcelles témoins sans lisier, à 84,1 mg/kg avec la dose de 108 t/ha (tableau 5). Dans la couche 10-20 cm, les teneurs s'accroissent de 39,1 mg Zn/kg dans les parcelles témoins sans lisier à 60,6 mg Zn/kg. À partir de 30 cm, aucun enrichissement n'est mesuré et l'effet des doses de lisier n'est pas significatif. La teneur moyenne du zinc total mesurée dans les sols du Québec est de 62,8 mg/kg. Ce sol était initialement plus faible que la moyenne et les apports de lisier l'ont enrichi au-delà de la teneur moyenne. Le Zn-total dans ce sol est en relation avec les quantités de lisier appliquées.

**Discussion**

La procédure de fractionnement utilisée s'est montrée très sensible pour détecter les effets des apports de lisier sur les teneurs et la répartition du cuivre et du

**Tableau 6. Profil de fractionnement du cuivre dans la couche de surface d'un sol (0-10 cm) fertilisé au lisier de porcs pendant 25 ans.**

	Moyenne des sols du Québec	Sol témoin sans lisier	Sols avec lisiers 108 t/ha	Centile 99
	-----(mg/kg)-----			
Échangeable	0,05	0,07	0,22	0,15
Organique	3,60	1,73	8,01	10,20
Oxyde	4,80	3,17	11,86	16,50
Labile	2,20	1,15	6,23	9,00
Total	19,20	9,44	21,00	47,90
Échangeable / total	0,26 %	0,74 %	1,05 %	---
Labile / total	11,45 %	12,18 %	29,70 %	---

zinc dans les sols. Ces métaux s'accumulent dans la couche arable. Les applications de lisier ont eu un effet marqué après 25 ans sur les teneurs, la distribution et la mobilité de ces métaux (tableaux 6 et 7). Les accumulations mesurées dans la fraction organique, dans la fraction des oxydes libres et dans la fraction labile montrent que les fortes doses de lisier ont modifié la proportion relative des métaux dans les différentes fractions (figure 3). Contrairement aux essais de courte et de moyenne durée, où les apports de cuivre et zinc ont eu peu d'effet sur la fraction mobile (Quian et al. 2003, Royer 2003), cette étude rejoint les conclusions de Han et al. (1999) qui ont démontré que les apports à plus long terme peuvent avoir des effets sur la

fraction mobile. Bien que dans notre étude cette fraction soit affectée assez modérément, ce sol a subi une saturation relativement importante de ses sites de fixation, particulièrement pour le zinc. Il va avoir de plus en plus de difficulté à exercer un contrôle sur la mobilité des métaux, s'il continue à recevoir des charges aussi élevées. Il faut se questionner sur la durabilité de ces apports. Des solutions alternatives aux ajouts de cuivre et de zinc dans les rations animales, responsables de ces accumulations dans les sols, devraient être trouvées. Cette étude a également démontré qu'un suivi des métaux dans les sols avec la méthode Mehlich-3 est requis pour détecter les accumulations excessives.

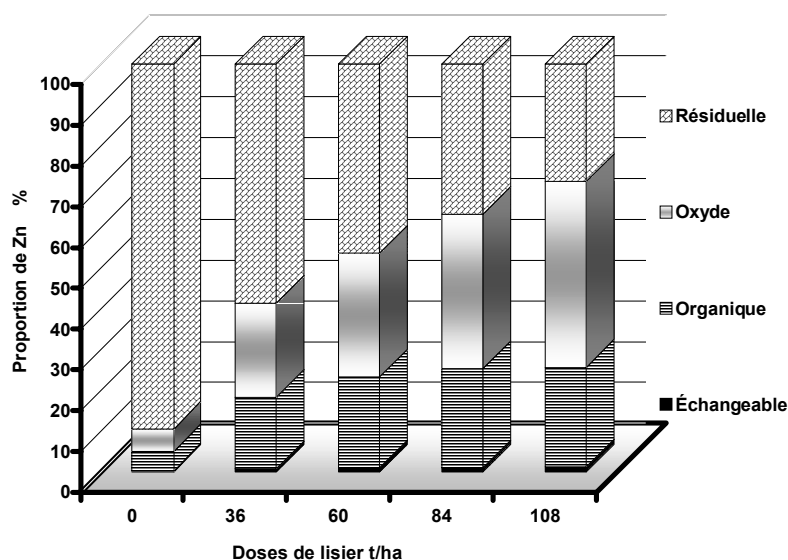
Si besoin est, un profil de fractionnement peut être réalisé pour préciser les accumulations des métaux dans différentes fractions et s'assurer que la barrière sol exerce un contrôle adéquat sur leur mobilité. Dans les cas d'une mobilité excessive, des moyens pour réduire la biodisponibilité peuvent être envisagés. En Bretagne, on a recours au surchauffage des sols pour contrôler la phytotoxicité du cuivre et du zinc dans les sols agricoles contaminés (Aurousseau 2001). Le suivi analytique des sols et un meilleur contrôle des charges appliquées vont permettre de prévenir ces problèmes de contamination. Il faut également assainir les matières fertilisantes en réduisant à la source les métaux.

**Tableau 7. Profil de fractionnement du zinc dans la couche de surface d'un sol (0-10 cm) fertilisé au lisier de porcs pendant 25 ans.**

	Moyenne des sols du Québec	Sol témoin sans lisier	Sols avec lisiers 108 t/ha	Centile 99
	----- (mg/kg) -----			
Échangeable	0,07	0,09	0,90	0,18
Organique	3,70	2,00	20,64	7,60
Oxyde	5,00	2,37	38,30	12,40
Labile	1,80	0,83	16,40	14,00
Total	62,80	42,20	84,10	115,40
Échangeable / total	0,11 %	0,21 %	1,07 %	---
Labile / total	2,87 %	1,97 %	19,50 %	---

## Conclusion

Une caractérisation du cuivre et du zinc de la fraction échangeable (mobile), de la fraction labile, de la fraction organique et de la fraction oxyde des sols a été réalisée afin de suivre les effets des apports de lisier de porcs à long terme sur les teneurs, la répartition et la mobilité de ces métaux dans les sols. Les accumulations de cuivre et de zinc dans les différentes fractions de la couche arable des sols sont très affectées par les doses de lisier. Au-delà de 30 cm, les effets ne sont plus perceptibles. L'épandage des lisiers change la distribution du cuivre et du zinc des sols, particulièrement pour la fraction organique, celle des oxydes libres et la fraction labile. La fraction mobile est également affectée mais les teneurs de cette fraction demeurent faibles. La proportion relative du cuivre et du zinc dans les différentes fractions étudiées varie beaucoup avec les doses de lisier. Le taux d'accroissement des teneurs en cuivre et zinc des fractions mobile, labile, organique et oxyde se fait à un rythme beaucoup plus rapide que celui mesuré pour l'accroissement de la teneur totale. À long terme, les apports de cuivre et de zinc ont augmenté la saturation des sites de fixation, ce qui a eu comme conséquence d'accroître la mobilité de ces métaux, particulièrement celle du zinc. À plus long terme, les prati-



**Figure 3. Proportion relative du zinc dans différentes fractions des sols selon les doses de lisier appliquées pendant 25 ans.**

ques d'épandage des lisiers vont réduire encore davantage l'efficacité du sol à prendre en charge la mobilité de ces métaux, ce qui peut compromettre la capacité de ce sol à recevoir des matières fertilisantes riches en Cu et Zn. Les apports de ces métaux sur les sols devraient être réduits et des solutions devraient être envisagées pour diminuer leur teneur dans les rations animales.

## Remerciements

Ce projet a bénéficié d'une subvention de recherche du programme PARDE du ministère de l'Environnement du Québec. Nous sommes très reconnaissants pour l'aide financière apportée. Nous tenons également à remercier MM. Michel Lemieux et Raynald Royer pour leur assistance technique au champ et en laboratoire ainsi qu'à l'équipe technique du laboratoire d'analyse des sols de l'IRDA pour la qualité de leurs analyses.

## Références bibliographiques

Aourousseau, P. 2001. Les apports de métaux lourds sur les sols de Bretagne. Conseil scientifique régional de Bretagne. 4 p.

Charbonneau, H., M. Hébert et A. Jaouich. 2000. Portrait de la valorisation agricole des MRF au Québec. Partie 1 : Aspects quantitatifs. Vecteur Environnement. 33(6) : 30-32, 41-51.

Deschênes, L., R. Chassé, M. Giroux, C. Bastien, L. Jean, V. Beccart, G. Martineau et G. Côté. 2004. Développement d'une méthode d'évaluation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments traces métalliques d'un sol. Rapport d'étape 2, préparé pour le programme PARDE du MENV. 141 p.

EPA SW-846. 1996. Methods 3050.

Giroux, M., M. Rompré, D. Carrier, P. Audesse et M. Lemieux. 1992. Caractérisation de la teneur en métaux lourds totaux et disponibles des sols du Québec. *Agrosol*. 9 (2) : 46-55.

Giroux, M., D. Côté, R. Chassé et L. Deschênes. 2005. Teneur en cuivre et zinc des sols agricoles du Québec et influence des apports d'engrais de ferme sur leur évolution. Compte-rendu des présentations. Bulletin AQSSS 15 (1) : 32.

Giroux, M., L. Deschênes et R. Chassé. 2004. Bilan de transfert des éléments traces métalliques dans une prairie et un champ de maïs-grain fertilisés avec des engrais minéraux et des engrais de ferme. Cahiers de l'Observatoire de la qualité des sols du Québec. No 3. IRDA. 34 p.

Han, F.X., W.L. Kingery, M. Selim et P.D. Gerard. 1999. Accumulation of heavy metals in long-term poultry waste-amended soil. *Soil Sci.* 165 : 260-268.

Karam, A. 1990. Comparaison de différentes méthodes d'extraction du zinc assimilable du sol. *Agrosol* 3(1) : 13-19.

Liang, J., J.W.B. Stewart et R.E. Karamanos. 1990. Distribution of zinc fractions in prairie soils. *Can. J. Soil Sci.* 70: 335-342.

Liang, J., J.W.B. Stewart et R.E. Karamanos. 1991. Distribution of plant availability of soil cooper fractions in Saskatchewan. *Can. J. Soil Sci.* 71: 89-99.

McKeague, J. A. 1977. Manuel de méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sols. Soil Research Institute, Ottawa. 223 p.

Mehlich, A. 1978. New extractant for soil test evaluation of P, K, Mg, Ca, Na, Mn and Zn. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 9:447-492.

MENV, 2004. Guide sur la valorisation des matières résiduelles fertilisantes. Dir. du milieu rural. Ministère de l'Environnement du Québec. 127 p.

Oliver, I.W., A. Hass, G. Merrington, P. Fine, and M.J. McLaughlin. 2005. Cooper availability in seven Israeli soils with and without biosolids. *J. Environ. Qual.* 34: 508-513.

Quian, P., J.J. Schoenau, T. Wu et S.P. Mooleki. 2003. Cooper and zinc distribution in soil as influenced by application of animal manure in east-central Saskatchewan. *Can. J. Soil Sci.* 83(2): 197-202.

Royer, I. 2003 Impact des apports répétés de lisier sur le statut en P, Cu et COD du sol et des eaux de ruissellement et de drainage. Résumé de séminaire. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Centre de recherche, Sainte-Foy.

Seydoux, S., D. Côté et M. Grenier. 2004. Caractérisation des volumes et des concentrations en éléments fertilisants des déjections animales liquides en Chaudière-Appalaches. Rapport de recherche. IRDA. 76 p.

Simard, R. R. 1993. Ammonium acetate-extractable elements. Dans: *Soil sampling and methods of analysis*. Carter, M. R. ed. *Can. Soc. of Soil Sci.* Lewis pub. p. 39-42.

Tabi, M., L. Tardif, D. Carrier, G. Laflamme et M. Rompré. 1990. Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles du Québec. Min. Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. Rapport synthèse, 72 p.

Tran, T. S. et R. R. Simard. 1993. Mehlich III-3-extractable elements. Dans *Soil sampling and methods of analysis*. Carter, M. R. ed. *Can Soc. of Soil Sci.* Lewis pub. p. 43-49.

Tran, T.S., D. Côté, et A. N'Dayegamiye. 1996. Effets des apports prolongés de fumier et lisier sur l'évolution des teneurs du sol en éléments nutritifs majeurs et mineurs. *Agrosol* 9 (1) : 21-30

Yu, S., Z.L. He, C.Y. Huang, G.C. Chen et D.V. Calvert. 2002. Adsorption-desorption behavior of cooper at contaminated levels in red soils from china. *J. Environ. Qual.* p. 1129-1136.

# Importance des réserves potassiques naturelles dans les sols céréaliers du Nord-Ouest tunisien

\*H. Ben Hassine<sup>1</sup>, M. H. El Aouni<sup>2</sup>, G. Bonin<sup>3</sup> et M. Ben Salem<sup>4</sup>

**Résumé,** \*H. Ben Hassine<sup>1</sup>, M. H. El Aouni<sup>2</sup>, G. Bonin<sup>3</sup> et M. Ben Salem<sup>4</sup>. **Importance des réserves potassiques naturelles dans les sols céréaliers du Nord-Ouest tunisien.** *Agrosol. 16 (1) : 33-46.* Le potassium constitue un élément nécessaire pour la croissance des espèces céréalières du fait qu'il intervient dans plusieurs processus physiologiques au sein de la plante. Tout comme le phosphore et l'azote, il est apporté comme engrais dans les sols qui en accusent des déficiences. Dans les sols céréaliers du Nord-Ouest tunisien, représentés par quatre types pédogénétiques à haut potentiel de production, des opérations d'évaluation périodique des réserves totales et échangeables en cet élément ont été réalisées au cours des campagnes agricoles s'étendant entre 1996-1997 et 1999-2000. Les résultats obtenus sont les suivants : Les réserves totales en K sont immenses et peuvent atteindre 90 tonnes par hectare sur 120 cm d'épaisseur dans certains types de sols. Les réserves en K échangeable sont aussi abondantes et varient entre 2,5 et 5 tonnes par hectare. Le K échangeable représente entre 3,6 et 11,7 % du K total; le test de corrélation entre K total et K échangeable d'une part, et le pourcentage d'argile d'autre part, a abouti au fait que le potassium ne provient pas souvent de cette fraction, même pour le K échangeable. Le sol peu évolué du milieu semi-aride fait l'exception puisqu'une forte proportion de cet élément proviendrait des argiles; le rapport K échangeable/CEC est souvent élevé et peut atteindre de 4 à 6 % dans les horizons de surface des vertisols et des sols isohumiques. Cette disponibilité de K est un facteur favorable à la production des céréales; la pluviométrie étant souvent insuffisante, le risque de lixiviation de cet élément n'existe pas, les exportations par les cultures sont faibles par rapport aux réserves disponibles qui peuvent couvrir les besoins des céréales en K durant plusieurs décennies encore.

**Mots clés :** Potassium, total, échangeable, réserves, subhumide, semi-aride, sol, vertisol, peu évolué, isohumique, CEC, céréales, argile, exportation.

**Abstract,** \*H. Ben Hassine<sup>1</sup>, M.H. El Aouni<sup>2</sup>, G. Bonin<sup>3</sup> and M. Ben Salem<sup>4</sup>. **Importance of the natural reserves of potassium in cereal soils of the Tunisian North-West.** *Agrosol. 16 (1): 33-46.* Potassium constitutes a necessary element for the growth of the cereal species because it intervenes in many physiological processes within the plant. It is applied as a fertilizer, like the phosphorus and nitrogen, to the soils that accuse some of the deficiencies. In the cereal soils of the Tunisian North-West, represented by four pedogenetic types having a high potential of production, some operations of periodic assessment of the total and exchangeable reserves of this element have been achieved during the agricultural campaigns spreading between 1996-1997 and 1999-2000. The results obtained were as follows: The total reserves of K in the upper 120 cm, are immense and can reach 90 tons per hectare in some types of soils. The exchangeable reserves of K are also abundant and vary between 2.5 and 5 tons per hectare. The exchangeable K represents between 3.6 and 11.7% of the total K. The test of correlation between total K and exchangeable K and the clay percentage, shows that potassium doesn't often come from this fraction, even for the exchangeable K. The little developed soil of the semi-arid environment is an exception to this fact since a strong proportion of this element would come from the clays. The ratio exchangeable K/CEC is often high and can reach up to 4 to 6% in the surface horizons of the vertisols and mollisols. This availability of K is a factor favorable to the production of the cereals; the risk of leaching of this element doesn't exist since the rainfall is often insufficient. The exports by the crops are low in relation to the available reserves, which can cover yet the cereal needs in K during several decades.

**Key words:** Potassium, total, exchangeable, reserves, subhumid, semi-arid, soil, vertisol, little developed, mollisol, CEC, cereals, clay, exportation.

1. Direction des sols, ministère de l'Agriculture et des Ressources hydrauliques, 2080 Ariana, Tunisie

\*Auteur pour la correspondance : téléphone 216 71887383, télécopieur : 216 71891516, courriel : habibbenhassine2001@yahoo.fr ou h.benhassine.02@webmails.com

2. Laboratoire d'écologie végétale, Faculté des Sciences de Bizerte, 7021 Jarzouna Tunisie.

3. Université de Provence, Centre Saint-Jérôme, LBEM, 13397 Marseille, France

4. Institut national de la recherche agronomique, 2080, Ariana, Tunisie

## Introduction

Les céréales constituent une culture stratégique pour la Tunisie dont les traditions alimentaires de la population sont basées sur les produits céréaliers. Cette culture occupe entre 1,5 et 1,8 millions d'hectares (Ben Hassine 2002) conduits pour la plupart sous régime pluvial. Les terrains emblavés s'étendent surtout dans le Nord du pays et à un degré moindre dans le centre et le Sud. Les sols cultivés par cette spéculation occupent des plaines alluviales, des vallées intermontagneuses et des zones de piémont, mais différents auteurs s'accordent à dire que les sols à hauts potentiels de production sont les vertisols, les sols peu évolués d'apport alluvial (xerofluvents) et les sols isohumiques (calcixerolls) (Souissi 1986, Khalfallah 1989, Ben Hassine 2002). Ces sols réunissent toutes les conditions pour l'obtention de bonnes récoltes hormis les facteurs climatiques qui rendent les productions à caractère aléatoire. Le facteur limitant majeur sur ces sols est l'eau; en son absence, aucun élément ne peut s'exprimer (Aït Houssa et Villemin 1998). Les autres paramètres qui agissent sur la production sont la structure des sols et les macro-éléments nécessaires à la croissance des céréales (Ben Hassine 2002). L'actuel travail retient l'un des éléments les plus utiles pour les céréales, en l'occurrence le potassium, pour étudier l'évolution de ses réserves dans les sols et évaluer sa disponibilité pour les cultures. C'est en quelque sorte un diagnostic évolutif, à l'échelle du profil pédologique et du temps, de cet élément dans des sols à propriétés physico-chimiques très semblables, mais occupant des aires de conditions bioclimatiques différentes. L'étude de cet élément revêt un caractère important du fait qu'il permet d'assurer les fonctions suivantes (Magny et Baur 1990, Denis 2000) :

- La formation du tissu et la croissance du végétal par activation des divisions cellulaires;

- La synthèse des glucides solubles par la photosynthèse;
- L'équilibre des quantités d'azote dans la plante pour empêcher l'intoxication des cellules ou la dépression des rendements;
- L'accroissement de la résistance à la sécheresse par la régulation des ouvertures stomatiques et la diminution de la transpiration des feuilles;
- La régulation de l'acidité interne (équilibre acido-basique);
- La stimulation de la turgescence des tissus par son action sur la souplesse membranaire.

Par ailleurs, Lomakine (Afrique Agriculture 2001) assure que les plantes qui reçoivent de la potasse sont tolérantes à l'insuffisance ou à l'excès d'humidité. Le potassium accroît aussi leur immunité contre les maladies et les parasites et améliore la qualité du grain.

Le rôle de cet élément dans le développement et la croissance des espèces végétales est reconnu et admis. Si sa disponibilité optimale dans le sol pour les cultures annuelles fourragères a été estimée à 120-140 mg/kg de K disponible selon les études réalisées par l'Université du Wisconsin (Tsague 2003a) et à 150 mg/kg dans la grille de fertilisation ontarienne (Tsague 2003b), quelle serait sa disponibilité pour les céréales et quel est le rythme de sa consommation dans les sols carbonatés du Nord-Ouest tunisien ? Y a-t-il une variation de consommation selon les années, l'étage bioclimatique et le type pédogénétique ? La fertilisation des céréales par cet élément n'est que rarement pratiquée actuellement; serait-ce la bonne décision ou faudrait-il réapprovisionner les sols pour parer à d'éventuels déficits ?

Telles sont les questions auxquelles tentera de répondre l'actuelle étude. Elle contribuera aussi à apporter de nouvelles données sur l'état et les réserves de cet élément ainsi que sur ses bilans d'exportation et de restitution dans les sols.

## Matériel et méthodes

### Sols étudiés

Ce sont des sols à haut potentiel de production si les hauteurs pluviométriques sont suffisantes. Ils occupent des plaines intermontagneuses du haut Tell et des formes en croupe issues de l'altération de matériaux marneux du Tortonien (Biely et al.1982). Quatre unités parmi ces sols sont choisies sous deux étages bioclimatiques différents :

- Dans l'étage subhumide, les unités retenues sont un sol peu évolué d'origine non climatique, d'apport alluvial, à caractère vertique et un vertisol à drainage externe possible, non grumosolique, modal (CPCS 1967). Le premier occupe une vallée étroite comblée d'alluvions, le second le sommet d'une forme en croupe sur un matériau d'altération de marnes. Les deux types de sols sont situés respectivement à 7 et 13 km à l'Est de la ville de Béja;

Dans l'étage semi-aride supérieur, les sols étudiés sont d'abord un sol peu évolué non climatique d'apport alluvial modal, ensuite un sol brun (marron) isohumique modal, à complexe saturé, évoluant sous pédoclimat frais pendant la saison pluvieuse (CPCS 1967). Ils sont situés dans la plaine alluviale du Kef et sont distants de cette ville de 15 km chacun.

Ces quatre types de sols se caractérisent par leur texture fine, leur profondeur élevée, leur faible teneur en matière organique et l'abondance des carbonates dans leur fraction minérale. L'exception vient du sol isohumique qui est décarbonaté dans les 40 à 60 premiers centimètres. Le calcaire s'y accumule en profondeur sous-forme d'amas et de nodules particulièrement. Hormis ce paramètre (calcaire), les sols étudiés ont tous la même aptitude pour les cultures céréalières. Toutefois, les sols du milieu subhumide gardent la particularité d'avoir une texture plus fine et donc des propriétés plus favorables à la rétention de l'eau.

## Cultures introduites

Les régions où se trouvent ces sols sont à tradition céréalière. Les cultures sont réalisées sous régime pluvial et consistent le plus souvent en des graminées céréalières.

Pour éviter les conséquences négatives de la monoculture de céréales sur le sol, des plans d'assolement prévoyant l'alternance d'un fourrage ou d'une culture de betterave à sucre sont souvent appliqués. La rigueur d'application de ces plans est d'autant plus forte que le bioclimat est plus humide et que le secteur d'exploitation de la terre est plus organisé. Durant la période s'étendant entre 1996-1997 et 1999-2000, les cultures introduites sur les sols étudiés sont présentées au tableau 1. On doit signaler que sur chaque type de sol, les observations et les prélèvements sont effectués sur deux parcelles.

Durant les quatre campagnes d'observation, le blé avec ses deux espèces (dur et tendre) a occupé le sol 16 fois sur 32. Il a alterné en milieu subhumide, soit avec un fourrage, soit avec la betterave à sucre. En milieu semi-aride l'agriculteur ne pratique pas une rotation régulière des cultures, mais le blé peut être remplacé, soit par la jachère, soit par l'orge. En milieu subhumide, la culture de betterave à sucre a été fertilisée par du  $K_2SO_4$  à raison de 104,5 kg/ha en 1996-1997 dans la parcelle ouest du sol

peu évolué et par 100 kg/ha en 1997-1998 dans la parcelle nord du vertisol (tableau 1). Cette fertilisation a été réalisée uniquement sur la betterave à sucre puisque l'unité coopérative gérant le sol considère que cette culture est exigeante en cet élément (Ben Hassine, 2002).

## Mesure de la densité apparente

Ce paramètre entre dans les formules de calcul des quantités d'éléments dans le sol. Il a été mesuré sur le terrain par la méthode des cylindres. Dans chaque horizon du profil de sol, deux cylindres d'un volume de 100 cm<sup>3</sup> chacun sont enfoncés horizontalement dans la matrice du sol. Leur contenu est vidé puis pesé après séchage à l'étuve à 105 °C. Le rapport du poids sec sur le volume (100 cm<sup>3</sup>) correspond à la densité apparente.

## Prélèvement des échantillons de sols et de plantes

La méthodologie d'étude adoptée est basée sur un suivi périodique des réserves du sol en potassium total et échangeable. Ces réserves sont évaluées sur des échantillons de sols prélevés sur les 120 centimètres supérieurs à raison d'un échantillon tous les 20 cm. Deux points sur chaque type de sol, représentant des parcelles différentes, sont suivis au niveau de leur couverture végétale et

de leurs réserves en potassium. Elles sont indiquées dans la suite du texte par leur position dans les quatre directions géographiques.

Le rythme de prélèvement, qui est approximativement trimestriel pour le potassium échangeable, et annuel pour le potassium total, est dicté par le fait que cet élément est relativement stable dans le sol et que les variations de ses quantités, par exportation des cultures, sont négligeables par rapport aux réserves identifiées (Ben Hassine, 2002). Durant les quatre campagnes d'étude, 15 à 17 prélèvements ont été réalisés pour le suivi du potassium échangeable.

Les prélèvements d'échantillons de plantes ont été effectués durant chaque campagne d'une manière mensuelle, de janvier-février jusqu'à la récolte ou la moisson. Pour les céréales et les fourrages, ce sont les parties aériennes qui ont été prélevées lorsque la matière est encore fraîche; plus tard et au moment de la moisson, on a séparé entre paille et graines pour les céréales à graines (blé, orge). Pour la betterave à sucre, les prélèvements ont été réalisés sur les feuilles et les racines. Tous les prélèvements sont destinés à l'analyse au laboratoire, pour déterminer les quantités de K exportées par les cultures.

**Tableau 1. Cultures pratiquées sur les sols étudiés et apports de fertilisants potassiques (kg/ha de K) durant la période comprise entre 1996-1997 et 1999-2000.**

Étage bioclimatique	Type de sol	Parcelle	Campagnes agricoles			
			1996-1997	1997-1998	1998-1999	1999-2000
Subhumide	Sol peu évolué	Est	Vesce-orge	Blé dur	Vesce-avoine	Blé dur
		Ouest	Betterave à sucre (47 kg/ha de K)	Blé dur	Blé tendre	Vesce-avoine
	Vertisol	Nord	Blé dur	Betterave à sucre (45 kg/ha de K)	Blé dur	Blé tendre
		Sud	Bersim	Blé dur	Betterave à sucre	Blé dur
Semi-aride	Sol peu évolué	Nord	Blé dur	Blé dur	Jachère	Blé dur
		Sud	Jachère	Orge	Jachère	Jachère
	Sol isohumique	Ouest	Blé tendre	Orge	Jachère	Orge
		Est	Orge	Blé dur	Blé dur	Blé dur

**Tableau 2. Répartition en fonction de la profondeur de certains paramètres physico-chimiques des quatre types de sols étudiés.**

Étage bioclimatique	Type de sol	Paramètres	Profondeurs (cm)					
			0-20	20-40	40-60	60-80	80-100	100-120
Subhumide	Sol peu évolué	Argile (%)	47	58	58	72	48	48
		CEC (méq/kg)	340	350	350	310	280	280
		Ca (méq/kg)	241	249,6	249,6	224,7	172,8	172,8
		Mg (méq/kg)	85	88	88	71	89	89
		MO (%)	1,05	0,93	0,79	0,69	0,62	0,62
		CaCO <sub>3</sub> total (%)	28	25	25	24	27	27
	da	1,25	1,44	1,44	1,45	1,45	1,45	
	Vertisol	Argile (%)	46	55	55	68	68	75
		CEC (méq/kg)	370	390	390	380	380	390
		Ca (méq/kg)	241,9	242,1	242,1	224,6	224,6	197,8
		Mg (méq/kg)	108	129	129	128	128	125
		MO (%)	1,31	1,19	1,0	0,85	0,82	0,88
CaCO <sub>3</sub> total (%)		23	20	20	20	20	20	
da	1,13	1,23	1,23	1,37	1,37	1,34		
Semi-aride	Sol peu évolué	Argile (%)	38	48	48	38	38	21
		CEC (méq/kg)	270	270	270	150	150	130
		Ca (méq/kg)	221	184,9	184,9	112,3	112,3	107
		Mg (méq/kg)	39	75	75	28	28	14
		MO (%)	1,09	0,95	0,81	0,68	0,65	0,61
		CaCO <sub>3</sub> total (%)	25	27	27	38	38	34
	da	1,30	1,35	1,35	1,51	1,51	1,63	
	Sol isohumique	Argile (%)	38	34	35	46	48	48
		CEC (méq/kg)	220	220	280	220	160	160
		Ca (méq/kg)	166,5	147,5	178,3	144,6	80	80
		Mg (méq/kg)	35	59	82	47	53	53
		MO (%)	1,46	1,10	0,97	0,78	0,64	0,56
CaCO <sub>3</sub> total (%)		3	3	4	14	20	20	
da	1,26	1,31	1,39	1,31	1,47	1,47		

**Analyses de sols et de plantes**

Sur les échantillons de sols prélevés d'une manière périodique, on a déterminé le potassium total (une fois par an) et échangeable. La capacité d'échange de cations (CEC) et le pourcentage d'argile ont été déterminés sur le premier prélèvement réalisé en 1996-1997. Les méthodes d'analyse adoptées sont les suivantes (Naânaâ et Susini, 1988) :

- La teneur en argile est obtenue sur des échantillons représentatifs de

chaque type de sol et non de chaque parcelle, selon la méthode à la pipette de Robinson : dispersion des agrégats, agitation et prélèvement de la fraction argileuse après la chute dans l'eau des particules à diamètre supérieur à 2 microns;

- La matière organique est déterminée par oxydation du carbone par le bichromate de potassium en milieu sulfurique (méthode de Walkley et Black). Le dosage est réalisé par colorimétrie à la longueur d'onde 590-600 nm. La conversion en teneur

en matière organique est effectuée en multipliant le résultat par 1,724;

- La capacité d'échange de cations (CEC) est déterminée après percolation de l'échantillon de sol par une solution normale d'acétate d'ammonium à pH 8,2. Après lavage à l'alcool, l'ion ammonium fixé sur le complexe absorbant est déplacé par une solution de NaCl. L'ammonium déplacé est dosé par colorimétrie; il représente l'équivalent de la capacité d'échange de cations (CEC) du sol;
- Le potassium échangeable est dosé par photométrie de flamme dans le filtrat obtenu après percolation par la solution normale d'acétate d'ammonium à pH 8,2;
- Le potassium total est extrait à chaud par une solution d'acide perchlorique à 60 %. Il est dosé par photométrie de flamme.

Pour les plantes, l'extraction de K est obtenue après séchage et broyage des végétaux, puis incinération de 1 g de la poudre végétale à 550 °C. Les cendres sont attaquées par 10 ml de HCl N/5 puis filtrées par 100 ml d'eau. Le dosage est effectué sur le filtrat par photométrie de flamme.

**Résultats**

**Analyses physico-chimiques des sols**

En plus du potassium total et échangeable, d'autres paramètres importants en relation avec cet élément dans le sol ont été déterminés. Ce sont le pourcentage d'argile, la capacité d'échange de cations (CEC), les teneurs en Ca et Mg, la matière organique (MO) et la densité apparente. Les résultats de leur détermination dans les différentes couches de 20 cm des quatre types de sols sont portés sur le tableau 2.

La texture argileuse de ces sols est confirmée par les fortes proportions de particules fines dans tous les horizons.

Les vertisols sont, avec les sols peu évolués du milieu subhumide, les plus pourvus en cette fraction fine dont les teneurs augmentent avec la profondeur. Les valeurs maximales obtenues sont de 75 % dans l'horizon 100-120 cm du vertisol et de 72 % dans l'horizon 60-80 cm du sol peu évolué du milieu subhumide. En milieu semi-aride, les teneurs en argile granulométrique sont comprises entre 34 et 48 %, sauf dans l'horizon profond du sol peu évolué où la teneur n'est que de 21 %.

La capacité d'échange de cations est nettement plus élevée en milieu subhumide avec des valeurs pouvant atteindre 390 méq/kg dans le vertisol. La CEC du sol peu évolué du même milieu est légèrement plus faible, surtout au-delà de 80 cm où elle n'est que de 280 méq/kg. En milieu semi-aride, les valeurs de ce paramètre baissent très nettement et particulièrement dans les horizons profonds où on enregistre 130 méq/kg dans le sol peu évolué, à 100-120 cm et 160 méq/kg dans le sol isohumique, au-delà de 80 cm. À cette profondeur, la CEC chute fortement malgré les teneurs élevées en argile. Ceci s'explique par la richesse de l'argile granulométrique en calcaire fin (actif) qui n'intervient pas dans le mécanisme d'échange propre aux phyllosilicates (Ben Hassine, 2002). Les CEC des quatre types de sols sont saturées essentiellement par les cations Ca et Mg (tableau 2).

Les teneurs en matière organique sont proches de 1 % en surface et reflètent un déficit important dû essentiellement à la mise en culture continue de ces sols. Les valeurs sont cependant légèrement supérieures pour le vertisol et le sol isohumique. Le calcaire est fortement abondant dans tous les sols et sur toutes les épaisseurs, sauf dans le sol isohumique où il est entraîné en profondeur par lixiviation.

Les densités apparentes sont généralement faibles en surface et élevées en profondeur. Le matériau du vertisol est moins dense que tous les autres types de sols. C'est dans le sol peu évolué du milieu semi-aride que les plus fortes valeurs sont observées; elles sont com-

prises entre 1,3 en surface et 1,63 en profondeur (tableau 2).

### Réserves en potassium total

Les résultats représentent une moyenne du K total de cinq prélèvements effectués entre janvier 1997 et juin 2000. Ils sont présentés à la figure 1 en fonction des profondeurs et par type de sol.

Selon la distribution verticale des réserves, les quantités sont plus fortes dans les horizons supérieurs et diminuent progressivement avec la profondeur. Ceci est plus net dans le cas des sols du milieu subhumide. Les sols du milieu semi-aride (Le Kef) présentent une distribution verticale relativement uniforme. Cette plus forte abondance dans les horizons de surface s'expliquerait par le dépôt de K résiduel provenant de la restitution par les plantes. Ces dernières absorberaient une partie du K des horizons inférieurs et le déposeraient par la suite par l'intermédiaire de leurs racines et de leurs parties aériennes après leur enfouissement par le labour. Il a été démontré précédemment que les chaumes de céréales sont très pourvus en K (Ben Hassine, 2002; Giroux et Tran, 1994). Les écarts-types relatifs à chaque horizon représentent généralement 20 % de la valeur de la moyenne en mg/kg. Ils peuvent même descendre jusqu'à 10 %, comme c'est le cas de l'horizon 100-120 cm du vertisol. Dans l'horizon de surface (0-20 cm) de ce même type de sol, l'écart-type est élevé. De telles différences peuvent être attribuées d'une part, à l'hétérogénéité de l'horizon de surface provoquée surtout par le travail du sol et la fertilisation et, d'autre part, à la stabilité de l'horizon de profondeur qui peut être considéré comme homogène et non perturbé.

En milieu semi-aride, la différence est nette entre le sol peu évolué et le sol isohumique. Les réserves dépassent les 5000 mg/kg dans le sol isohumique; elles varient entre 2500 et 3000 mg/kg dans le sol peu évolué. Pour ce dernier, il y a une tendance vers la diminution des réserves en fonction de la profondeur, ce qui n'est pas le cas pour le sol isohumique qui présente des réserves presque

stables sur les 120 cm de profondeur. L'enrichissement des horizons de surface serait dû à la mise en culture des sols. Les résidus des végétaux et la matière organique déposeraient du potassium après leur décomposition et leur minéralisation.

L'intervalle de confiance  $(-\sigma/n^{1/2}, +\sigma/n^{1/2})$  des valeurs de la moyenne est assez faible pour le sol peu évolué (Le Kef). Les fluctuations des valeurs annuelles en K total sont plus nettes dans le sol isohumique et seraient attribuées aux perturbations par les rapports de matière organique et la sédentarisation intermittente d'animaux d'élevage (rassemblement et paissance occasionnels de troupeaux d'ovins, surtout en périodes de jachère).

Les matériaux originels des sols isohumiques seraient plus riches en minéraux potassiques que ceux ayant donné naissance aux sols peu évolués (Le Kef). Ces derniers seraient moins riches en micas qui fixent le potassium en position interfoliaire.

Si on classe les quatre types de sols en fonction de leur richesse en potassium total, on trouve le sol peu évolué du milieu subhumide au premier rang, suivi du sol isohumique et le vertisol qui présentent des réserves presque identiques. L'importante richesse en K total des sols peu évolués du milieu subhumide reviendrait probablement à leur situation à proximité d'un dôme triasique qui leur aurait transmis des minéraux potassiques primaires tels que la muscovite (Ben Hassine, 2002).

### Réserves en potassium échangeable

Les prélèvements d'échantillons ont été effectués à une fréquence plus élevée que pour le potassium total, de sorte qu'on a disposé entre 1997 et 2000 d'un nombre d'analyses compris entre 15 et 17 selon le type de sol. Ce grand nombre de données est interprété par une moyenne avec son écart-type et le rapport K échangeable/K total. Les résultats sont consignés sur les graphiques de la figure 2.

En milieu subhumide, les teneurs en K échangeable diminuent de la surface vers la profondeur. Les valeurs les plus élevées sont obtenues dans les horizons de surface avec plus de netteté pour le vertisol où les réserves sont plus importantes. Les écarts entre les deux types de sols ne sont évidents que dans les horizons de surface. À partir de 60-80 cm de profondeur, les profils deviennent verticaux et représentent des valeurs presque identiques. Pour l'intervalle de confiance  $(-\sigma/n^{1/2}, +\sigma/n^{1/2})$ , il peut atteindre ou dépasser les 60 %. Dans les horizons profonds, il descend jusqu'à 40 % de la valeur de la moyenne.

En milieu semi-aride, les réserves diminuent en fonction de la profondeur aussi bien dans le sol peu évolué que dans le sol isohumique, mais la courbe relative au sol isohumique est beaucoup plus inclinée que celle du sol peu évolué (figure 2). En outre, les réserves dans les 60 cm supérieurs sont presque deux fois plus importantes dans le sol isohumique. L'intervalle de confiance est souvent élevé et peut représenter jusqu'à 40 % de la moyenne, notamment pour le sol isohumique. La variation des valeurs serait due aux changements des points d'échantillonnage et aux périodes de prélèvement différentes. Le K échangeable est plus important en surface pour les deux types de sols, comme l'atteste l'allure de la courbe de répartition de cet élément en fonction de la profondeur (figure 2).

On doit signaler que pour trois types de sols, l'horizon 60-80 cm constitue le point à partir duquel les valeurs de K échangeable se stabilisent. Dans le sol isohumique, qui est plus évolué du point de vue pédogénétique, les réserves ne se stabilisent qu'entre 80 et 100 cm.

En conclusion, on peut considérer que les quatre types de sols sont excessivement riches en potassium si on se réfère à la classification adoptée par Giroux et Tran (1994). En effet, les réserves en K échangeable dépassent souvent les 500 kg/ha pour l'horizon 0-20 cm. Dans la moitié supérieure du profil pédologique (0-60 cm), les réserves peuvent

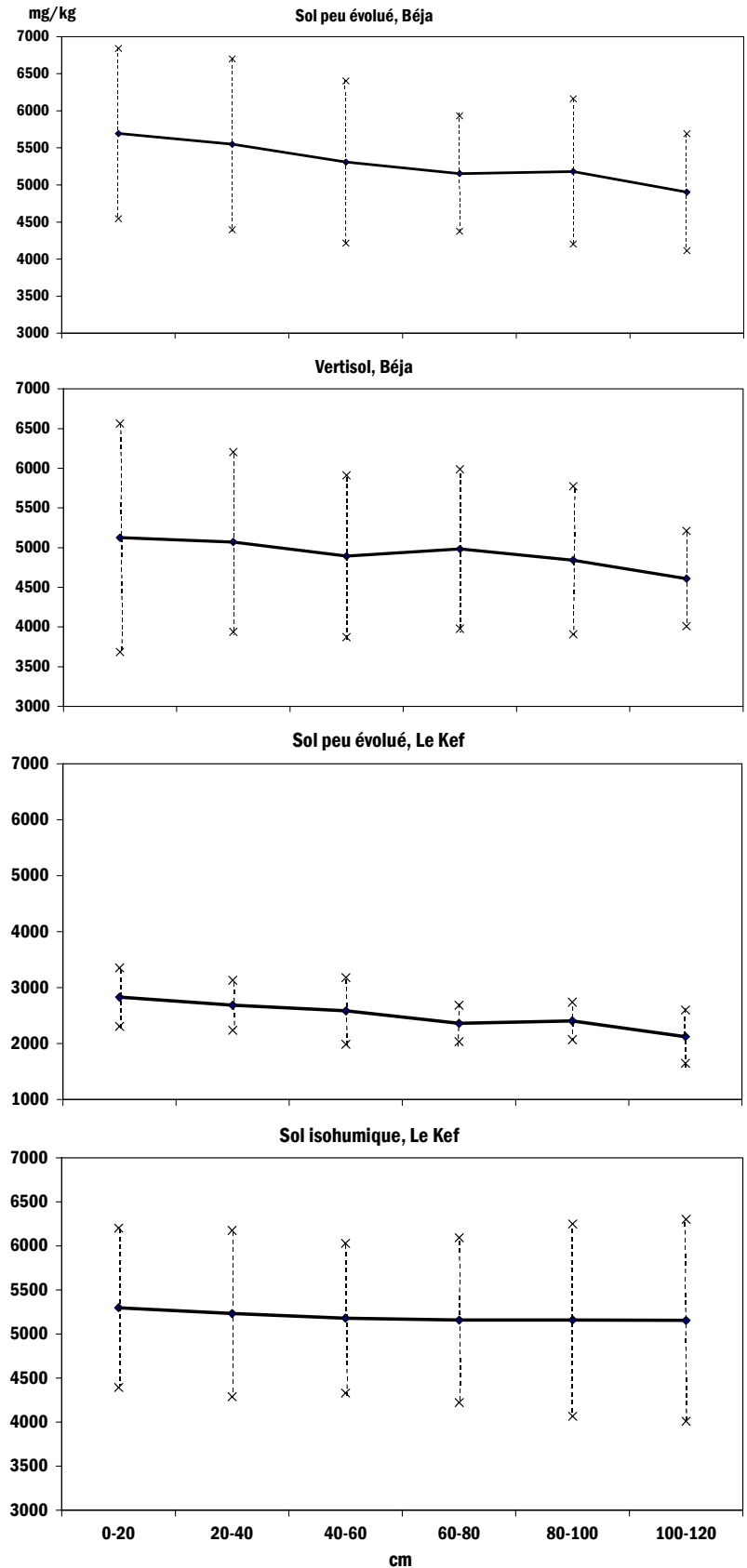


Figure 1. Répartition en fonction de la profondeur des moyennes de K total en mg/kg et de leurs écarts-types dans les quatre types de sols étudiés.

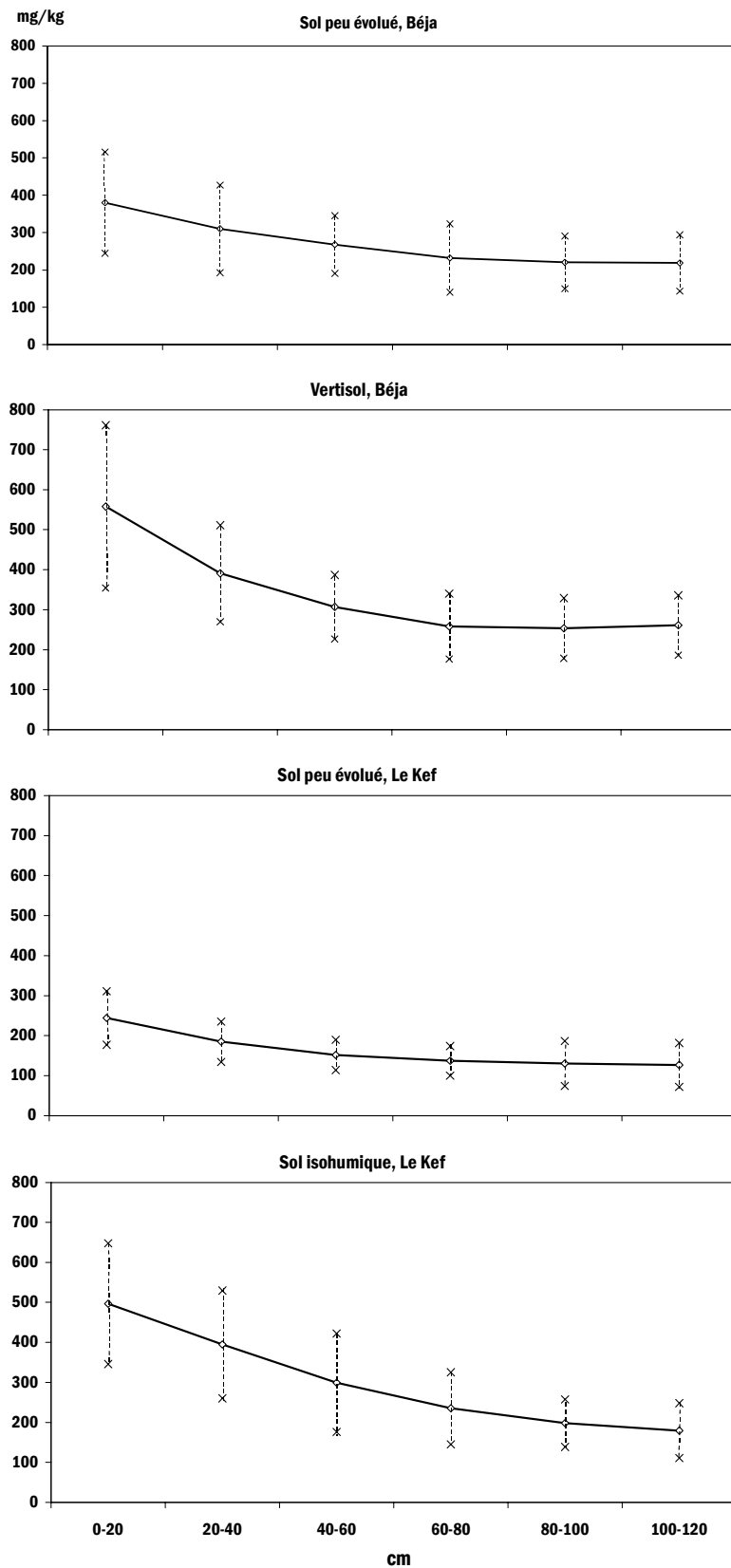


Figure 2. Répartition en fonction de la profondeur des moyennes de K échangeable en mg/kg et de leurs écarts-types dans les quatre types de sols étudiés.

atteindre 4 à 4,5 tonnes. On doit aussi retenir que les vertisols, les sols isohumiques et les sols peu évolués du milieu subhumide sont plus pourvus en K échangeable que le sol peu évolué du milieu semi-aride (1,7 à 1,8 tonne dans les 60 centimètres supérieurs).

### Rapport K échangeable/K total

Le rapport K échangeable/K total présente un gradient descendant (figure 3). Le point de stabilisation des valeurs est situé entre 60 et 80 cm, sauf pour le sol isohumique où il est situé 20 cm plus bas. Les valeurs des horizons de surface sont toujours plus élevées que celles des horizons de profondeur. Ce rapport atteint un maximum de 9 % dans l'horizon de surface du vertisol. Il peut descendre jusqu'à 4 % environ dans l'horizon 80-100 cm du sol peu évolué de la région de Béja. Il y a ainsi beaucoup plus de K échangeable en surface, ce qui est profitable pour les cultures. Cette abondance du K échangeable serait-elle due à la plus forte altération des minéraux potassiques primaires (micas, feldspaths) par le travail fréquent du sol et l'effet des facteurs climatiques ?

Le sol isohumique présente les plus fortes valeurs de ce rapport dont le profil est descendant jusqu'à la profondeur 80-100 cm. En surface, il y a plus de 10 % de K sous forme échangeable dans ce type de sol.

En conséquence, les profils de ce rapport reproduisent à peu près la même répartition verticale que celle du K échangeable. Les écarts sont plus nets en surface entre les quatre types de sols et tendent à se resserrer à partir de 60-80 cm. Le profil du sol peu évolué du milieu subhumide est situé à une position plus basse, ce qui implique que le K dans ce sol est plus fortement immobilisé à cause d'une nature minéralogique particulière ou d'une plus faible altération des minéraux potassiques primaires.

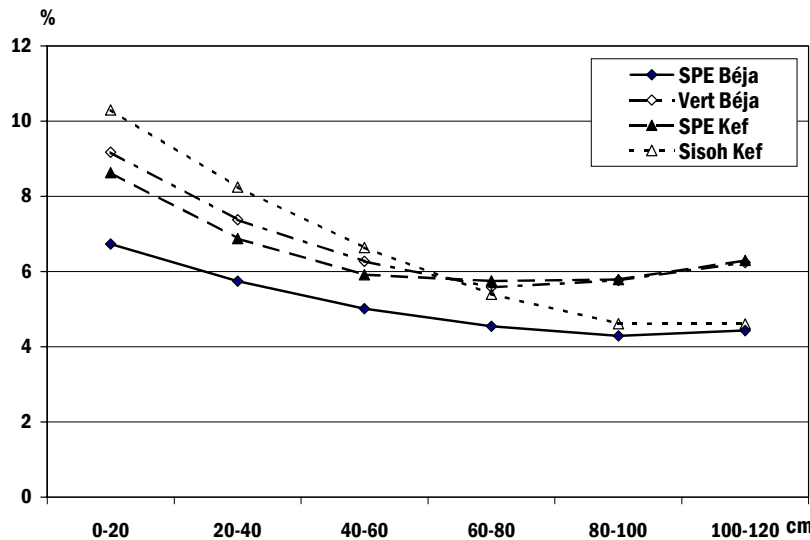


Figure 3. Profils des rapports K échangeable/K total (%) pour les quatre types de sols étudiés.

### Relation entre le potassium du sol et l'argile

Cette relation est réalisée dans le but de déterminer si le potassium provient de cette fraction, et par conséquent des argiles minéralogiques, ou s'il est libéré

par d'autres minéraux présents dans le sol. Ceci pourra expliquer si le processus d'échange de cet élément dépend des colloïdes des sols représentés particulièrement par les argiles, étant donné que les teneurs en matière organique sont faibles dans ces sols. Pour obtenir cette

relation, des tests de corrélation ont été établis entre la teneur en argile des sols d'une part, et le K échangeable et total d'autre part.

Les calculs des coefficients de corrélation ont été effectués avec les moyennes des deux parcelles de chaque type de sol pour les paramètres K échangeable et K total, étant donné que l'analyse granulométrique a été effectuée par type de sol et non par parcelle. Les résultats montrent que les corrélations sont négatives mais significatives au seuil 0,05 pour les vertisols et les sols isohumiques (tableau 3). Ceci implique que pour ces deux types de sols, plus le taux d'argile augmente, moins le potassium est présent. En d'autres termes, il n'y a pas de relation positive entre la fraction argileuse et le potassium dans ces deux types de sols. Les fractions limoneuses et sableuses doivent participer à fournir du K échangeable et total. Le potassium n'est donc pas fixé sur les colloïdes argileux uniquement mais proviendrait en grande partie d'autres minéraux tels que les feldspaths et les micas. La muscovite, qui est un mica alu-

Tableau 3. Corrélation entre les teneurs des quatre types de sols en potassium (échangeable et total) et le pourcentage d'argile.

Étage bioclimatique	Type de sol	Profondeurs (cm)	Argile (%)	K échangeable (mg/kg)	K total (mg/kg)	Coefficients de corrélation et équations	
						K échangeable-argile	K total-argile
Subhumide	Sol peu évolué	0-20	47	384,1	5693,2	$r = -0,095$ (NS)	$r = -0,091$ (NS)
		20-40	58	319,1	5548,3		
		40-60	58	266,4	5308,6		
		60-80	72	234,4	5153,5		
		80-100	48	220,5	5182,2		
		100-120	48	216,1	4902,7		
	Vertisol	0-20	46	464,8	5125,4	$r = -0,849^*$ (* : $p = 0,05$ )	$r = -0,820^*$ (* : $p = 0,05$ )
		20-40	55	369,5	5071,5		
		40-60	55	304,6	4893,5		
		60-80	68	278	4983,7		
		80-100	68	279,4	4842,1		
		100-120	75	287,9	4610,3		
Semi-aride	Sol peu évolué	0-20	38	244,0	2829,9	$r = 0,270$ (NS)	$r = 0,701$ (NS)
		20-40	48	184,7	2684,5		
		40-60	48	151,7	2567		
		60-80	38	136,9	2358,9		
		80-100	38	133,7	2311,0		
		100-120	21	134,7	2113,3		
	Sol isohumique	0-20	38	496,7	4823,5	$r = -0,770^*$ (* : $p = 0,05$ )	$r = 0,810^*$ (* : $p = 0,05$ )
		20-40	34	394,9	4770,7		
		40-60	35	299,2	4501		
		60-80	46	235,1	4354,4		
		80-100	48	197,9	4289,8		
		100-120	48	179,3	3887,7		

mineux, a en effet été identifiée dans ces types de sols (Ben Hassine, 2002).

Pour le sol peu évolué du milieu subhumide, la corrélation est non significative avec un coefficient « r » très faible (tableau 3). Les argiles ne fournissent pas la totalité du K échangeable ni du K total. Le potassium dans ce type de sol est extrait soit sur d'autres colloïdes, soit à partir de minéraux primaires facilement altérables et ayant une taille supérieure à celle des argiles.

Pour le sol peu évolué du milieu semi-aride, la corrélation est positive mais non significative notamment pour le K échangeable. La valeur de «  $r = 0,701$  » implique qu'une forte proportion de K total proviendrait de la fraction argileuse. Au contraire, le K échangeable serait extrait à partir d'autres fractions granulométriques ou d'autres colloïdes tels que la matière organique.

En conséquence, le potassium dans les sols céréaliers du Nord-Ouest tunisien

n'est pas fixé uniquement sur les argiles. Il est présent sur d'autres minéraux et peut même être extrait sous forme échangeable à partir de ces minéraux. Ce résultat est différent de celui obtenu par Giroux et Tran (1991) sur des sols canadiens; la corrélation obtenue par ces auteurs est significative et positive, avec un coefficient de détermination  $R^2 = 0,82$ .

### Relation entre K échangeable et capacité d'échange de cations

Cette relation est estimée par le rapport K/CEC qui reflète l'importance de l'espace occupé par le potassium sur le complexe absorbant par rapport aux autres cations. Les sols étant carbonatés avec presque 40 % de calcaire total dans certains cas (Ben Hassine, 2002), le calcium devrait être dominant par rapport aux autres bases échangeables. Ce rapport K/CEC est utile dans la mesure où il exprime la disponibilité de l'élément dans la solution du sol. En effet, Giroux et Tran (1994) estiment qu'avec un rapport inférieur à

1,5 %, K équilibre difficilement la solution du sol et qu'au-delà de 4 %, le lessivage de K peut se produire. Les résultats obtenus pour les sols étudiés sont présentés au tableau 4.

Le rapport K échangeable/CEC est presque toujours supérieur à 1,5 % dans toutes les parcelles. Il est exceptionnellement élevé dans les parcelles du sol isohumique avec une valeur pouvant atteindre 6,1 %. Dans le vertisol, il atteint 4 % dans l'horizon de surface de la parcelle nord (tableau 4). Généralement, une diminution progressive selon la profondeur est constatée, ce qui témoigne de la disponibilité plus importante de cet élément pour les racines des céréales; celles-ci se développant dans les 60 premiers centimètres du sol en général. Les sols céréaliers sont donc naturellement bien pourvus en potassium dont le lessivage ne se produit pas du tout, ou ne survient que très rarement, au vu de l'insuffisance de la pluviométrie même en milieu subhumide.

Tableau 4. Rapport K échangeable/CEC des sols des huit parcelles étudiées.

Étage bioclimatique	Type de sol	Profondeurs (cm)	Parcelle 1			Parcelle 2		
			K éch. (méq/kg)	CEC méq/kg	K éch./CEC (%)	K éch. (méq/kg)	CEC méq/kg	K éch./CEC (%)
Subhumide	Sol peu évolué	0-20	9,03	340,0	2,7	10,66	340,0	3,1
		20-40	7,24	350,0	2,1	9,13	350,0	2,6
		40-60	6,50	350,0	1,9	7,15	350,0	2,0
		60-80	5,23	310,0	1,7	6,79	310,0	2,2
		80-100	6,24	280,0	2,2	5,06	280,0	1,8
		100-120	5,91	280,0	2,1	5,17	280,0	1,8
	Vertisol	0-20	14,81	370,0	4,0	9,02	370,0	2,4
		20-40	10,89	390,0	2,8	8,06	390,0	2,1
		40-60	8,03	390,0	2,1	7,59	390,0	1,9
		60-80	6,75	380,0	1,8	7,51	380,0	2,0
		80-100	6,69	380,0	1,8	7,64	380,0	2,0
		100-120	6,96	390,0	1,8	7,80	390,4	2,0
Semi-aride	Sol peu évolué	0-20	6,0	270,0	2,2	6,52	270,0	2,4
		20-40	4,84	270,0	1,9	4,63	270,0	1,7
		40-60	4,17	270,0	1,5	3,61	270,0	1,3
		60-80	4,2	150,0	2,8	2,82	150,0	1,9
		80-100	3,9	150,0	2,6	2,95	150,0	2,0
		100-120	4,38	130,0	3,4	2,53	130,0	1,9
	Sol isohumique	0-20	13,47	220,0	6,1	12,0	220,0	5,5
		20-40	11,5	220,0	5,1	8,75	220,0	4,0
		40-60	8,72	280,0	3,1	6,62	280,0	2,4
		60-80	6,37	220,0	2,9	5,68	220,0	2,6
		80-100	5,38	160,0	3,4	4,77	160,0	3,0
		100-120	4,96	160,0	3,1	4,24	160,0	2,7

**Tableau 5. Coefficients de détermination et de corrélation entre le K échangeable (mg/kg) et la matière organique (%).**

Étage bioclimatique	Type de sol	Parcelle	Coefficient de détermination R <sup>2</sup>	Coefficient de corrélation r	Seuil de signification
Subhumide	Sol peu évolué	Est	0,099	0,216	NS
		Ouest	0,077	- 0,082	NS
	Vertisol	Nord	0,140	0,046	NS
		Sud	0,098	- 0,097	NS
Semi-aride	Sol peu évolué	Nord	0,062	- 0,248	NS
		Sud	0,141	0,315	NS
	Sol isohumique	Ouest	0,112	0,259	NS
		Est	0,003	-0,042	NS

**Relation entre K échangeable et la matière organique**

Dans le but de préciser le rôle de la matière organique dans les processus de fixation et d'échange du potassium des horizons de surface de ces sols, une corrélation a été établie entre la moyenne des réserves en K échangeable dans les 40 premiers centimètres et celle de la matière organique sur la même épaisseur (tableau 5). Dans presque tous les types de sols, les teneurs en K échangeable ont été plus élevées dans la moitié supérieure du sol (0-60 cm). Comme la matière organique est aussi plus abondante dans cette partie du profil, on s'est posé la question si elle n'aurait pas un rôle dans ces plus fortes fixations du K

échangeable. Des tests de corrélation ont par conséquent été réalisés sur les données de chaque parcelle. Les résultats se sont avérés non significatifs comme en témoignent les très faibles coefficients de corrélation obtenus. En effet, les valeurs de ces coefficients varient de - 0,248, pour la parcelle nord du sol peu évolué (Le Kef), à 0,315 pour la parcelle sud du même type de sol (tableau 5). Les valeurs intermédiaires les plus importantes de ce coefficient sont de 0,216 pour la parcelle est du sol peu évolué (Béja) et de 0,259 pour la parcelle est du sol isohumique (Le Kef).

De tels résultats expliquent que le rôle de la matière organique est négligeable au niveau de la fixation du potassium. Ceci confirme le lien entre le potassium

échangeable et la fraction minérale du sol qui n'est pas obligatoirement représentée par les colloïdes argileux.

**Exportations du potassium par les cultures**

Les exportations du potassium par les cultures sont quantifiées à partir des analyses sur les grains et les chaumes des céréales, les fourrages et les racines de la betterave à sucre (tableau 6).

Les chaumes exportent plus de K que les grains pour toutes les parcelles et pour les quatre types de sols. La dernière campagne fait exception pour certaines parcelles, probablement à cause de la sécheresse et du déficit hydrique importants qui l'ont caractérisée et qui auraient engendré une mauvaise alimentation en K.

Les taux de matière sèche (MS) ont été estimés à partir de travaux précédents pour les fourrages et les racines de la betterave à sucre. Pour les fourrages, la matière sèche représente 23,5 % de la matière fraîche pour la vesce-avoine, et 27 % pour la vesce-orge (Ben Hassine 2002). Pour la betterave à sucre, elle est de 25 % du poids des racines (Ben Hassine 2002). Quant aux chaumes, leur poids à l'hectare est déterminé par les indices de récolte établis par Ben Salem et al. (2000) pour le blé et

**Tableau 6. Teneurs en potassium (K en ‰) dans la matière sèche au cours de la période d'observation (1996-1997 - 1999-2000).**

Type de sol	Parcelle	Campagnes agricoles							
		1996-1997		1997-1998		1998-1999		1999-2000	
		Culture	K (‰ MS)	Culture	K (‰ MS)	Culture	K (‰ MS)	Culture	K (‰ MS)
SPE (subhumide)	Est	Vesce-orge	13,1	Blé	Ch : 5,23 G : 6	Vesce-avoine	15,44	Blé	Ch : 2,65 G : 3,9
	Ouest	Betterave	Rac : 10,8	Blé	Ch : 9,9 G : 6,63	Blé	Ch : 13,6 G : 5,07	Vesce-avoine	14,74
Vertisol	Nord	Blé	Ch : 11,8 G : 6,6	Betterave	Rac : 10,8	Blé	Ch : 14,51 G : 9,28	Blé	Ch : 10,84 G : 6,0
	Sud	Bersim	14,8	Blé	Ch : 17,5 G : 7,0	Betterave	Rac : 12,9	Blé	Ch : 15,37 G : 5,77
SPE (semi-aride)	Nord	Blé	G : 5,3	Blé	Ch : 8,97 G : 6,24	Jachère	-	Blé	Ch : 2,73 G : 3,82
	Sud	Jachère		Orge	Ch : 8,66 G : 6,0	Jachère	-	Jachère	-
Sol isohumique	Ouest	Blé	G : 12,1	Orge	Ch : 12,71 G : 6,08	Jachère	-	Orge	Ch : 2,96 G : 4,60
	Est	Orge	G : 12,7	Blé	Ch : 10,92 G : 7,23	Blé	Ch : 4,6 G : 3,2	Blé	Ch : 1,95 G : 4,76

Ch = chaumes, G = grains, Rac : racines

El Felah et al. (1991) pour l'orge. Ces indices de récolte permettent de calculer le poids de la paille produite à l'hectare à partir des rendements en grains. Les résultats obtenus sont présentés au tableau 7.

Les exportations de K sont calculées sur les grains et les pailles pour les céréales, car les pailles sont ramassées et emballées; elles sont destinées à la nourriture du bétail. Les quantités exportées varient d'une parcelle à l'autre et d'une campagne agricole à l'autre. La quantité la plus élevée (169,4 kg/ha) a été exportée durant la campagne 1997-1998 dans la parcelle sud du vertisol, par une culture de blé dur ayant produit un rendement de 43 quintaux de grains par hectare. Durant la campagne suivante, une culture de blé dur a exporté 151,8 kg/ha de K dans la parcelle nord du même type de sol. La betterave à sucre n'a exporté que 81 kg/ha de K dans la parcelle nord du vertisol au cours de la campagne 1997-1998, pour un rendement de 30 tonnes de racines par hectare. Le blé semble donc être plus avide pour le potassium que la betterave à sucre. La fertilisation pratiquée uniquement sur cette culture en 1996-1997 (parcelle ouest du sol peu évolué du milieu subhumide) et en 1997-1998 (parcelle nord du vertisol) avec respectivement 104,5 et 100 kg/ha de  $K_2SO_4$  est inutile. En effet, outre les réserves qui sont importantes, la betterave à sucre n'absorbe pas excessivement de K sur ces types de sols et dans ce milieu bioclimatique (subhumide).

Les quantités les plus faibles exportées sont observées dans les sols du milieu semi-aride. Elles sont proportionnelles aux rendements des cultures qui sont très bas, notamment pour le sol isohumique.

Pour comparer les exportations des cultures aux réserves en K du sol, les rapports exportations/K échangeable dans chaque parcelle ont été déterminés (tableau 7). Le K échangeable est exprimé en kg/ha et a été calculé en une moyenne et son écart-type pour chaque campagne agricole. Les valeurs de ce

**Tableau 7. Exportations en potassium (kg/ha) par les cultures et leur importance par rapport au K échangeable (kg/ha) calculé sur 60 cm d'épaisseur.**

Étage bioclimatique	Type de sol	Parcelle	Paramètres	Campagnes agricoles			
				96-97	97-98	98-99	99-2000
Subhumide	Sol peu évolué	Est	Exportation (kg/ha)	79,9	51,6	56,5	37
			K éch. (kg/ha)	2575,5	2618,2	1836,2	2668,1
			$\sigma/n^{1/2}$	853,8	722,4	567,8	533,0
		Export./K éch. (%)	3,10	1,97	3,08	1,39	
		Ouest	Exportation (kg/ha)	69,6	124,8	139,7	91,8
			K éch. (kg/ha)	3800,5	3509,2	1626,3	2769,4
	$\sigma/n^{1/2}$		184,8	472,1	919,3	1046,9	
	Vertisol	Nord	Export./K éch. (%)	1,83	3,56	8,59	3,31
			Exportation (kg/ha)	68,2	81	151,8	62
			K éch. (kg/ha)	4583,1	3055,6	2528,9	2709,5
		$\sigma/n^{1/2}$	293,2	366,3	682,9	687,5	
		Sud	Export./K éch. (%)	1,49	2,65	6,00	2,29
Exportation (kg/ha)			4,1	169,4	61,3	27,4	
K éch. (kg/ha)	4119,9		2746,4	2303,7	2489,5		
$\sigma/n^{1/2}$	1169,1	411,6	834,4	748,6			
Semi-aride	Sol peu évolué	Nord	Export./K éch. (%)	0,10	6,17	2,66	1,10
			Exportation (kg/ha)	14,8	36,6	-	8,8
			K éch. (kg/ha)	1676,5	1568,3	1071,9	1906,7
		$\sigma/n^{1/2}$	347,5	245,3	258,4	690,3	
		Sud	Export./K éch. (%)	0,88	2,33	-	0,46
			Exportation (kg/ha)	-	64,5	-	-
	K éch. (kg/ha)		1791,7	1581,0	982,5	1747,2	
	$\sigma/n^{1/2}$	254,3	384,9	308,6	347,8		
	Sol isohumique	Ouest	Export./K éch. (%)	-	4,08	-	-
			Exportation (kg/ha)	8,5	66,9	-	16,3
			K éch. (kg/ha)	3867,7	3846,9	2773,3	3189,1
		$\sigma/n^{1/2}$	899,5	1963,5	1636,3	1876,1	
Est		Export./K éch. (%)	0,22	1,74	-	0,51	
		Exportation (kg/ha)	10,2	-	5,8	12,5	
	K éch. (kg/ha)	3425,2	3604,8	1690,4	2241,2		
$\sigma/n^{1/2}$	1136,0	893,2	700,2	267,0			
Export./K éch. (%)	0,30	-	0,34	0,56			

rapport varient entre 0,10 et 8,59 %. La valeur la plus faible concerne surtout les sols du milieu semi-aride dont les rendements sont très modestes. Si on prend le pire des cas, à savoir une exportation annuelle de 8,59 % des réserves échangeables des sols, on aura un épuisement total au bout de 10 à 12 années. Or le K échangeable est toujours en état d'augmentation constante suite à l'altération progressive des minéraux primaires du sol, sans compter les réserves situées au-delà de 60 cm qui peuvent participer partiellement à la nutrition des cultures. Squali (1990) a abouti aux mêmes constatations sur divers types de sols marocains : sol

châtain subtropical et sol châtain rouge non calcaire, un tirs brun (vertisol) et un siérozem sur limon rose. De tels types de sols sont voisins génétiquement des sols bruns isohumiques et des vertisols traités dans l'actuelle étude. Donc, les réserves échangeables ne s'épuiseront pas à court terme. Il faudra des dizaines d'années encore pour espérer constater une chute notable des réserves totales ou même échangeables en cet élément.

**Tableau 8. Rapport K exporté/rendement (q/ha) pour la culture du blé dans les huit parcelles de sols étudiés.**

Étage bioclimatique	Type de sol	Parcelle	Campagnes agricoles			
			96-97	97-98	98-99	99-2000
Subhumide	Sol peu évolué	Est	-	1,55	-	0,88
		Ouest	-	2,5	4,29	-
	Vertisol	Nord	2,84	-	3,61	2,95
		Sud	-	3,94	-	3,43
Semi-aride	Sol peu évolué	Nord	1,48	2,29	-	0,88
		Sud	-	-	-	-
	Sol isohumique	Ouest	4,25	-	-	-
		Est	-	-	1,16	0,83

### Exportations en K par la culture du blé

Les exportations en K par la culture du blé sont appréciées par le rapport entre l'exportation totale (kg) du blé en K (chaumes + grains) et le rendement en grains (q/ha). Les résultats sont présentés au tableau 8.

Les valeurs varient entre 0,83 et 4,29 kg/quintal de blé (tableau 8). Les chiffres les plus élevés concernent surtout les vertisols et à un degré moindre les sols peu évolués du milieu subhumide. Ce rapport est faible dans les sols du milieu semi-aride à l'exception de la parcelle ouest du sol isohumique durant la campagne agricole 1996-1997. Le rendement a été très faible au cours de cette campagne (2 q/ha) et les résultats obtenus peuvent constituer une exception. Si on prend la moyenne de toutes ces valeurs (2,46 kg/q), qui sont au nombre de 15, on peut tenter de calculer les exportations totales par le blé au cours d'une campagne produisant un rendement satisfaisant, qui est de 20 millions de quintaux de céréales. En général, la part du blé de cette production est de 75 % environ, soit 15 millions de quintaux (Ben Hassine, 2002). La quantité de K exportée est alors de 36 900 tonnes, ce qui représente 82 000 tonnes d'engrais du type K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (à 45 % de K). Les sols céréaliers du Nord-Ouest tunisien sont donc un vrai gisement de potassium puisqu'ils permettent d'épargner 82 000 tonnes d'engrais potassiques au cours de chaque campagne céréalière.

### Discussions

Les réserves totales des sols du globe terrestre peuvent varier sur 50 cm de profondeur entre 3 et 200 tonnes de K<sub>2</sub>O par hectare (Chamayou et Legros 1989). Les réserves totales en K<sub>2</sub>O dans les 60 premiers centimètres des quatre sols étudiés varient entre 25 et 56 tonnes par hectare. Ces sols, malgré leurs importantes réserves, sont très en dessous du chiffre plafond (200 tonnes/ha) annoncé par ces deux auteurs. En revanche, ces réserves sont nettement supérieures à la valeur de 3 tonnes qui doit certainement caractériser des sols très altérés et très lessivés de leurs bases. Ce n'est pas le cas des sols céréaliers du Nord-Ouest tunisien qui dérivent des débris d'altération mécanique de roches sédimentaires dominées par les argiles, les marnes et les calcaires. Les processus de transformation chimique ne sont pas très actifs sur les minéraux primaires des sols, sous des conditions bioclimatiques peu agressives.

Le potassium échangeable représente entre 6 et 10 % du K total en surface et entre 4,5 et 6 % à partir de 60 cm de profondeur, pour les quatre types de sols qui sont représentatifs des vallées intermontagneuses du Nord de la Dorsale tunisienne. Si ce K échangeable est fixé sur le complexe d'échange du sol, le K total doit être piégé entre les feuillettes des illites et de la muscovite, deux minéraux identifiés en quantités non négligeables

dans ces sols (Ben Hassine 2002). D'autres sites de fixation de K peuvent aussi être disponibles dans les sols étudiés, notamment les feldspaths potassiques (orthose, microcline) dont le K est fragile et peut subir rapidement l'action de l'hydrolyse (Chamayou et Legros 1989). Par conséquent, le K sur ces minéraux peut se déplacer vers les solutions et s'ajouter au K des sites d'échange habituels.

Ces sites d'échange sont en majorité d'origine minérale. En effet, les tests de corrélation entre le K échangeable et la matière organique se sont avérés non significatifs. La matière organique, au vu de ses faibles taux (généralement voisins ou inférieurs à 1 %), n'est pas un site de fixation prépondérant de K. L'importance de la matière minérale par rapport à la matière organique dans ces sols doit se répercuter d'une manière évidente sur son rôle d'échange de cet élément. Même si les résultats de cette étude ont démontré la faible participation de la matière organique aux processus d'échange de K, ses apports fréquents et périodiques ne doivent pas être négligés. L'amélioration des propriétés physiques des sols par la matière organique doit avoir des impacts très positifs sur le stockage des réserves hydriques et sur l'augmentation des rendements.

Si la matière organique ne participe que très peu au processus d'échange de K dans ces sols, pourquoi cet élément serait-il plus abondant dans les horizons de surface ? L'explication serait liée à deux hypothèses qui sont les plus vraisemblables :

- D'abord, la surface du sol est plus exposée aux processus d'altération chimique et mécanique, ce qui devrait libérer le K fixé énergiquement sur les illites et les micas; il se déplacerait alors sur d'autres minéraux argileux comme les smectites qui pourraient le libérer plus facilement;

- Ensuite, il faut considérer l'hypothèse de la restitution par les débris et les restes des cultures (racines et chaumes en particulier) qui augmenteraient les réserves de K avec le temps, dans l'horizon de surface où ils sont constamment enfouis.

L'hypothèse de l'altération peut être confirmée par le degré d'évolution pédogénétique de ces sols. Le sol isohumique qui est le plus évolué parmi ces quatre types de sols, donc théoriquement à minéraux primaires plus altérés, présente le pourcentage le plus haut de K échangeable/K total; ses minéraux primaires portant le K auraient été exposés plus longtemps aux processus d'altération, ce qui aurait libéré davantage de K, notamment dans la moitié supérieure du sol.

Quel que soit son site de fixation, le K est disponible dans ces sols en quantités qui ne s'épuiseraient théoriquement que dans plusieurs dizaines d'années. Cette richesse naturelle en cet élément devrait épargner d'énormes coûts de production en remplaçant les apports par fertilisation. Cet élément n'occupe cependant qu'une faible part de la capacité d'échange de cations (ne dépassant jamais les 6 %). Son assimilation devrait être fortement concurrencée par les autres bases, notamment le Ca et le Mg qui sont fortement abondants dans ces sols calcaires (Ben Hassine 2002). Mais, c'est surtout le Mg qui, en cas d'excès peut provoquer des carences en K chez les plantes (Guigou et al. 1990). Selon ces auteurs, le rapport  $K_2O/MgO$  devrait être compris entre 2 et 3. Selon Magny et Baur (1990), ce rapport devrait être voisin de 1. Par conséquent, il faut au moins autant de  $K_2O$  que de MgO dans les sols pour qu'il y ait équilibre d'alimentation par les plantes en ces deux éléments. Dans les sols étudiés, ce rapport est très faible et varie dans les 20 premiers centimètres, entre 0,264 pour le sol isohumique du milieu semi-aride et 0,080 pour les deux types de sols du milieu subhumide. Ceci devrait se traduire par une difficulté d'assimilation de K en présence de ce large excès de magnésium.

## Synthèse et conclusions

Constituant un élément important dans les processus de nutrition des céréales, le potassium a fait l'objet d'un suivi périodique de ses réserves totales et échangeables au cours de quatre campagnes agricoles, sur quatre types de sols à hautes potentialités de production céréalière. Les résultats d'analyse des échantillons prélevés ont montré que les quantités de K total évaluées sur 120 cm de profondeur peuvent atteindre 92 tonnes/ha en milieu subhumide et jusqu'à 75 tonnes/ha en milieu semi-aride. Un seul type de sol parmi les quatre étudiés a montré des réserves plus faibles avec 39 à 45 tonnes/ha. C'est le sol peu évolué du milieu semi-aride.

Le K échangeable est moins abondant avec des teneurs variant entre 10 et 4 % du K total. C'est ainsi que les réserves évaluées peuvent atteindre 5 tonnes/ha en milieu subhumide et dans le sol isohumique. Elles ne sont que de 2,5 à 3 tonnes/ha dans le sol peu évolué du milieu semi-aride. Cet élément est généralement plus abondant en surface qu'en profondeur, ce qui indique une altération plus poussée des minéraux potassiques primaires (micas et feldspaths) et une accumulation par restitution progressive à partir de la minéralisation de la matière organique.

Les corrélations réalisées entre les teneurs des sols en cet élément et le pourcentage d'argile ont été soit négatives soit non significatives. Ce résultat prouve que le potassium n'est pas fixé uniquement sur les colloïdes minéraux des sols mais proviendrait d'autres structures minéralogiques comprises dans des fractions granulométriques plus grosses (limons, sables). Dans le sol peu évolué du milieu semi-aride, un fort coefficient de corrélation positif indique que le K total proviendrait en grande partie de la fraction argileuse donc d'un phyllosilicate de type illitique.

Le potassium échangeable n'occupe pas beaucoup d'espace sur le complexe absorbant du sol. C'est ce qu'a indiqué le rapport K échangeable/CEC qui est généralement inférieur à 5 %. Il doit être fortement concurrencé par le calcium très abondant dans ces sols carbonatés.

Les exportations annuelles de K par les cultures atteignent à peine 0,1 % des réserves totales et jusqu'à 3,5 % des réserves échangeables. Un tel rythme de prélèvement permet d'utiliser le sol sans fertilisation potassique jusqu'à des dizaines ou même des centaines d'années encore. Les sols céréaliers du Nord-Ouest tunisien constituent un gisement potassique permettant d'économiser 82 000 tonnes d'engrais annuellement.

## Références bibliographiques

- Afrique Agriculture. 2001. Les engrais : un facteur déterminant de sécurité alimentaire. Afrique Agriculture et Agrieconomics, Jacou 34830, France, article Internet, janvier 2001, 2 p.
- Aït Houssa A. et P. Villemin. 1998. Fertilisation et gradients de potassium dans des sols en pente au Maroc. Cahiers Agriculture, vol. 7, n° 3, p. 233-235.
- Ben Hassine H., M. Gasmî, H. Aloui, M. Marzougui, M. Amdouni et A. Younsi. 2001. Suivi de l'évolution des réserves en phosphore assimilable et en potassium échangeable dans quatre types de sols céréaliers de Béja et du Kef. Résultats des campagnes agricoles 96-97, 97-98, 98-99 et 99-2000. ES 314, Direction des sols, ministère de l'Agriculture, Tunisie, 26 p.
- Ben Hassine H. 2002. Étude de l'évolution des propriétés chimiques et physico-hydrauliques des principaux types de sols céréaliers du Nord-Ouest tunisien. Effets sur les productions céréalières. Thèse, Université de Provence, Aix-Marseille I, 299 p.

- Ben Salem M., M. Deghaïes et A. Slama. 2000. Stabilité de la production en grains d'une collection de blé tendre des modèles biologiques à l'amélioration des plantes. 7èmes Journ. Sci. du réseau AUF Biotechnologies végétales : amélioration des plantes et sécurité alimentaire. Montpellier, France 3-5 juillet 2000. 480-491.
- Biely M., M. Maâmouri et Z. Stranik. 1982. Carte géologique de la Tunisie. Feuille de Béja au 1/50 000. Office national des mines, Tunis, 1982.
- CPCS. 1967. Classification des sols, édition de 1967. INRA, France, 96 p.
- Denis J. F. 2000. La fertilisation de l'olivier en potassium et en magnésium. Association française interprofessionnelle de l'olive (AFIDOL), 5 p.
- El Felah M., N. Chalbi et M. El Guezzah. 1991. Analyse de l'adaptation à l'aridité de quelques ressources génétiques locales d'orge (*Hordeum vulgare L.*) comparativement à des variétés améliorées. Dans : L'amélioration des plantes pour l'adaptation aux milieux arides. Ed. AUPELF-UREF, John Libbey Eurotext, Paris, 1991, p. 197-209.
- Giroux, M. et T. S. Tran. 1991. Évaluation de la disponibilité du potassium du sol et des engrais en relation avec les propriétés des sols. Agrosol, vol. 4, n° 1, Sainte-Foy, Québec, Canada, p. 30-38.
- Giroux M. et T. S. Tran. 1994. Étude des facteurs affectant l'évolution des teneurs en P et K des sols agricoles. Agrosol, vol. 7, n° 2, Sainte-Foy, Québec, Canada, p. 23-30.
- Guigou B., B. Thonneller, B. Duzan et B. Félix-Faure. 1990. Pour valoriser les analyses de sols. Revue « Purpan », Laboratoire « Europe-Sols », 134 (deuxième édition), Purpan, Toulouse, p. 1-91.
- Khalfallah S. 1989. Évaluation du potentiel de production des sols à céréales du Nord de la Tunisie. Bulletin « Sols de Tunisie », n° 13, Direction des Sols, ministère de l'Agriculture, Tunisie, p. 133-149.
- Magny J. et J. Baur. 1990. Pour comprendre les analyses de terre. Revue « Purpan », Laboratoire « Europe-Sols », 41-42 (nouveau tirage), Purpan, Toulouse, p. 145-222.
- Naânaâ W. et J. Susini. 1988. Méthodes d'analyse physique et chimique des sols. ES 252, Direction des sols, ministère de l'Agriculture, Tunisie, 118 p.
- Souissi A. 1986. Note relative à la carte des sols aptes à la céréaliculture, échelle : 1/300 000. ES 232, Direction des sols, ministère de l'Agriculture, Tunisie, 7 p. et une carte.
- Squali A. 1990. Compte-rendu des résultats d'essais d'épuisement du sol en potasse. Al Awamia (Maroc), n° 69, 1990, p. 32-49.
- Tsague J. E. 2003a. Bien valoriser les engrais de ferme. Revue « La Voie Agricole », Les publications franco-ontariennes inc., Ontario, 2 p.
- Tsague J. E. 2003b. Les sols et la fertilisation des cultures dans l'Est ontarien. Revue « La Voie Agricole », Les publications franco-ontariennes inc., Ontario, 2 p.

# Mobilité du phosphore et intervention agroenvironnementale en bassin versant agricole : Étude de cas du ruisseau Au Castor, tributaire de la rivière Aux Brochets, Québec

\*A. R. Michaud<sup>1</sup>, R. Lauzier<sup>2</sup> et M. R. Laverdière<sup>1</sup>

**Résumé,** \*A. R. Michaud<sup>1</sup>, Richard Lauzier<sup>2</sup> et M. R. Laverdière<sup>1</sup>. **Mobilité du phosphore et intervention agroenvironnementale en bassin versant agricole : Étude de cas du ruisseau Au Castor, tributaire de la rivière Aux Brochets, Québec. *Agrosol*. 16 (1) : 47-60.** La mobilité du phosphore (P) dans le bassin versant du ruisseau Au Castor, un tributaire agricole (11 km<sup>2</sup>) de la rivière Aux Brochets, a fait l'objet d'une analyse mettant en relation les débits et la qualité de l'eau mesurés à l'exutoire avec les caractéristiques des systèmes de production agricole et du paysage. Parallèlement au suivi agroenvironnemental, le bassin versant a fait l'objet d'une action concertée des propriétaires riverains, ciblée sur le contrôle du ruissellement de surface au moyen de structures de captage, l'aménagement systématique de bandes riveraines le long de la branche principale du ruisseau, de même que de la mise à jour des programmes de fertilisation et des modes de gestion des engrais de ferme. Malgré une importante variabilité inter-annuelle dans le comportement hydrologique du bassin versant, l'analyse de covariance des concentrations en phosphore indique une réduction significative de 25 % des concentrations en P total en période de crues du ruisseau entre la période de référence (1997-1999), précédant les interventions agroenvironnementales et deux périodes successives d'évaluation (1999-2001 et 2001-2003). L'influence des aménagements sur la dynamique du ruissellement et la mobilité du P est associée au laminage des crues engendrant le ruissellement de surface et au bris de la connectivité hydrologique entre les champs agricoles et le ruisseau. L'action complémentaire des bandes riveraines et des structures de captage aurait ainsi favorisé l'écoulement hypodermique et la sédimentation du P particulaire en amont du réseau hydrographique.

**Mots clés :** Phosphore, pollution diffuse, bassin versant, ruissellement, érosion, ripisylve, bandes riveraines.

**Abstract,** \*A.R. Michaud<sup>1</sup>, R.Lauzier<sup>2</sup> and M.R. Laverdière<sup>2</sup>. **Phosphorus mobility and best management practices: Beaver Brook case study, Pike River, Quebec. *Agrosol*. 16 (1): 47-60.** The mobility of phosphorus within Beaver Brook, a small agricultural watershed (11 km<sup>2</sup>), tributary to Pike River, was described through hydrometric and water quality monitoring in relation to production systems and landscape descriptors. In parallel to agri-environmental monitoring, best management practices were implemented throughout most hydrologically active areas of watershed, including systematic implementation of riparian buffers and catch basins along stream main channel, as well as nutrient and manure management plan updates. Despite an important inter-annual variability in hydrological conditions, covariance analysis of phosphorus concentration in surface water, using stream flow rate as covariate, indicated a 25% reduction in flow-weighted total P levels during peak runoff events from a reference period (1997-1999) to successive assessment periods 1999-2001 and 2001-2003. Improvement in water quality is linked to attenuation of peak surface runoff activity and breaks in hydrological connectivity between fields and stream. Resulting hypodermic flow and sedimentation of particular P is indebted to complementary action of riparian buffer strips and structural runoff management.

**Key words:** Phosphorus, non-point source pollution; watershed, runoff, erosion, riparian zone, buffer strip.

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

\*Auteur pour la correspondance : téléphone : (418) 644-6884, télécopieur : (418) 644-6855, Courriel : aubert.michaud@irda.qc.ca

2. Direction régionale de la Montérégie, Secteur Est, ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec

## Introduction

L'augmentation des concentrations en phosphore (P) dans les eaux de la baie Missisquoi contribue à la prolifération de fleurs d'eau de cyanobactéries en période estivale. Les taux élevés de cyanobactéries totales, la proportion majeure de cyanobactéries à potentiel toxique de même que les fortes concentrations mesurées en microcystine-LR dans les eaux de la baie présentent des risques pour la santé des usagers du plan d'eau (Blais 2002). La détérioration de la qualité de l'eau a ainsi provoqué la fermeture des plages publiques depuis les quatre dernières années. Parallèlement aux enjeux récréo-touristiques, la baie Missisquoi est la source d'eau potable d'un vaste bassin de population comprenant les municipalités de Bedford et le secteur Philipsburg de la municipalité de Saint-Armand. Reconnaissant la sévérité de la problématique environnementale, les gouvernements du Québec et du Vermont ont signé en 2002 une entente sur la réduction des apports de phosphore à la baie Missisquoi (Québec et Vermont, 2002) par laquelle les signataires s'engagent à réduire les charges de phosphore selon un partage de responsabilité imputant 60 % de la réduction des apports de P au Vermont et 40 % au Québec. La charge cible du Québec est ainsi fixée à 38,9 t P an<sup>-1</sup>. Cette réduction des exportations de P dans la baie devrait y ramener la concentration moyenne en PTOT d'un niveau actuel de 35 µg P L<sup>-1</sup> au critère-cible de 25 µg P L<sup>-1</sup>, de façon à soustraire les eaux de la baie au processus d'eutrophisation. L'effort de réduction des charges de P se situe ainsi à environ 41 % des charges annuelles de P. Cet objectif, interpelle particulièrement le monde agricole, dans la mesure où environ 80 % du phosphore de sources diffuses exporté annuellement dans la baie Missisquoi est attribué à l'agriculture, qui occupe 26 % du territoire du bassin versant de la baie (Hegman et al. 1999).

Plusieurs projets de recherche ont été réalisés dans la région en appui aux initiatives communautaires de mise en valeur de la rivière Aux Brochets, principal tributaire de la Baie Missisquoi en territoire québécois. La nature multidisciplinaire

des travaux et la diversité des échelles d'étude ont permis de développer une meilleure compréhension de la dynamique globale du phosphore dans les systèmes de production agricole, les sols et l'écosystème aquatique du bassin versant. Dans le cadre d'études en parcelles sous pluie simulée, Michaud et Laverdière (2004) ont lié l'érodabilité du sol, son enrichissement en P et l'apport récent d'engrais de ferme, aux concentrations et à la bio-disponibilité du P dans le ruissellement de surface. Enright et Madramootoo (2004a) ont caractérisé la mobilité du P dans le ruissellement de surface et les drains souterrains de deux champs de la région. Bien que le drainage souterrain ait été le principal exutoire des eaux, contribuant en moyenne pour 81 % du volume exporté hors de la parcelle, le ruissellement de surface contribuait en moyenne à 60 % des exportations de P en raison d'une concentration moyenne en cet élément de plus de dix fois supérieure à celle observée dans les drains. Dans le cadre d'une étude de bassins versants jumeaux (6-8 km<sup>2</sup>) du ruisseau Walbridge, tributaire de la rivière Aux Brochets, Duguet et al. (2002) ont montré la répartition hétérogène des zones hydrologiquement actives à l'échelle du bassin. Michaud et al. (2004a) ont aussi décrit l'influence de ce paysage sur les régimes d'exportation du P. À l'échelle du bassin versant de la rivière Aux Brochets (630 km<sup>2</sup>), principal contributeur en P à la baie Missisquoi en territoire québécois, Deslandes et al. (2002) ont généralisé la production d'indicateurs agroenvironnementaux de la mobilité du P. La vocation agricole du territoire, la position des sous-bassins dans le relief, le bilan des apports et l'enrichissement des sols en P ont expliqué la variabilité spatiale des concentrations en P de 18 sous-bassins lors de crues du réseau hydrographique. Le système d'information à référence spatiale développé dans le cadre de ce projet, combiné aux suivis des écosystèmes aquatiques des bassins expérimentaux des ruisseaux Au Castor et Walbridge, a supporté la modélisation de la mobilité du P à l'échelle du bassin versant de la rivière Aux Brochets (Beaudin et al. 2004) au moyen du modèle hydrologique SWAT (Soil and water assesment tool) (Arnold et al. 1998).

La présente étude porte sur le bassin versant du ruisseau Au Castor, tributaire agricole (11 km<sup>2</sup>) de la portion aval de la rivière Aux Brochets. Caumartin et Vincent (1994) attribuaient à ce bassin agricole une vulnérabilité relativement élevée aux exportations de P, comparative-ment aux autres tributaires de la rivière Aux Brochets. Michaud et al. (2004c) ont mis en relation de la qualité de l'eau observée dans les branches et le tronçon principal du ruisseau avec différents descripteurs des systèmes de production agricole et du paysage. La variabilité spatiale des exportations de P s'est avérée contrôlée, de façon dominante, par des facteurs géophysiques prédisposant à la production de ruissellement de surface. Dans le but de limiter l'action du ruissellement et le transport de sédiments au cours d'eau, la Coopérative de solidarité de la rivière Aux Brochets et le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), ont coordonné un aménagement hydro-agricole intégré de la portion du bassin versant la plus vulnérable à la production de ruissellement de surface, comportant l'implantation de bandes riveraines arbustives et de structures de captage.

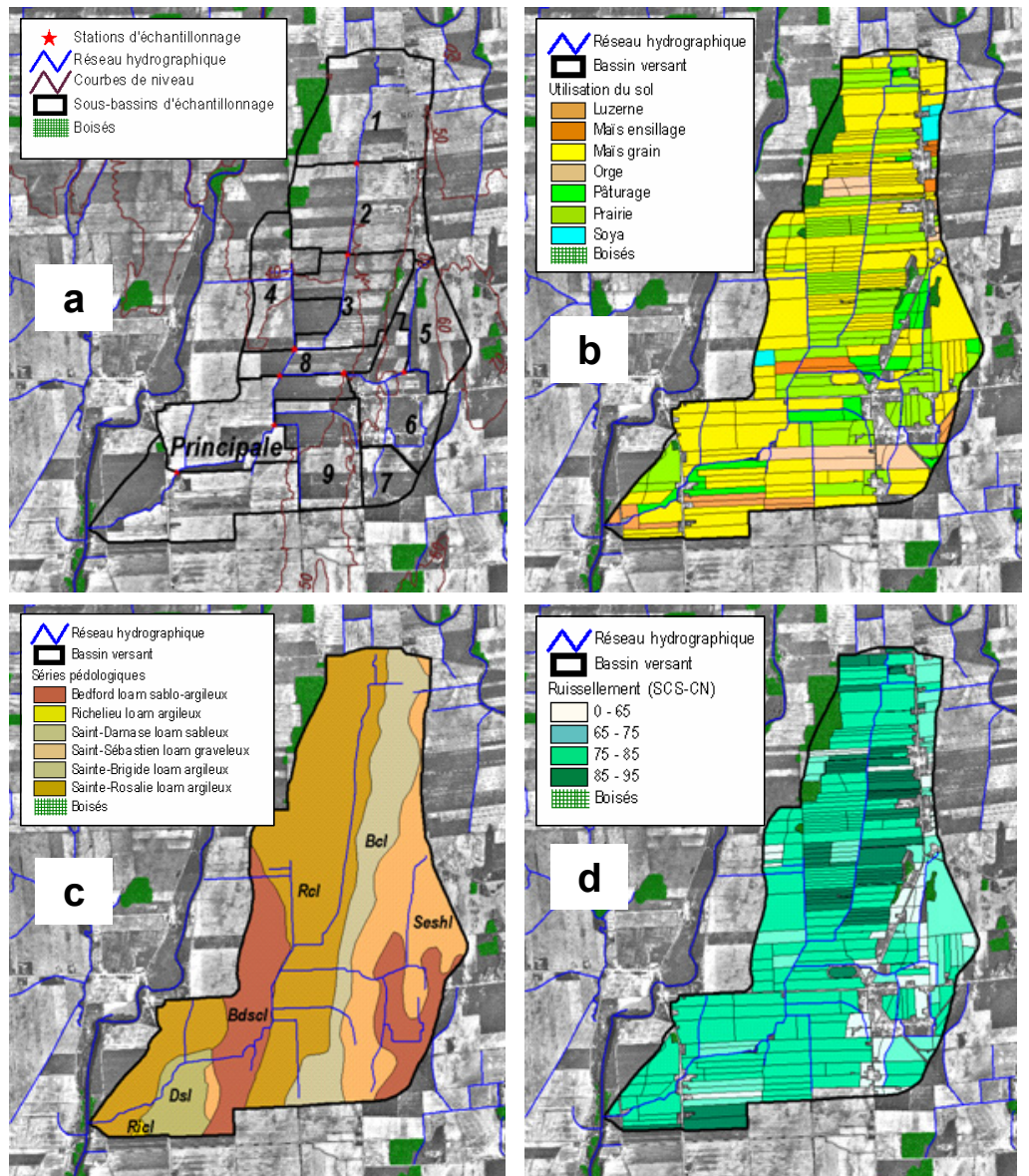
Les zones tampon de végétation pérenne constituent des infrastructures agroenvironnementales dont l'efficacité a largement été démontrée en parcelles expérimentales au Québec (Duchemin et Majdoub 2004) et ailleurs dans le Nord-Est américain (Lawrence et al. 2002). Cependant, peu d'études ont documenté l'effet de tels aménagements sur la qualité de l'eau à l'échelle du bassin versant. Meals (2000) a documenté une amélioration tangible de la qualité de l'eau, dans de petits bassins versants laitiers du Vermont, suite à l'implantation de bandes riveraines et au retrait de l'accès des animaux au cours d'eau. Au Québec, la haute densité de cours d'eau aménagés à des fins agricoles, de même que le cadastre allongé et étroit des terres, généralement dans le sens du gradient topographique, fait en sorte que la majeure partie du parcellaire en culture ne s'égoutte pas vers les rives de cours d'eau, mais se concentre plutôt vers les raies de curage et le réseau de fossés

(Michaud et al. 2004b). La convergence des patrons d'écoulement du ruissellement de surface réduit par ailleurs considérablement le piégeage des sédiments et nutriments par les bandes riveraines (Helmers et al. 2005). Les pratiques culturales anti-érosives et les ouvrages de contrôle du ruissellement constituent dès lors des compléments essentiels aux bandes riveraines en favorisant l'infiltration de l'eau dans la couche arable, le morcellement de la lame de ruissellement, le laminage des crues et la sédimentation en amont du réseau hydrographique. L'objectif de la présente étude est d'évaluer l'effet des interventions agroenvironnementales mises en oeuvre dans le bassin versant du ruisseau Au Castor sur l'exportation du P à l'exutoire du bassin.

## Méthodologie

### Description du site d'étude

Le bassin versant de ruisseau Au Castor couvre une superficie de 11 km<sup>2</sup>, essentiellement dédiée à la production agricole. Le maïs-grain, les céréales à paille, les plantes fourragères et le soya sont cultivés en rotation sur les 305 parcelles exploitées dans le bassin versant (figure 1b). Globalement, le bilan des apports moyens en P pondéré pour la superficie du bassin est de l'ordre de 10,6 kg-P/ha. Ce bilan modéré reflète la vocation laitière et céréalière du bassin, alors que l'apport en P en provenance des engrais de ferme demeure inférieur au prélèvement des cultures. Les échantillonnages composites de l'ensemble du parcellaire du bassin révèlent qu'environ le tiers des parcelles avaient atteint en 1999 le seuil de vulnérabilité de 10 % (Mehlich-3 P/Al), alors que le seuil critique de 20 % était atteint par 6 % d'entre elles (Michaud et al. 2002). Les saturations en P des sols reflètent essentiellement le cumul, dans le temps, des apports excédentaires d'engrais de ferme liés aux contraintes historiques de disponibilité des superficies d'épandage dans le secteur Est du bassin, soit les sous-bassins n° 5, 6 et 7 (figure 1a).



**Figure 1.** Caractéristiques biophysiques du bassin versant du ruisseau Au Castor : relief et sous-bassins hydrographiques (a), utilisation du sol (b), pédologie (c) et indices de ruissellement estimés selon la méthode CN-SCS (d).

Au plan géophysique, le bassin versant est situé aux confins de la plaine des basses-terres du Saint-Laurent. Le paysage légèrement ondulé présente un gradient longitudinal d'élévation favorisant le secteur Est du bassin. Les sols de la région à l'étude ont été décrits et cartographiés par Cann et al. (1948). Les argiles d'origines marine et lacustre, représentées par les sols de la série Sainte-Rosalie, occupent les positions basses du relief, longeant le cours d'eau principal (figure 1c). En position légèrement surélevée

dans le relief, les séries de sol Sainte-Brigide et Bedford développées sur tills calcaires présentent une topographie légèrement ondulée. Enfin, les tills bien égouttés sur fond de schistes argileux et d'ardoise, dont fait partie la série de sol Saint-Sébastien, occupent les positions les plus élevées du relief. L'ensemble du réseau hydrographique du bassin versant, a été aménagé afin de permettre le drainage souterrain des terres, implanté sur 52 % de la superficie cultivée du bassin. Les indices de

ruissellement calculés par la méthode CN-SCS (Monfet 1979) pour l'ensemble du parcellaire en culture sur la base d'une intégration spatiale des données de relief, de drainage souterrain et de type de sol, sont illustrés en figure 1d.

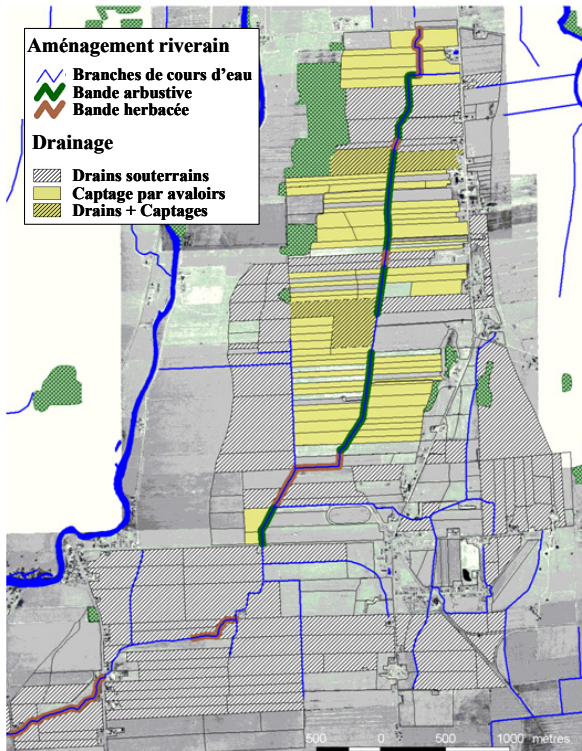


Figure 2. Cartographie des aménagements hydro-agricoles réalisés sur le bassin versant du ruisseau Au Castor.

### Interventions agroenvironnementales

Dans le cadre de la présente étude, la détection de l'effet des interventions agroenvironnementales sur la mobilité du P est fondée sur la comparaison des mesures de la qualité de l'eau observée en période de référence, précédant la mise en oeuvre des interventions agroenvironnementales (1997-1999), aux mesures acquises lors de deux périodes successives d'évaluation (1999-2001 et 2001-2003), suivant l'implantation des aménagements hydro-agricoles. Des structures de captage ont systématiquement été installées à la confluence des fossés avec la branche principale du ruisseau dans la portion la plus hydro-active du parcellaire, en raison d'une position basse dans le relief et non drainée souterrainement (figure 2). Trente-cinq embouchures de fossés ont ainsi été comblées et aménagées par la Coopérative de solidarité du bassin-versant de la rivière Aux Brochets, la plupart au cours de l'été 1999 et 2000. La stabilisation d'une cinquantaine de foyers d'érosion en rive et l'implantation d'une bande riveraine arbustive sur 4 kilomètres le long de la branche principale du ruisseau ont complété l'aménagement hydro-agricole du bassin (figure 3).

Au plan de la gestion des sols et des cultures, l'échantillonnage systématique des sols du bassin versant durant la période de référence a fourni les bases agronomiques pour une mise à jour des plans de fertilisation des 24 entreprises agricoles du bassin versant. Les taux d'épandage des engrais de ferme ont été ajustés au besoin agronomique des cultures, suite à l'étalonnage des épandeurs utilisés par les entreprises participant au projet. L'examen des données de recensement agricole pour la période d'étude (MAPAQ 1997, 2000, 2003) a démontré que le profil des productions animales des entreprises agricoles est demeuré relativement stable dans le bassin versant au cours de cette période. L'importance relative de la production fourragère dans les rotations de culture a cependant baissé au fil des ans, au profit des cultures annuelles. Globalement, la production fourragère de l'ensemble des propriétaires du bassin versant représentait 32 % des superficies totales en production en 1997, alors qu'elle ne comptait plus que pour 23 % des superficies en 2003.

### Suivi hydrométrique et qualité de l'eau

La période de caractérisation hydrométrique et géochimique des eaux du ruisseau couvre six années hydrologiques, soit d'octobre 1997 à septembre 2003. Les précipitations liquides ont été jaugées en continu au moyen d'un pluviographe localisé dans la partie centrale du bassin. Les précipitations hivernales ont été obtenues des stations gouvernementales de Philipsburg et Farnham (MENV 2003). Le jaugeage hydrométrique à l'exutoire du bassin a été supporté par l'aménagement d'un déversoir en « V » et l'enregistrement continu de la hauteur de l'eau par un limnimètre de type bulle-à-bulle. La courbe de tarage hauteur-débit a été établie sur la base de mesures des débits effectuées au moulinet et d'une modélisation supportée par le logiciel BDH développé par le Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ, 2000).

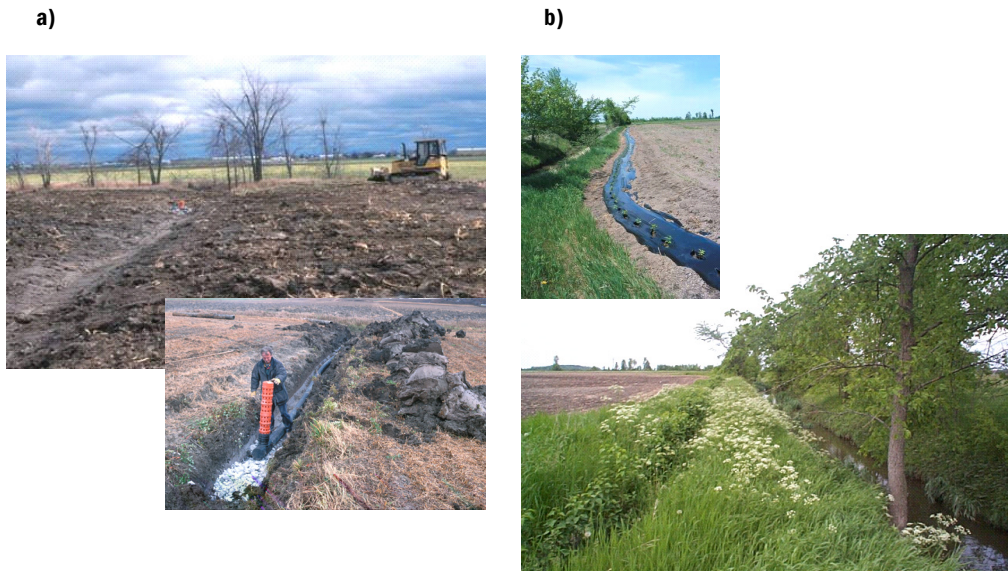


Figure 3. Structure de captage aménagée à l'exutoire d'un fossé tributaire de la branche principale du ruisseau Au Castor (a) et bande riveraine arbustive (b) implantée le long du même cours d'eau.

Le suivi de qualité de l'eau à l'exutoire du bassin versant a été supporté par le prélèvement de 250 échantillonnages ponctuels répartis sur les six années hydrologiques à l'étude, soit 110 échantillons prélevés au cours de la période de référence (1997-1999) et respectivement 76 et 74 pour les périodes d'évaluation 1999-2000 et 2001-2003. Le protocole d'échantillonnage a favorisé la collecte d'échantillons lors d'évènements de précipitation ou de fonte des neiges provoquant une hausse sensible du débit du ruisseau. Le prélèvement d'au moins trois échantillons était alors supporté pour chaque évènement hydrologique, préférablement de part et d'autre de la pointe de crue. Les échantillons d'eau ont été conservés à une température inférieure à 4 °C jusqu'à ce qu'ils soient analysés au laboratoire de physico-chimie de l'IRDA. Les matières en suspension (MES) ont été quantifiées par filtration (< 0,45 µm) ou centrifugation. Les concentrations de P réactif soluble (PRS) et total (PTOT) ont été déterminées par colorimétrie automatique avec la formation d'un complexe jaune de phosphomolybdate réduit par l'acide ascorbique (Murphy et Riley 1962), après filtration (< 0,45 µm) et minéralisation au persulfate. Les teneurs en calcium (Ca) en solution ont été dosées à l'aide d'un spectrophotomètre au plasma suivant la centrifugation des échantillons.

## Analyses statistiques

La série de mesures hydrométriques et de qualité de l'eau couvrant l'ensemble de la période d'étude 1997-2003 a été segmentée en trois périodes comportant chacune deux années hydrologiques complètes débutant le 1<sup>er</sup> octobre et se terminant le 30 septembre. Une transformation logarithmique a été appliquée à l'ensemble des données de concentrations et de débits de façon à assurer une distribution normale des observations précédant les analyses statistiques en mode linéaire.

Les modélisations des relations concentration-débit (C/Q) et des flux de MES, PRS, PTOT et Ca ont été supportées par le

logiciel Flux 5.0 (Walker 1998) pour chacune des trois périodes d'étude. Une stratification selon trois strates de débits décrites par Michaud et al. (2004c), représentatives de régimes d'écoulement de base ( $Q < 0,6 \text{ mm jr}^{-1}$ ), de lames d'eau élevées ( $0,6 \text{ mm jr}^{-1} < Q < 3,3 \text{ mm jr}^{-1}$ ) et de crues ( $Q > 3,3 \text{ mm jr}^{-1}$ ), ont été retenues pour les modélisations. La procédure de validation croisée, reconnue pour produire des estimateurs sans biais pour différentes pentes C/Q (Walker 1987), a été utilisée pour estimer la variance de l'erreur. L'examen des résidus des régressions de l'ensemble des paramètres a démontré que ceux-ci étaient indépendants du débit, de la date, de la saison de même que des valeurs de concentrations et de flux. Trois observations aberrantes de concentration en PRS et six observations de concentration en Ca ont été détectées au seuil de 5 % et ont été retranchées de la banque de données utilisée pour la modélisation des flux.

La détection de l'effet des interventions agroenvironnementales sur la qualité de l'eau du ruisseau a été supportée par une analyse de covariance (ANCOVA) comparant les concentrations de MES, PRS, PTOT et Ca observées en période de référence aux deux périodes successives d'évaluation, et utilisant le débit du cours d'eau à l'exutoire en co-variable. Suivant cette approche inspirée de Grabow et al. (1999), seules les observations associées aux strates de débits élevés et aux crues ( $Q > 0,6 \text{ mm jr}^{-1}$ ) ont été retenues en raison des relations C/Q positives des paramètres PT, PRS et MES. La procédure PROC MIXED du système SAS (2000) a été utilisée pour comparer les régressions C/Q des paramètres PT, PRS, MES et Ca. La procédure réalisée en trois étapes successives a consisté à :

- 1) d'abord vérifier que les pentes de régression C/Q des trois périodes à l'étude étaient toutes différentes de la valeur nulle;
- 2) tester l'égalité des pentes de régression C/Q pour les trois périodes à l'étude;
- 3) compte tenu de l'égalité des pentes de régression C/Q des paramètres PT, PRS, MES et Ca estimées pour les trois périodes

à l'étude, un modèle réduit a été retenu pour l'ANCOVA, où la dépendance des paramètres de qualité de l'eau par rapport au débit est exprimée par :

$$\log[CP_{ij}] = a_0 + a_i + b(\log Q_{ij}) + e_{ij}$$

où :

$[CP_{ij}]$  est la concentration du paramètre de qualité d'eau ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) pour la  $i^{\text{ème}}$  période et le  $j^{\text{ème}}$  échantillon;  
 $a_0$  est l'ordonnée à l'origine du modèle pour la période de référence;  
 $a_i$  est l'effet de la  $i^{\text{ème}}$  période sur l'ordonnée à l'origine du modèle;  
 $b$  est la pente du modèle;  
 $Q_{ij}$  est la lame d'eau à l'exutoire ( $\text{mm jr}^{-1}$ ) pour la  $i^{\text{ème}}$  période et le  $j^{\text{ème}}$  échantillon;  
 $e_{ij}$  est le terme d'erreur associé à la  $i^{\text{ème}}$  période et au  $j^{\text{ème}}$  échantillon.

Les  $e_{ij}$  sont indépendants et identiquement distribués selon une distribution normale de moyenne = 0 et de variance  $\sigma^2$ .

Conceptuellement, une valeur significativement différente de « 0 » du paramètre  $a_i$  du modèle de régression indique que les valeurs de concentration de la variable dépendante à l'étude pour la  $i^{\text{ème}}$  période d'évaluation diffèrent de façon significative de la période de référence. Le modèle statistique permet ainsi de comparer les concentrations prédites pour chacune des périodes sur une base commune de conditions d'écoulement instantané à l'exutoire du bassin versant.

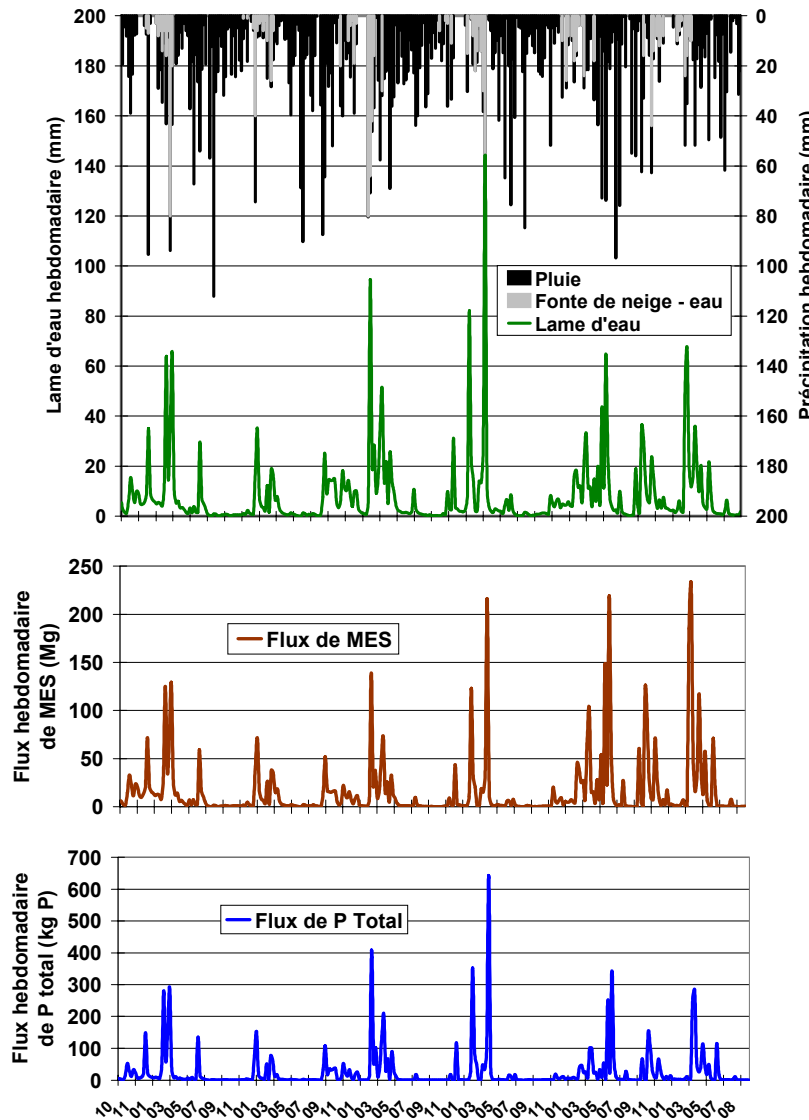
## Résultats et discussion

### Relevés météorologiques et hydrométriques

Les relevés météorologiques et hydrométriques indiquent d'importantes variabilités dans les conditions hydrologiques dans le bassin versant du ruisseau Au Castor au cours de la période d'étude 1997-2003. Le tableau 1 exprime la variabilité inter-annuelle des précipitations, des fontes de neige et des débits mesurés

**Tableau 1. Bilans hydrologiques et flux de matières en suspension et de phosphore compilés sur une base annuelle et sur la base des événements de crues du ruisseau au Castor.**

Bilan hydrologique annuel	Année hydrologique (1er octobre au 30 septembre)					
	1997-1998	1998-1999	1999-2000	2000-2001	2001-2002	2002-2003
<b>Précipitations et fontes de neige</b>						
<b>Total mm</b>	1 150	1 006	1 234	942	1 059	875
<b>Pluie sur sol non gelé mm</b>	752	799	800	629	824	598
(% total)	(65 %)	(79 %)	(65 %)	(67 %)	(78 %)	(68 %)
<b>Fonte et/ou pluie sur sol gelé mm</b>	398	207	434	313	235	276
(% total)	(35 %)	(21 %)	(35 %)	(33 %)	(22 %)	(32 %)
<b>Flux totaux annuel</b>						
<b>Lame d'eau exportée mm</b>	452	202	555	454	457	507
<b>Matière en suspension T-MES</b>	947	413	651	591	1 093	1 288
<b>Phosphore total kg P</b>	1 540	695	1 578	1 572	1 414	1 546
<b>Phosphore réactif soluble kg P</b>	543	263	724	718	610	668



**Figure 4. Séries chronologiques des précipitations, des débits et des flux de phosphore et de matières en suspension à l'exutoire du bassin versant du ruisseau au Castor pour la période d'étude 1997-2003.**

à l'exutoire du bassin versant expérimental, de même que les flux MES, PRS et PTOT qui leur sont associés, pour chacune des six années de la période d'étude. Sur cette base, la hauteur moyenne d'eau exportée annuellement à l'exutoire du bassin versant est de 438 mm. La hauteur minimale d'eau (202 mm) a été mesurée en 1998-1999, alors que la valeur maximale (555 mm) a été mesurée en 1999-2000.

La figure 4 illustre les séries chronologiques, sur une base hebdomadaire, des précipitations, fontes de neige et exportations de sédiments et de phosphore pour l'ensemble de la période 1997-2003. Une importante variabilité inter-annuelle est observée dans la contribution relative des pluies et des fontes de neige aux crues et exportations du ruisseau. Au cours des années hydrologiques 2001-2002 et 2002-2003, les événements de pluie ont contribué de façon dominante aux crues du ruisseau et aux exportations de MES et P. Les précipitations abondantes du printemps 2002 (mai et juin), de l'automne 2002 (septembre à novembre) et de juin 2003 contribuent pour la plus large part au volume des crues. Au cours des quatre premières années de la période d'étude (1997-2001), la plupart des crues sont plutôt associées à des événements hivernaux, alors que chacune de ces années hydrologiques a connu un redoux hivernal en janvier ou février. Les contributions significatives des pluies, en dehors de la période de fonte des neiges, se limitent à un intense orage en juillet 1998, l'automne pluvieux de 1999 et aux pluies abondantes de mai 2000.

**Modélisation des flux**

Le suivi hydrométrique en continu et le prélèvement ponctuel d'échantillons des eaux du ruisseau Au Castor ont permis une modélisation relativement précise des relations C/Q et des flux de phosphore et de calcium. Les coefficients de variation (CV) des estimations de flux de P et de Ca ont varié de 0,04 à 0,18 pour les différentes périodes à l'étude et correspondent à des niveaux acceptables pour la modélisation de petits tributaires (Walker 1998). En

ce qui a trait au paramètre MES, les CV de 0,24, 0,14 et 0,30, estimés respectivement pour la période de référence et les deux périodes d'évaluation, indiquent un degré moindre de précision du modèle C/Q et invitent à une interprétation prudente des modèles.

Dans l'ensemble, la variabilité des concentrations des paramètres de qualité de l'eau témoigne d'un contrôle hydrologique au cours de l'ensemble de la période. Les concentrations moyennes des paramètres PTOT, PRS et MES s'accroissent alors que le débit du ruisseau passe d'un régime d'écoulement de base, à celui d'un régime élevé, puis à celui de crue. Inversement, les concentrations en Ca du ruisseau tendent à diminuer avec l'augmentation du débit, témoignant d'une contribution croissante du ruissellement de surface au débit du ruisseau.

### Phosphore et matières en suspension

En écoulement de base, les pentes C/Q négatives de même que la grande variabilité des concentrations en P (figure 5a) témoignent de phénomènes de rétention biotique et abiotique dans le réseau hydrographique. Dorioz et al. (2004) ont décrit de telles diminutions de P proportionnelles aux accroissements du débit dans le bassin versant du Foron en Haute-Savoie. S'inspirant de leur approche du flux limite de P, l'exportation annuelle de P total associé aux contributions ponctuelles dans le bassin versant du ruisseau Au Castor est estimée à 254, 96 et 162 kg P an<sup>-1</sup> respectivement pour les périodes 1997-1999, 1999-2001 et 2001-2003. Dans le bassin versant du ruisseau Au Castor, les flux de P d'origine ponctuelle sont associés aux bâtiments de ferme et cours d'exercice, à l'entreposage d'engrais de ferme sans structure (moins de 100 unités animales au total) et à une densité modérée de population (approximativement 15 habitants par km<sup>2</sup>). Ces estimations représentent entre 3 et 11 % des charges annuelles en phosphore total, et corroborent les estimations de Hegman et al. (1999) qui attribuent 92 % des exportations diffuses de P à l'utilisation agricole du sol pour

la partie aval du bassin de la rivière Aux Brochets.

La strate de débits élevés (0,6 mm jr<sup>-1</sup> < Q < 3,3 mm jr<sup>-1</sup>) est associée à une activité hydrologique dominée par des transferts hypodermiques et souterrains dans le bassin versant. Les pentes positives C/Q des concentrations en P modélisées dans cette strate de débits du ruisseau, de même que l'importante fraction particulaire du flux de P (43 à 67 % du PTOT), sont en partie associées au phénomène de transport préférentiel du P vers le réseau de drainage souterrain. Dans leur étude sur la migration du P dans les drains d'un champ argileux limitrophe au bassin du ruisseau Au Castor, Enright et Madramootoo (2004a) ont attribué les accroissements marqués des concentrations en P dans les eaux de drainage souterrain au transport préférentiel de P dans les macropores du sol. Les observations rapportées par Jamieson et al. (2002) sur le même site témoignent de concentrations en P particulaire atteignant 80 % du flux total de P exporté en conditions de débit de pointe des

drains. Le transport préférentiel du phosphore via le réseau de drainage souterrain serait particulièrement actif dans les sols argileux en position basse du relief du bassin, longeant la branche principale du ruisseau en raison de la nature argileuse des sols (figure 1c).

Des phénomènes de re-suspension et de *relargage* du P dans la branche principale du ruisseau contribueraient aussi à expliquer les fortes pentes C/Q des concentrations en phosphore, de même que la grande variabilité du paramètre MES observée dans la strate de débits élevés. Les échantillonnages intensifs des eaux du ruisseau Au Castor témoignent de ces phénomènes (Michaud et al., 2004c), alors que des pics élevés de concentrations en P et en MES devancent les débits de pointe du ruisseau en période estivale. L'accumulation de sédiments limono-argileux est particulièrement importante (> 50 cm) dans le lit de la portion amont de la branche principale du ruisseau, où la morphologie du bassin versant favorise les processus de déposition. La croissance abondante de

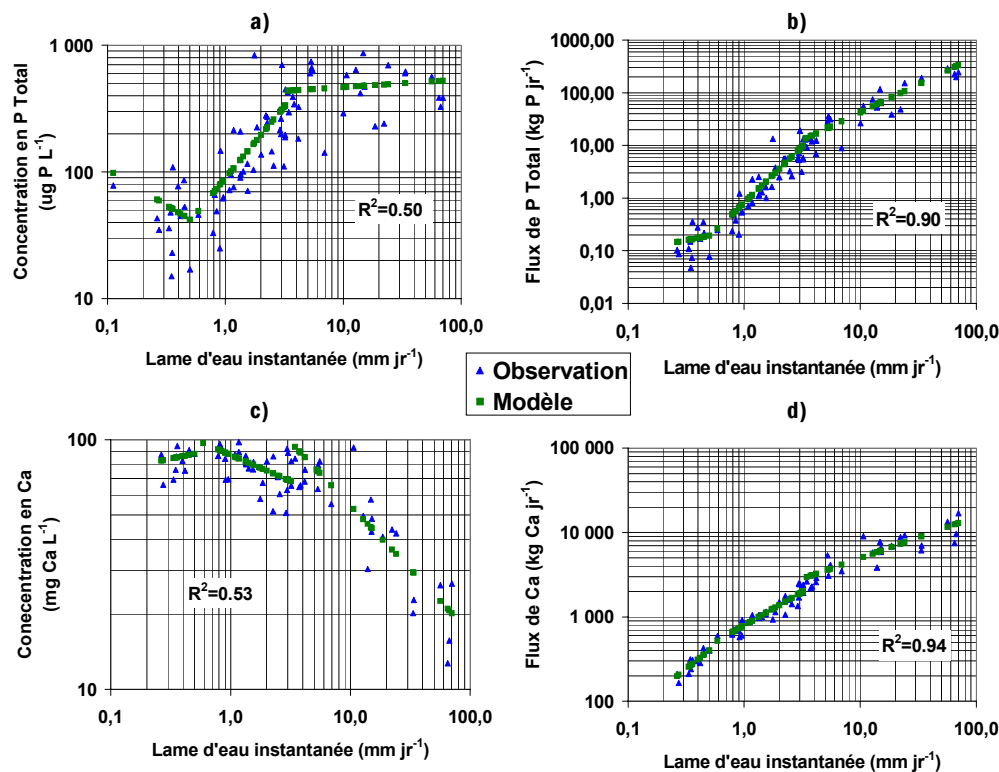


Figure 5. Modèles de régression des concentrations et des flux de phosphore total (a-b) et de calcium (c-d) en fonction du débit à l'exutoire du bassin versant du ruisseau Au Castor pour la période d'évaluation 1999-2001.

macrophytes et de périphytons y favorise également la rétention biotique et abiotique du P en période estivale. Dorioz et al. (2004) ont évalué que la rétention du P d'origine ponctuelle, lors des périodes de tarissement, dépassait les exportations associées aux plus fortes crues à l'exutoire du bassin du Foron. Un tel phénomène de relargage de P dans le bassin versant du ruisseau Au Castor semble particulièrement important lorsque se manifestent les premières crues de l'été ou à l'automne.

En période de crues du ruisseau, les processus de ruissellement de surface sont actifs sur une portion variable du parcellaire du bassin versant, ce qui se traduit par des concentrations élevées de P et de sédiments dans la colonne d'eau. Les moyennes bisannuelles des concentrations en PTOT en période de crues, pondérées pour le débit du ruisseau, se situent entre 460 et 482  $\mu\text{g P L}^{-1}$ . Compte tenu des disparités inter-annuelles dans les précipitations et les hauteurs d'eau ruisselée, la proportion du flux annuel de PTOT associée aux crues se situe respectivement à 81 et 75 % pour les périodes d'évaluation 1999-2001 et 2001-2003, alors qu'elle n'est que de 60 % pour la période de référence. La forte inclinaison de la pente C/Q en PTOT pour la période 2001-2003 ( $C/Q = 0,54$ ,  $p < 0,05$ ) se démarque des périodes précédentes, alors que ces dernières présentent un plafonnement des concentrations en PTOT et MES en fonction du débit du ruisseau (pente  $C/Q = 0,05$ , ns). Le plafonnement des concentrations dans la strate de débits de pointe au cours des périodes 1997-1999 et 1999-2001 est associé à la contribution dominante des événements hivernaux (69 %) aux crues du ruisseau. Au cours de l'hiver, l'érosivité des précipitations demeure en effet relativement plus faible qu'en période estivale, alors que le pouvoir érosif du ruissellement est tempéré par la consolidation des agrégats du sol gelé (Dorioz et Ferhi 1993). Pour la période 2001-2003, les crues du ruisseau Au Castor sont plutôt induites par des pluies intenses en saison de production. Les pointes de concentration en

MES observées en mai et juin 2002 ( $> 1000 \text{ mg L}^{-1}$ ) traduisent une forte érodabilité des sols, présumée plus élevée qu'à la fin de l'hiver. Des épisodes de ruissellement courts et intenses en période estivale favorisent par ailleurs la capacité de transport du ruissellement de surface, résultant en des concentrations maximales de MES et de PTOT dans le ruisseau, de même que de fortes pentes C/Q. Le caractère épisodique des crues estivales favorise aussi les effets d'hystérésis sur les concentrations de MES observées dans le ruisseau. Il en résulte une imprécision des modèles de flux, tel que démontré par le coefficient élevé de variation ( $CV > 0,30$ ) associé au paramètre MES pour la période 2001-2003.

### Calcium

Dans les strates de débits élevés et de crues, la teneur en Ca de l'eau de surface du ruisseau demeure négativement corrélée avec le débit du ruisseau ( $r = -0,50$ ,  $p < 0,0001$ ,  $N = 206$ ). De tous les paramètres de qualité de l'eau à l'étude, les modélisations des flux de Ca dans l'eau de surface présentent les meilleurs ajustements aux observations pour les trois périodes à l'étude ( $0,85 < R^2 < 0,98$ ). La constance dans la relation C/Q du Ca en solution au fil d'une grande diversité d'événements hydrologiques tient à sa nature soluble, qui le soustrait aux phénomènes d'hystérésis particulière et à la nature fortement calcaire des roches-mères des sols du bassin versant. Il est généralement établi que l'eau qui chemine sous la surface du sol pour atteindre le réseau hydrographique ne présente plus les mêmes propriétés géochimiques que celle qui rejoint directement le cours d'eau par le biais du ruissellement de surface, constituée pour une large part de la pluie ou de l'eau de fonte (Heatwaite et al. 2000). La dépendance de l'activité du Ca face aux fluctuations de l'activité hydrologique observée dans les conditions édaphiques spécifiques au bassin versant du ruisseau Au Castor en fait ainsi un excellent traceur géochimique de la prédominance des écoulements de surface ou souterrains.

En conditions d'étiage, les concentrations en Ca observées à l'exutoire atteignent des maxima compris entre 110 et 125  $\text{mg Ca L}^{-1}$  pour les trois périodes à l'étude. Ces concentrations élevées témoignent alors de la résurgence de la nappe d'eau souterraine vers le ruisseau et sont influencées par la nature neutre à fortement calcaire de la roche-mère. Grenon et al. (1999) rapportent des concentrations moyennes en Ca dans le substratum des trois séries de sol Sainte-Rosalie, Sainte-Brigide et Bedford, de l'ordre de 13,0, 11,9 et 19,8  $\text{cmol kg}^{-1}$ , respectivement. Dans la strate de débits élevés, les moyennes pondérées pour le débit sont comprises entre 66 et 102  $\text{mg L}^{-1}$  pour les trois périodes d'étude. Les concentrations de Ca en solution décroissent avec la hausse de l'activité hydrologique, à dominance hypodermique, témoignant de temps de contact plus court de l'eau avec la matrice du sol et d'un transfert préférentiel vers les drains souterrains. Dans la strate de débits de crues, les concentrations décroissent encore plus rapidement avec la hausse du débit en raison du développement d'une activité hydrologique de surface sur une superficie croissante du bassin. Les minima annuels observés en période de crues du ruisseau, compris entre 8,7 et 12,7  $\text{mg L}^{-1}$ , témoignent d'une contribution maximale du ruissellement de surface à la lame d'eau exportée du bassin versant. Cette distribution des concentrations en Ca en fonction du régime hydrique du ruisseau est cohérente avec les observations de ruissellement de surface et d'écoulement au drain observée à l'échelle de parcelles expérimentales représentatives des propriétés des sols du bassin versant. Enright et Madramootoo (2004b) ont en effet observé des concentrations médianes de Ca dans le ruissellement de surface de l'ordre de 11,0 et 29,0  $\text{mg L}^{-1}$  pour deux sites expérimentaux à proximité du ruisseau Au Castor. Les concentrations au drain de l'ordre de 50 et 108  $\text{mg L}^{-1}$ , respectivement pour les mêmes sites, reflètent pour leur part les observations à l'exutoire du ruisseau pour la strate de débits élevés, associées aux conditions d'écoulement hypodermique.

## Analyse de covariance des paramètres de qualité d'eau

La variabilité inter-annuelle dans le comportement hydrologique du bassin versant au cours de l'ensemble de la période d'étude limite la possibilité d'évaluer l'effet des interventions agroenvironnementales sur la base des flux mesurés à l'exutoire du ruisseau. L'augmentation des exportations annuelles en PTOT, entre la période de référence 1997-1999 (1,12 kg P ha<sup>-1</sup>), les périodes d'évaluation 1999-2001 (1,57 kg P ha<sup>-1</sup>) et 2001-2003

(1,48 kg P ha<sup>-1</sup>) reflète un accroissement de 54 et 47 % respectivement, des volumes d'eau exportée à l'exutoire du bassin. Dans le contexte de la présente étude, le recours à l'analyse de covariance a pour objectif de distinguer l'influence des interventions agroenvironnementales sur les relations C/Q des paramètres de qualité d'eau, de celle attribuable aux conditions hydrologiques variables au cours de la période 1997-2003.

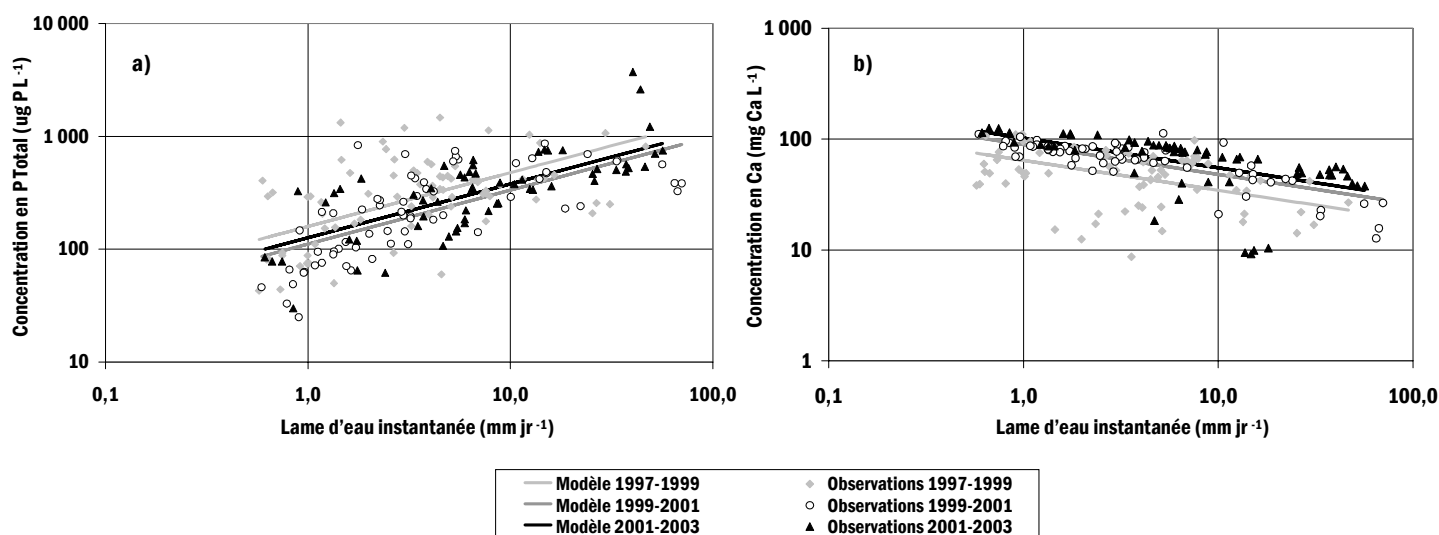
En première étape, l'analyse ANCOVA appliquée à l'ensemble des observations des strates de débits élevés et de crues

( $Q > 0,6 \text{ mm jr}^{-1}$ ), sans considérer l'effet de la période, a confirmé un contrôle hydrologique global sur les paramètres PTOT, PRS, MES et Ca (tableau 2). En deuxième étape, l'analyse selon un modèle statistique complet, qui considère des pentes C/Q et des ordonnées à l'origine distinctes pour chacune des périodes à l'étude, a mis en relief que les pentes C/Q pour chacun des paramètres PTOT, PRS, MES et Ca n'étaient pas significativement différentes d'une période à l'autre. Conceptuellement, cette absence de différences significatives entre les pentes de régression, associées aux périodes de référence et d'évaluation, indique que la variabilité inter-annuelle des conditions hydrologiques ne compromet pas la comparaison des concentrations des paramètres de qualité de l'eau sur une base commune et pondérée des débits instantanés observés à la station principale. En troisième étape, les différences de concentrations entre les périodes de référence et d'évaluation sont enfin mises en relief par les ordonnées à l'origine des modèles de régression (figure 6), sur la base d'une pente de régression commune aux trois périodes.

Les paramètres de régression des modèles d'analyses de covariance des concentrations en PTOT, PRS, MES et Ca pour les périodes de référence (1997-1999) et d'évaluation (1999-2002 et 2001-2003)

**Tableau 2. Effets fixes de la période, du débit et de leur interaction sur la concentration en P total observée à l'exutoire du ruisseau au Castor tels qu'estimés par l'analyse de covariance utilisant le débit comme co-variable.**

Étape 1 : Ho : Pente C/Q = 0 (test des valeurs de pentes toutes égales à 0)				
Effet	Num DL	Den DF	Valeur F	Pr > F
Période	3	200	1550,15	<0,0001
Débit X Période	3	200	49,52	<0,0001
Étape 2 : Ho : Pente C <sub>1</sub> /Q <sub>1</sub> = C <sub>2</sub> /Q <sub>2</sub> = C <sub>3</sub> /Q <sub>3</sub> (test de l'égalité des pentes)				
Effet	Num DF	Den DF	Valeur F	Pr > F
Période	2	200	4,66	0,0105
Débit	1	200	146,98	<0,0001
Débit X Période	2	200	0,73	0,4842
Étape 3 : Ho : a <sub>1</sub> = a <sub>2</sub> = a <sub>3</sub> (test de l'égalité des ordonnées à l'origine)				
Effet	Num DF	Den DF	Valeur F	Pr > F
Période	2	202	5,5	0,0047
Débit	1	202	147,51	<0,0001



**Figure 6. Modèles d'analyse de covariance des concentrations en phosphore total (a) et en calcium en solution (b) pour les périodes de référence (1997-1999) et d'évaluation (1999-2002 et 2001-2003) utilisant le débit du ruisseau au Castor à l'exutoire comme co-variable.**

sont présentés au tableau 3. Compte tenu de la pente unique de chaque modèle, les différences de concentrations entre les différentes périodes, sur une base logarithmique, sont identiques quel que soit le débit du ruisseau considéré. Le tableau 4 présente les moyennes ajustées au modèle de covariance des concentrations en PTOT, PRS, MES et Ca, associées à la lame d'eau moyenne de 4,0 mm jr<sup>-1</sup>. Pour le PTOT, le modèle estime des réductions significatives (p < 0,05) des concentrations ajustées au modèle de covariance de l'ordre de 30 et 21 % respectivement, pour les périodes d'évaluation 1999-2002 (223 µg P L<sup>-1</sup>) et 2001-2003 (253 µg P L<sup>-1</sup>), par rapport à l'année de référence (318 µg P L<sup>-1</sup>). Les réductions sont moins prononcées pour la fraction soluble du P, soit de 25 et 13 % respectivement, pour les deux périodes successives d'évaluation. La concentration moyenne en PRS ajustée au modèle pour la période 2001-2003 (94 µg L<sup>-1</sup>) n'est cependant pas significativement différente de l'année de référence (108 µg L<sup>-1</sup>). Les taux de MES démontrent pour leur part une diminution significative en période d'évaluation 1999-2001 (-30 %), alors que la moyenne ajustée au modèle de régression pour 2001-2003 n'est pas significativement différente de la période de référence (p > 0,05). Rappelons que les coefficients de variation des flux de MES

modélisés pour la période de référence (CV = 41 %) et la période d'évaluation 2001-2003 (CV = 38 %) demeurent excessivement élevés et limitent l'interprétation des tendances temporelles dans les concentrations et les flux modélisés de MES dans le ruisseau. La saisonnalité des crues contribuerait par ailleurs à masquer l'effet des aménagements hydro-agricoles pour la période 2001-2003, qui se distingue par des crues printanières tardives, au caractère érosif plus marqué que les crues sur sol gelé des périodes précédentes. Les concentrations modélisées en Ca affichent pour leur part une nette tendance à l'augmentation (p < 0,0001) au cours des deux périodes d'évaluation.

La baisse des concentrations en PTOT modélisées pour les deux périodes d'évaluation, sur une base comparative pondérée pour les débits du ruisseau, est attribuée à l'effet des interventions agroenvironnementales réalisées dans le bassin. Les influences respectives des aménagements hydro-agricoles ou des interventions à l'égard de la gestion de la fertilité des sols et des modes d'épandage des engrais de ferme sur la dynamique du P peuvent difficilement être discernées. Cependant, les tendances observées dans l'évolution de la qualité de l'eau supportent la thèse d'une influence dominante des aménagements hydro-

agricoles sur la mobilité du P dans le bassin versant :

- 1) la réponse de la qualité de l'eau aux interventions est relativement rapide et reflète le calendrier de mise en œuvre des aménagements hydro-agricoles;
- 2) la majeure partie de la diminution des concentrations en P est associée aux formes particulières de P plutôt qu'à sa fraction soluble, ce qui suggère une atténuation des processus de transport plutôt qu'une réduction à la source des apports de P;
- 3) l'augmentation significative de l'activité du Ca dans l'eau de surface en période d'évaluation témoigne de cheminements hydrologiques favorisant les voies hypodermique et souterraine. Les concentrations en Ca demeurent en effet significativement plus élevées (p < 0,0001) pour les deux périodes d'évaluation, indiquant qu'une proportion relativement plus élevée de l'eau a transité par le sol lors des crues du ruisseau.

La réduction moyenne des concentrations en PTOT de l'ordre de 25 % dans les strates de débits élevés et de crues, est attribuée à l'influence de l'aménagement hydro-agricole du bassin sur les volumes et la capacité de transport du ruissellement de surface dans le secteur du bas-

**Tableau 3. Paramètres de régression des modèles d'analyse de covariance des concentrations en phosphore total (PTOT), phosphore réactif soluble (PRS), matières en suspension (MES) et Ca pour les périodes de référence (1997-1999) et d'évaluation (1999-2002 et 2001-2003), utilisant le débit du ruisseau au Castor à l'exutoire comme co-variable.**

Variable 1 dépendante	Ordonnée à l'origine			Pente du modèle			Paramètre - Périodes d'évaluation					
	(a)			(b)			a <sub>2</sub> (1999-2001)			a <sub>3</sub> (2001-2003)		
	Estim.	Erreur-type	Pr >  t  <sup>2</sup>	Estim.	Erreur-type	Pr >  t	Estim.	Erreur-type	Pr >  t	Estim.	Erreur-type	Pr >  t
<b>PTOT</b>	2,202	0,038	<,0001	0,477	0,039	<,0001	-0,155	0,047	0,001	-0,100	0,050	0,049
<b>PRS</b>	1,685	0,049	<,0001	0,553	0,052	<,0001	-0,123	0,064	0,059	-0,058	0,065	0,370
<b>MES</b>	4,955	0,057	<,0001	0,300	0,059	<,0001	-0,156	0,072	0,032	0,049	0,075	0,518
<b>Ca</b>	4,808	0,027	<,0001	-0,269	0,028	<,0001	0,142	0,034	<,0001	0,201	0,036	<,0001

1. Modèle :  $\log[CP_i] = a + a_i + b(\log Q_i) + e_i$

où :  $[CP_i]$  est la concentration du paramètre de qualité d'eau (ug L<sup>-1</sup>) pour la  $i^{\text{ème}}$  période et le  $j^{\text{ème}}$  échantillon;

a est l'ordonnée à l'origine du modèle pour l'année de référence;

a<sub>i</sub> est l'effet de la  $i^{\text{ème}}$  période sur l'ordonnée à l'origine du modèle;

b est la pente du modèle;

Q<sub>i</sub> est le débit à l'exutoire (mm jr<sup>-1</sup>) pour la  $i^{\text{ème}}$  période et le  $j^{\text{ème}}$  échantillon;

e<sub>i</sub> est le terme d'erreur associé à la  $i^{\text{ème}}$  période et au  $j^{\text{ème}}$  échantillon.

2. Pr > |t| : probabilité associée au test Ho : Estimateur = 0.

**Tableau 4. Moyennes ajustées au modèle de covariance pour un débit de pointe moyen de 4,0 mm jr<sup>-1</sup> des concentrations en phosphore total, phosphore réactif soluble, matières en suspension et calcium en solution pour les périodes de référence (1997-1999) et d'évaluation (1999-2002 et 2001-2003).**

Période (oct.-sept.)	PTOT <sup>1</sup> (ug L <sup>-1</sup> )		PRS (ug L <sup>-1</sup> )		MES (mg L <sup>-1</sup> )		Ca (mg L <sup>-1</sup> )	
1997-1999	318	a	108	a	140	a	43	a
1999-2001	223	b	81	b	98	b	60	b
2001-2003	253	b	94	ab	156	a	69	b

1. Les moyennes suivies d'une lettre différente sont significativement différentes au seuil de 5 %.

sin où l'activité hydrologique de surface est présumée la plus intense. Concrètement, la superficie influencée par l'aménagement des structures de captage ne couvre que 22 % de la superficie globale du bassin versant, mais en constitue la portion la plus hydrologiquement active. Dominés par une texture lourde, ces champs situés en position basse du relief longeant la branche principale du ruisseau ne bénéficient pas de drainage souterrain et démontrent des indices de ruissellement parmi les plus élevés du bassin (figure 1d). Les propriétés de cette portion du parcellaire suggèrent une contribution relativement élevée au volume de ruissellement exporté hors du bassin versant lors des crues, comparativement aux champs drainés souterrainement ou occupant une position plus élevée dans le relief du bassin. L'échantillonnage spatial des branches et tronçons du ruisseau Au Castor a démontré la vulnérabilité relativement plus élevée du secteur aménagé aux exportations diffuses de P (Michaud et al. 2004c). Les branches de cours d'eau drainant les sous-bassins en position élevée dans le paysage contribueraient plutôt à la dilution des concentrations en P dans la branche principale du ruisseau, reflétant le gradient longitudinal bien démarqué à l'échelle du bassin dans l'élévation, la nature du substratum et la perméabilité des sols. Enright et Madramootoo (2004a) ont pour leur part observé à l'échelle de la parcelle qu'en moyenne 80 % du volume d'eau exportée des champs drainés souterrainement transitait par la voie des drains dans des conditions géophysiques propres au bassin versant du ruisseau Au Castor. Ces observations mettent en relief une activité hydrologique de surface relativement plus importante générée par le parcellaire non

drainé, en position basse du relief du bassin, et ciblé pour la mise en place des structures de contrôle du ruissellement.

L'influence des aménagements hydro-agricoles sur la dynamique du ruissellement et la mobilité du P est associée globalement au laminage des crues à forte composition de ruissellement de surface et au bris de la connectivité hydrologique entre les champs et le ruisseau. L'action complémentaire des bandes riveraines et des structures de captage aurait ainsi favorisé l'écoulement hypodermique et souterrain et réduit la capacité de transport de ruissellement de surface, provoquant la sédimentation des formes particulières de P avant leur entrée dans le cours d'eau. Les influences relatives des structures de captage et des aménagements riverains dans l'interception et le laminage des épisodes de ruissellement de surface demeurent cependant difficilement quantifiables. Pour leur part, les lisières riveraines réduisent la connectivité hydrologique entre le ruisseau et les zones basses des champs, où le ruissellement de surface est le plus susceptible d'être généré. Plusieurs études ont démontré que les zones saturées de sol, à l'origine du ruissellement de surface, s'étendaient sur une portion relativement restreinte du parcellaire, de part et d'autre des voies d'eau (Zollweg 1996, Zollweg et al. 1996, Gburek et al. 2000). Dans le cas du ruisseau au Castor, à l'instar du parcellaire en culture du Sud-Ouest québécois, la division cadastrale et l'aménagement du drainage de surface favorisent l'évacuation du ruissellement de surface par les fossés plutôt que par les rives des cours d'eau. La caractérisation des parcours du ruissellement de surface de trois champs

drainés par la branche principale du ruisseau Au Castor a démontré que la portion de la superficie totale du champ égouttée vers la bande riveraine du ruisseau variait de 11 à 59 % (Michaud et al. 2004b). Dans ce contexte, les structures de captage aménagées à l'exutoire des fossés sont susceptibles d'atténuer une portion importante de la lame de ruissellement de surface provenant des champs lors des crues. La rétention du stock de P en amont du réseau hydrographique favorise par ailleurs l'atténuation de la concentration en P en période de débits élevés du ruisseau, lors d'évènements hydrologiques typiquement associés à la remise en suspension de sédiments et au relargage du stock de P dans la colonne d'eau du ruisseau.

## Conclusion

Malgré une importante variabilité inter-annuelle dans les conditions météorologiques et climatiques, l'analyse de covariance des paramètres de qualité de l'eau en fonction des débits du ruisseau a permis de différencier les relations concentration-débit du phosphore observées lors des crues à l'exutoire du bassin versant pour trois périodes successives de suivi de l'écosystème aquatique. Des concentrations en P pondérées pour le débit, relativement plus basses en période d'évaluation comparativement à la période de référence, sont attribuées à l'aménagement hydro-agricole des zones les plus hydrologiquement actives du bassin versant, combinant l'implantation de bandes riveraines arbustives et d'ouvrages de contrôle du ruissellement de surface. Cette réduction des concentrations en P, suivant l'aménagement hydro-agricole du bassin, est observée malgré un accroissement de la proportion des cultures annuelles dans le bassin au cours des périodes d'évaluation.

Une implication pratique de cette étude est que l'aménagement hydro-agricole du parcellaire est une composante importante à intégrer aux stratégies intégrées de réduction des exportations diffuses de P. Deux mises en garde s'im-

posent cependant à l'égard de l'efficacité de tels dispositifs à plus long terme. D'une part, un corollaire à l'accumulation du P dans les zones favorables à la sédimentation, notamment dans les bandes riveraines et les fossés, est une atténuation du taux de rétention avec le temps. L'implantation de pratiques culturales de conservation qui favorisent une bonne condition physique des sols et l'infiltration de l'eau dans la couche arable, demeure un investissement-clé dans le contrôle efficace et durable du ruissellement à l'échelle du champ.

D'autre part, rappelons que la première ligne de défense agroenvironnementale repose sur l'application des principes de fertilisation intégrée des cultures. Le contrôle à long terme de l'enrichissement des sols et une régie des sols qui soustrait les engrais de ferme et minéraux à l'action du ruissellement, demeurent des composantes essentielles d'une stratégie intégrée de réduction des exportations diffuses de P. La complémentarité des interventions à l'égard des facteurs *Source* et *Transport* de la mobilité du phosphore demeure à la base d'un effet durable des actions concertées en milieu agricole pour prévenir la dégradation des écosystèmes aquatiques.

## Remerciements

Cette étude est dédiée à la mémoire d'Alain Desrochers (1955-2004), dont les compétences, le cœur à l'ouvrage et la franche camaraderie ont été des apports essentiels à cette vaste expérience à l'échelle humaine.



Alain Desrochers (1955-2004)

Cette étude a été réalisée avec le soutien financier de la Direction générale des politiques agricoles, du MAPAQ, de l'Action concertée Fonds FCAR-IRDA en agroenvironnement et de la Coopérative de solidarité du bassin versant de la rivière Aux Brochets. Les auteurs remercient François Godin et l'équipe du Centre d'expertises hydriques du Québec pour leur collaboration aux mesures hydrométriques. Des sincères remerciements sont aussi adressés aux 24 entreprises agricoles du bassin versant du ruisseau Au Castor, de même qu'à Alain Desrochers, Daniel Ménard, Germain Pinard et Mireille Molleur, de l'équipe du Centre de services de Bedford du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. Cédric Audette et Johanne Côté, stagiaires à l'ITA de La Pocatière, de même que Marie-Hélène Campagna et Nathalie Fortin, stagiaires à l'Université Laval ont aussi apporté une contribution fort appréciée au projet. Enfin, les auteurs remercient Pierre Audesse et l'équipe du laboratoire de physico-chimie de l'IRDA pour la prise en charge du volet analytique du projet, de même que Jacques Dion et Jacques Desjardins pour le support aux opérations sur le terrain.

## Références bibliographiques

Arnold J.G., R. Srinivasab, R.S. Muttiah et J. Williams. 1998. Large area hydrologic modeling and assessment I. Model development. *Journal of American Water Resource Association* 34: 73-89.

Beaudin, I., J. Deslandes, A. R. Michaud et G. Lévesque. 2004. Application of SWAT to the Pike river watershed for diffuse phosphorus transport. 57<sup>e</sup> congrès annuel de l'Association canadienne des ressources hydriques. Montréal, 16-18 juin. 8 p.

Blais, S. 2002. La problématique des cyanobactéries (algues bleu-vert) à la baie Misissquoi en 2001. *Agrosol* 13(2) : 103-110.

Cann, D.B., P. Lajoie et P.C. Stobbe. 1948. Soil survey of Shefford, Brome and Missisquoi counties in the province of Quebec. King's printer, Ottawa.

Caumartin, J. et R. Vincent. 1994. Diagnostic environnemental de la rivière Aux Brochets. Direction des écosystèmes aquatiques. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. 94 p. plus cartes et annexes.

Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ). 2000. Logiciel de traitement de données hydrométriques (BDH), Version 1.0.

Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ). 1998. Relevés hydrométriques de la station No 030420, rivière Aux Brochets.

Deslandes, J., A. R. Michaud, et F. Bonn. 2002. Développement et validation des indicateurs agroenvironnementaux associés aux pertes diffuses de phosphore dans le bassin versant de la rivière Aux Brochets. *Agrosol* 13(2) : 111-123.

Dorioz, J.-M., P. Quéting, J. Lazzarootoo et A. Orand. 2004. Bilan du phosphore dans un bassin versant du Lac Léman : conséquences pour la détermination des flux exportés. *Rev. Sci. Eau* 17-3 : 329-354.

Dorioz, J.M. et A. Ferhi. 1993. Non-point pollution and management of agricultural areas: phosphorus and nitrogen transfer in an agricultural watershed. *Wat. Res.* 28-2: 395-410.

Duguet, F., A. R. Michaud, J. Deslandes, R. Rivest et R. Lauzier. 2002. Gestion du ruissellement et de l'érosion pour limiter les pertes en phosphore en bassin versant agricole. *Agrosol* 13(2) : 14-148.

Duchemin, M. et R. Majdoub (2004). Les bandes végétales filtrantes : de la parcelle au bassin versant. *Vecteur Environnement* 37(2) : 36-50.

Enright, P. et C.A. Madramootoo. 2004a. Phosphorus losses in surface runoff and subsurface drainage waters on two agricultural fields in Quebec. p. 160-170. *In* R.A. Cooke (ed.) *Drainage VIII - Proceedings of the Eight International Drainage Symposium*. ASAE, St. Joseph, MI, USA.

- Enright, P. et C. A. Madramootoo, 2004b. Communication personnelle.
- Gburek, W.J., A.N. Sharpley et G.J. Folmar. 2000. Critical areas of phosphorus export from agricultural watersheds, *In* A.N. Sharpley, Ed., *Agriculture and phosphorus management: the Chesapeake bay*, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Grabow, G.L., J. Spooner, L.A. Lombardo and D.E. Lione. 1999. Detecting water quality changes before and after BMP implementation: Use of SAS for statistical analyses. NEQEP Notes, No 93, North Carolina State Water Quality Group Newsletter, NCSU, Raleigh, NC.
- Grenon, L., J.-M. Cossette, M. Deschênes et L. Lamontagne. 1999. Étude pédologique du comté de Rouville, Québec. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Direction générale de la recherche, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures. 264 p.
- Hegman, W., D. Wang et X.C. Borer. 1999. Estimation of Lake Champlain basin wide non-point source phosphorus export. *Technical report no. 31. Lake Champlain Basin Program Publication Series*.
- Helmert, M.J., D.E. Eisenhauer, T.G. Franti et M.G. Dosskey. 2005. Modeling sediment trapping in a vegetative filter accounting for converging overland flow. *Trans. Of the ASAE* 48 (2) 541-555.
- Heatwaite, A.L., P. Haygarth et R. Dils. 2000. Pathways of phosphorus transport, *In* A.N. Sharpley, Ed., *Agriculture and phosphorus management: the Chesapeake bay*, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Jamieson, A., C. Madramootoo et P. Enright. 2002. Phosphorus losses in surface and subsurface runoff from a snowmelt event on an agricultural field in Quebec. *Can. Biosystems Eng.* 45: 1.1-1.7.
- Lawrence, R., S. Dabney et R. Schultz. 2002. Improving water and soil quality with conservation buffers. *J. Soil Water Cons.* 57 : 2, pp. 37A-43A.
- Meals, D. 2000. Lake Champlain basin agricultural watersheds, section 319 National Monitoring Program Project. Final report. Vermont Department of Environmental Conservation. Waterbury, Vermont.
- Michaud, A. R., J. Deslandes et J. Desjardins. 2004a. Réseau d'actions concertées en bassins versants agricoles : ruisseau Walbridge, ruisseau Fourchette et rivière Laguerre. Phase I (calibrage) et II (aménagement). Rapport final. Fonds d'action québécois pour le développement durable. 106 p.
- Michaud, A. R., J. Deslandes, M. Duchemin et J. Desjardins. 2004b. L'aménagement riverain : un investissement-clé dans l'égouttement des sols, la productivité des cultures et une eau propre. Colloque «Des arbres sur ma ferme». Société de l'arbre du Québec. Drummondville, 19-20 février. Diaporama électronique et Cahier de conférence (résumé), p. 14.
- Michaud, A.R. et M.R. Laverdière. 2004. Cropping, soil type and manure application effects on phosphorus export and bioavailability. *Can. J. Soil Science* 84(3) : 295-305.
- Michaud, A. R., R. Lauzier et M. R. Laverdière. 2002. Description du système de transfert du phosphore dans le bassin versant du ruisseau Au Castor. *Agrosol* 13(2) : 124-139.
- Michaud, A.R., M.R. Laverdière et R. Lauzier. 2004c. Temporal and spatial variability in non-point source phosphorus in relation to agricultural production and terrestrial indicators: the Beaver brook case study, Pike river basin, Quebec. *In* T.O. Manley, P.L. Manley and T.B. Mihuc, (ed.), *Lake Champlain: Partnerships and research in the new millennium*. Kluwer Academic/Plenum pub. New York NY. p. 97-121.
- Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ). 1997, 2000 et 2003. Fiches d'enregistrement des exploitations agricoles.
- Ministère de l'Environnement du Québec (MENV). 2003. Données météorologiques pour les stations de Farnham (7022320) et Philipsburg (7026040). Direction du suivi de l'état de l'environnement. Suivi de l'information sur le milieu atmosphérique (SIMAT).
- Monfet, J. 1979. Évaluation du coefficient de ruissellement à l'aide de la méthode SCS modifiée. Service de l'hydrométrie, ministère de l'Environnement du Québec, Publication No HP-51, Québec.
- Murphy, J., et J.R. Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphates in surface waters. *Anal. Acta* 27:31-36.
- Québec et Vermont. 2002. Entente entre le gouvernement du Québec et le gouvernement de l'État du Vermont concernant la réduction du phosphore dans la baie Missisquoi. Québec, ministère de l'Environnement, Direction régionale de la Montérégie. 4 p.
- Statistical analysis system (SAS). 2000. SAS 8.0 for Windows. SAS Institute Inc. Cary, NC.
- Walker, W.W. 1987. Empirical methods for predicting eutrophication in impoundments. Report 4: Applications manual Tech. Rep. E-81-9. Prep. For U.S. Army Corps Eng. Waterways experiment station, Vicksburg, MS.
- Walker, W. 1998. *Flux, Stream loads computations, version 5.0*. Environmental laboratory USAE Waterways Experiment Station. Vicksburg, Mississippi, USA.
- Zollweg, J.A. 1996. Field study to support hydrologic modeling and analysis of watershed function at the microscale, *In Watershed Restoration Management*, American Water Resources Association, Syracuse, NY, p. 129-134.
- Zollweg, J.A., W.J. Gburek et T.S. Steenhuis. 1996. SMORMOD – A GIS-integrated rainfall-runoff model, *Trans. ASAE*, 39: 1299-1307.



# Épandage automnal des MRF – risques environnementaux et mesures préventives

M. Hébert <sup>1</sup>

## Résumé, M. Hébert <sup>1</sup>. Épandage automnal des MRF – risques environnementaux et mesures préventives.

*Agrosol*. 16 (1) : 61-78. Les matières résiduelles fertilisantes (MRF) et les composts sont fréquemment valorisés en post-récolte, à la fin de l'été ou en automne, pour des raisons pratiques et afin de réduire les problèmes d'odeurs. Cette période d'épandage est cependant questionnée quant aux risques de contamination de l'eau. À partir de la littérature québécoise disponible sur les MRF et les engrais de ferme, le présent article vise à dégager les principaux paramètres (contaminants) devant être considérés. Les paramètres sont examinés en fonction de la pression exercée sur l'environnement (quantités et caractéristiques des MRF), de l'état de l'environnement (eau, air, sol, aliments) et du niveau de protection par les normes et critères gouvernementaux actuels (approche Pression-État-Réponse). Les résultats suggèrent que le risque de l'épandage automnal des MRF sur l'environnement et la santé humaine est faible et est généralement moindre que celui des engrais de ferme. C'est notamment le cas avec les composts, ainsi que les biosolides papetiers ayant un rapport C/N > 20, et en considérant le fait que la majorité des MRF ne contiennent pas de pathogènes. L'épandage automnal des MRF serait aussi préférable à un épandage printanier ou estival en ce qui concerne les odeurs et les bioaérosols. D'une façon globale, en termes de gestion des matières résiduelles, la possibilité d'un épandage automnal des MRF organiques et des composts, plutôt que leur élimination, permettrait, directement ou indirectement, une réduction de l'érosion des sols récepteurs, de la contamination de l'eau de surface (MES) et des émissions de gaz à effet de serre (CH<sub>4</sub>, et possiblement N<sub>2</sub>O avec l'épandage des résidus à C/N élevé). Des mesures préventives simples sont toutefois proposées pour minimiser les pertes d'azote à l'environnement, en fonction notamment du rapport C/N et du ratio N-NH<sub>4</sub>/N<sub>total</sub> des MRF, et pour minimiser les risques de contamination de l'eau de surface par les pathogènes.

**Mots clés :** Azote, boues, composts, épandage d'automne, MRF, post-récolte.

## Abstract, M. Hébert <sup>1</sup>. Fall spreading of fertilizing residuals – environmental risks and preventive measures.

*Agrosol*. 16 (1): 61-78. Fertilizing residuals (FR) and composts are often beneficially used post-harvest, at the end of the summer or the fall, both for practical reasons and to reduce odour problems. However, this practice is questioned due to the risk of water contamination. This article examines the main parameters (contaminants) that must be considered, based on a review of the pertinent Québec literature. These parameters are examined as a function of their environmental pressure as determined by the quantities and characteristics of the FR, the state of the environment in terms of water, air, soil and food, and the level of protection offered by the current government standards (the Pressure-State-Response). Studies show that the environmental and human health risks from spreading FR in the fall are low and generally less than those of farm manures. This is particularly true for composts and paper mill biosolids with a C/N > 20, even more so considering that most FR do not contain pathogens. Fall spreading of FR is also preferable to a spring or summer spreading in terms of odours and bioaerosols. Spreading FR high in organic matter and compost in the fall, rather than discarding them, would permit, either directly or indirectly, to reduce : soil erosion of the receiving soil, contamination of surface waters (suspended solids) and greenhouse gas emissions (CH<sub>4</sub> and possibly N<sub>2</sub>O for FR with a high C/N ratio). Simple preventive measures are proposed to minimize losses of nitrogen to the environment, as a function of the C/N ratio and the N-NH<sub>4</sub>/N<sub>total</sub> of FR, and to reduce risks of surface water contamination by pathogens.

**Key words:** Biosolids, composts, fall application, post-harvest, residuals, sludge.

1. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des politiques en milieu terrestre  
Service agricole, 675, boul. René-Lévesque Est, 9e étage (boîte 71), Québec (Québec), G1R 5V7, Canada

Auteur pour la correspondance : téléphone : (418) 521-3950 # 4826, télécopieur : (418) 528-1035, courriel : marc.hebert@mddep.gouv.qc.ca

## Introduction

En juin 2002, le Gouvernement du Québec adoptait le Règlement sur les exploitations agricoles (REA) dont l'objectif principal est : « ... d'assurer la protection de l'environnement, particulièrement celle de l'eau et du sol, contre la pollution causée par certaines activités agricoles. ». L'article 31 du REA précise que : « ... les matières fertilisantes peuvent être épandues après le 1<sup>er</sup> octobre sur un sol non gelé et non enneigé si l'agronome qui conçoit le plan agroenvironnemental de fertilisation y précise une nouvelle période d'interdiction. ».

Afin de baliser le travail de l'agronome relativement aux épandages de matières fertilisantes, notamment en post-récolte, l'Ordre des agronomes du Québec a publié une ligne directrice (OAQ 2004), basée principalement sur une réflexion relative aux engrais de ferme, et concernant surtout les risques liés à l'azote. Or, les matières résiduelles fertilisantes (MRF) et les composts ont des caractéristiques, parfois semblables, mais parfois très différentes des déjections animales, notamment au plan des odeurs, des pathogènes et des teneurs en azote ammoniacal. Cela doit donc impliquer une approche distincte d'évaluation du risque global à l'environnement et de recommandation par l'agronome.

**Tableau 1. Principaux types de MRF épandues sur les sols agricoles en 2001-2002. Adapté de MDDEP (2004) et de Potvin (2003).**

Types de MRF	Tonnes humides
Biosolides papetiers	720 000
Biosolides municipaux	70 000
Biosolides d'abattoirs	45 000
Biosolides agroalimentaires autres	20 000
Composts commerciaux	55 000
Cendres	60 000
Poussières de cimenteries	50 000
Résidus alcalins de papeteries	37 000
Résidus magnésiens	25 000
Autres ACM	25 000
<b>Total</b>	<b>1 107 000</b>

Le but du présent article est de dégager, en fonction de la littérature, les paramètres (contaminants) devant être considérés et, le cas échéant, proposer des mesures préventives simples d'épandage automnal des MRF et des composts.

## Méthodologie

L'information sera présentée selon l'approche Pression-État-Réponse, souvent utilisée en agroenvironnement (MDDEP 2003). On mettra l'emphase, tantôt sur les risques à l'échelle de la ferme, tantôt à une échelle plus globale, en fonction du type de contaminant et des risques spécifiques qu'il présente. Par exemple, la teneur en ammonium de l'eau sera considérée à la fois à l'échelle des parcelles et des cours d'eau (bassins versants), mais la question des odeurs et des bioaérosols sera limitée à l'échelle de la ferme et du voisinage. Le risque concernant les métaux sera quant à lui abordé selon une échelle de temps (court ou long terme).

L'estimation du risque intégrera d'une part le niveau de contamination d'une matière fertilisante, et d'autre part le niveau d'exposition d'un milieu ou d'une population, selon le concept simplifié suivant :

$$\text{Risque} = f(\text{teneur en contaminants; exposition})$$

Ainsi, une MRF qui contient très peu de contaminants présente un risque environnemental faible. Une matière plus contaminée devra par contre faire l'objet de contraintes d'épandage supplémentaires (doses, distances séparatrices, etc.) pour limiter l'exposition, et ainsi le risque global.

De façon à quantifier le risque, on référera à des normes réglementaires et des critères de qualité de l'environnement (par exemple la norme nitrates pour l'eau potable). Le risque des différentes MRF sera par ailleurs comparé à celui des engrais de ferme, de manière qualitative et quantitative, afin de dégager l'importance relative des risques et des

enjeux environnementaux, par exemple la problématique des surplus de phosphore.

Plusieurs publications scientifiques sur l'épandage automnal des engrais de ferme en contexte québécois seront d'ailleurs considérées. Cela a pour but de combler certaines lacunes au niveau de la littérature scientifique disponible sur les MRF, notamment le risque de contamination de l'eau de surface par l'ammonium et les risques de production de gaz à effet de serre. Toutefois, il faut souligner que cet article ne vise pas à établir le risque relatif des différents engrais de ferme entre eux, ce qui devrait faire l'objet d'une étude spécifique.

Par souci de simplicité, l'expression épandage d'automne (ou épandage automnal) désignera l'ensemble des pratiques d'épandage en « post-récolte », même si elles ont parfois lieu avant le 21 septembre.

## Pression sur l'environnement

### Quantités de MRF

Il s'épand chaque année sur les sols agricoles du Québec plus d'un million de tonnes de MRF d'origine industrielle ou municipale (MDDEP 2004). On y retrouve principalement des biosolides (boues organiques), des amendements calciques ou magnésiens (ACM) et des composts (tableau 1). Cette quantité est significative en termes de réduction de l'enfouissement sanitaire, et par conséquent de réduction de l'émission de méthane (CH<sub>4</sub>), un biogaz à effet de serre, et de génération d'eaux de lixiviation chargées en matière organique qui sont associées aux lieux d'enfouissement sanitaire.

La quantité de MRF valorisée en agriculture s'avère toutefois relativement faible (figure 1) lorsqu'on la compare à l'épandage de quelque 31 millions de tonnes d'engrais ferme (Charbonneau et al. 2000). La proportion des MRF épandues en agriculture (3 % des matières

fertilisantes) demeure relativement stable, puisque l'accroissement de la valorisation des MRF au cours des dernières années (MDDEP 2004) a été accompagné d'une augmentation significative des volumes de fumiers gérés sous forme liquide (BPR 2005). Les MRF sont épanchées sur environ 2,5 % des superficies cultivées (Charbonneau et al. 2000), mais seulement sur 1 % des sols dans les régions en surplus de fumiers (BPR-GREPA 2000). Les MRF sont réparties sur environ 1100 exploitations agricoles (MDDEP, données non publiées), soit approximativement 3,7 % des quelque 30 000 exploitations agricoles du Québec.

À l'échelle provinciale, les charges d'azote (N) et de phosphore (P) par les MRF représentent environ 2 % des apports au sol, soit bien moins que les engrais de ferme ou les engrais minéraux (figures 2a et 2b). Dans les régions en surplus de fumiers, comme la Montérégie, les MRF ne contribueraient que pour 1 % des charges de P sur les sols agricoles (MDDEP 2002).

Au plan quantitatif, on peut donc dégager le principe du « 2-4 % » pour la valorisation agricole des MRF en termes de tonnage, de charges en N et P, de superficies et d'exploitations agricoles réceptrices. Ajoutons que la plupart des MRF sont épanchées sous forme solide, contrairement aux déjections animales majoritairement gérées sous forme liquide (BPR 2005).

### Dynamique de l'azote

L'azote (total) des amendements organiques est composé des formes organique et minérale (principalement ammoniacale). La figure 3 schématise la dynamique de l'azote apporté suite à un épanchage et met en évidence que le risque de pertes est d'abord relié à l'ion ammonium ( $NH_4^+$ ) de l'amendement. Or, le ratio  $N-NH_4/N_{total}$  des MRF est très variable, mais généralement faible et bien en deçà de celui des lisiers (tableau 2). Toutefois, le stockage accroît la teneur en  $N-NH_4$  des biosolides papetiers mixtes, suite à l'activité microbienne (Envir-Eau 2001). Après quelques semaines de stockage de biosolides papetiers à

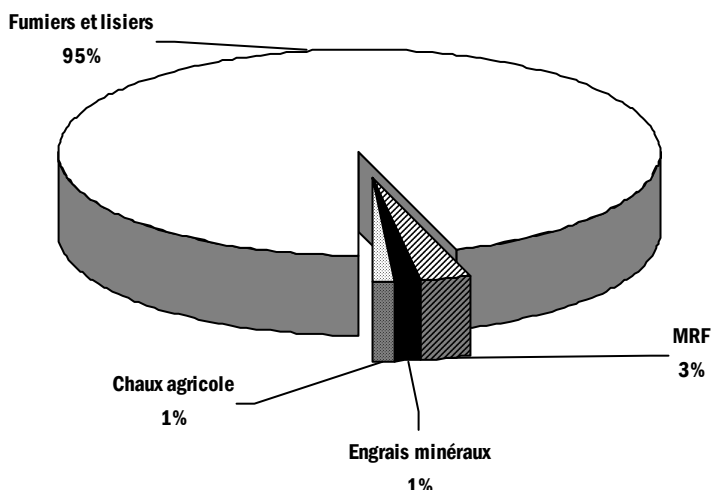


Figure 1. Contribution des MRF au tonnage des matières fertilisantes épanchées en agriculture (Charbonneau et al. 2000).

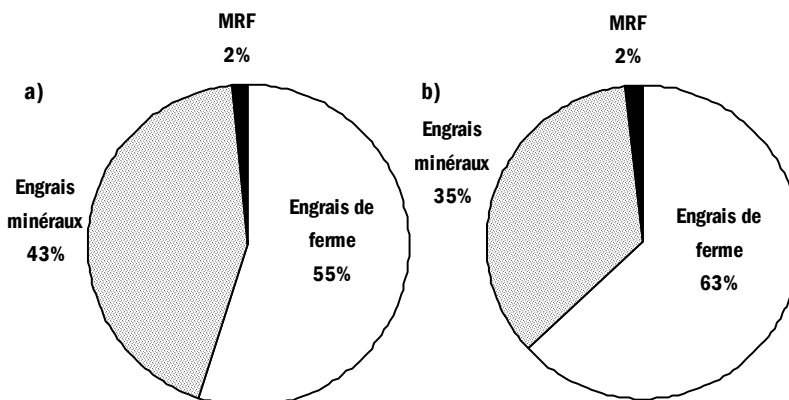


Figure 2. Répartition relative des charges en azote (a) et en phosphore (b) sur les sols agricoles au Québec (adapté de Beudet 2003, BPR 2005 et Charbonneau et al. 2000).

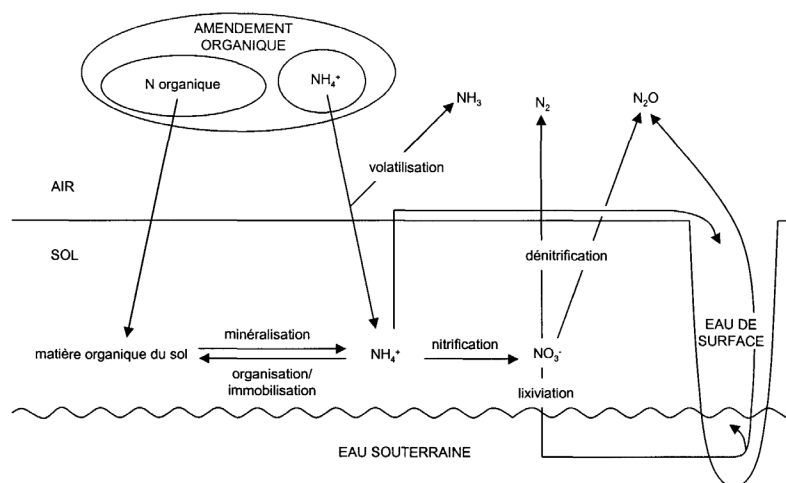


Figure 3. Dynamique de l'azote et pertes à l'environnement (adapté de Nicolardot et al. 2003).

**Tableau 2. Teneurs moyennes des MRF et des engrais de ferme pour divers paramètres agroenvironnementaux.**

MRF/engrais de ferme	Matière sèche	C/N	N-NTK		N-NH <sub>4</sub>		N-NH <sub>4</sub> /N-NTK	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	
	(% b. h. <sup>7</sup> )		mg/kg (b. s.) <sup>7</sup>	kg/tonne humide	mg/kg (b. s.)	kg/tonne humide	%	mg/kg (b. s.)	kg/tonne humide
Biosolides mixtes de papetières <sup>1</sup>	26	21	23 700	6,2	1 024	0,3	4 %	9 611	2,5
Biosolides primaires de papetières <sup>1,2</sup>	44	281	1 500	0,7	29	0,0	2 %	782	0,3
Biosolides municipaux <sup>1,3</sup>	23	11	30 000	6,9	3 194	0,7	11 %	26 757	6,2
Biosolides et résidus d'abattoirs <sup>1</sup>	9	6	61 000	5,2	10 189	0,9	17 %	32 482	2,8
Autres biosolides et résidus agroalimentaires <sup>1</sup>	13	8	40 500	5,4	7 605	1,0	19 %	51 296	6,8
Composts commerciaux <sup>1</sup>	54	17	12 000	6,5	121	0,1	1 %	16 045	8,6
Résidu magnésien (SPD) <sup>1</sup>	50							11 214	5,6
Cendres <sup>1</sup>	79	165						12 514	9,9
Poussières de cimenteries <sup>1</sup>	91							740	0,7
Lisier de porc - engraissement <sup>4</sup>	4	4	100 000	4,0	57 500	2,3	58 %	57 500	2,3
Fumier de bovin avec paille <sup>5</sup>	22	18	26 000	5,6	5 761	1,2	22 %	17 593	3,8
Lisier de bovin <sup>5</sup>	7	11	40 000	2,9	24 306	1,8	60 %	20 833	1,5
Fumier de volaille <sup>5</sup>	53	13	41 000	21,5	9 630	5,1	24 %	43 238	22,7
Composts de ferme <sup>6</sup>	29	15	25 000	7,3	951	0,3	4 %	33 000	9,6

1. Tiré de Charbonneau et al. 2001 et MDDEP (données non publiées) pour des échantillons frais. La teneur en N-NH<sub>4</sub> des biosolides papetiers mixtes peut toutefois augmenter significativement en cours d'entreposage, voir le texte. Les NO<sub>3</sub>/NO<sub>2</sub> se retrouvent quant à eux généralement à l'état de traces, sauf quelques exceptions, comme les composts très matures.

2. Incluant les résidus primaires de désencrage.

3. Incluant les biosolides de fosses septiques.

4. Tiré de Seydoux et al. (2004). Le ratio N-NH<sub>4</sub>/N<sub>total</sub> des lisiers de porc peut atteindre 80% (Rochette et al., 2001).

5. Adapté de Trudelle et al. (1996).

6. Tiré de Gagnon et al. (2004). Compostage impliquant généralement 1 à 2 retournements des amas.

7. b. h. = base humide; b. s. = base sèche.

C/N ≤ 20, le ratio N-NH<sub>4</sub>/N<sub>total</sub> peut atteindre 32 % (Rioux 2002, N'Dayegamiye et al. 2004a), soit une valeur comparable aux fumiers de bovins solides (N'Dayegamiye et al. 2004a). On a même observé un ratio de 40 % après 10 semaines de stockage pour un biosolide à C/N < 15 (Granger, comm. pers.). Ces ratios N-NH<sub>4</sub>/N<sub>total</sub> après stockage demeurent cependant environ deux fois moindres que ceux des lisiers qui sont en moyenne de 60 % (Seydoux et al. 2004), mais qui peuvent atteindre 70 à 80 % (Rochette et al. 2001, Chantigny et al. 2004).

Des essais d'incubation de sols réalisés au Québec avec trois biosolides papetiers et un biosolide municipal granulé montrent qu'il n'y a pas d'immobilisation de l'azote du sol avec des C/N < 20 et que la nitrification de l'azote apporté démarre en moins d'une semaine (Watt 2001). N'Dayegamiye et al. (2004a), qui ont travaillé en parcelles, montrent que le

reliquat de NO<sub>3</sub> dans le sol suite à un épandage automnal de biosolides papetiers ou de fumiers solides est corrélé au ratio N-NH<sub>4</sub>/N<sub>total</sub> (r = 0,67) et au C/N (r = -0,80) de l'amendement. Ces auteurs concluent que l'épandage automnal (1<sup>er</sup> octobre) d'un amendement à ratio C/N > 20 n'entraîne pas une contamination importante de l'eau par les nitrates (NO<sub>3</sub>). Bien que l'essai n'ait pas été répété sur plusieurs années, ni avec une grande variété d'amendements, certaines observations ont néanmoins été corroborées par Nicolardot et al. (2003) avec des incubations de sols amendés avec des fumiers, des boues urbaines ou des résidus agro-industriels (r = 0,87 entre le N minéralisé et le ratio N organique/C organique des amendements).

Au terme d'une revue de littérature sur différents essais en parcelles, Chabot et al. (2000) constatent toutefois un risque d'immobilisation de l'azote du sol avec

l'épandage printanier de biosolides papetiers ayant des C/N > 30. Le risque d'immobilisation serait même systématique avec des biosolides papetiers à C/N > 43 (Chabot et al. 2000, Hébert et Gagné 2003). Des essais en parcelles réalisés par Chantigny et al. (1999) montrent que les processus d'immobilisation peuvent d'ailleurs durer plusieurs mois avec des résidus primaires de désencrage (C/N > 200). La durée de l'immobilisation nette de l'azote du sol (période durant laquelle la quantité d'azote immobilisée excède la quantité minéralisée) serait toutefois proportionnelle au rapport C/N des biosolides (van Ham et Henry 1995). La durée des processus d'immobilisation est aussi fortement influencée par la température du sol (Chantigny et al. 1999).

Pour ce qui est des composts, bien qu'ayant généralement des C/N < 20, et souvent moins de 15, ces amendements

humifiés minéralisent leur azote beaucoup plus lentement que les fumiers (Gagnon et al. 1997, Hébert et Gagné 2003, Nicolardot et al. 2003). Les composts de ferme (généralement produits avec des fumiers) contiennent d'ailleurs moins de 10 % de leur azote sous forme minérale, soit moins de 2000 mg/kg de N-NH<sub>4</sub> ou de nitrates (N-NO<sub>3</sub>), selon la forme minérale dominante (Gagnon et al. 2004).

Le devenir de l'azote est fortement influencé par la température du sol. À moins de 5° C dans le sol, l'activité microbienne serait limitée selon certains auteurs (Clément et N'Dayegamiye 2003). Cette température est généralement atteinte vers le début novembre dans plusieurs zones agricoles du Québec (Environnement Canada 1984). De récentes recherches montrent toutefois qu'un épandage automnal tardif d'engrais de ferme peut stimuler l'activité biologique des sols durant la période hivernale, sous couvert de neige, alors que la température du sol avoisine 0 °C. L'ammonification de l'azote organique apporté peut alors être importante (Chantigny et al. 2002), tout comme la nitrification de l'ammonium produit (Chantigny 2005) et la dénitrification des nitrates accumulés (Chantigny et al. 2002).

Gangbazo et al. (1993, 1995, 1997) ont cependant énoncé le principe général voulant que la période d'épandage (température du sol) soit le principal facteur qui détermine le paramètre de l'eau qui sera le plus affecté suite à l'épandage du lisier de porcs : NO<sub>3</sub> pour l'eau souterraine avec un épandage hâtif; ou NH<sub>4</sub> pour l'eau de surface avec un épandage tardif. La dose de lisier et le type d'incorporation déterminent quant à eux l'intensité de la contamination potentielle. Ces constats généraux ont été corroborés par un groupe d'experts (MAPAQ, MDDEP, UPA, MSSS et MAM 1998).

## Phosphore (P) et autres contaminants chimiques

La teneur en P des MRF est également très variable (tableau 2), mais les biosolides papetiers mixtes contiennent en moyenne 2 fois moins de P que le fumier

de bovins, et 6 fois moins que le lisier de porcs, sur base sèche. Ces biosolides représentent donc une source de matière organique à moindre impact sur l'enrichissement en P des sols agricoles. Toutefois, sur base humide, les différences sont moins marquées.

Les MRF contiennent d'autres nutriments/contaminants chimiques en teneurs variables (Charbonneau et al. 2001), notamment les métaux lourds, tels le cuivre, le zinc ou le cadmium, provenant de sources naturelles ou anthropiques. Les teneurs moyennes dans les biosolides sont variables, mais souvent relativement faibles comparativement aux teneurs limites permises pour les MRF de catégories C1 et C2 du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP 2004). Les teneurs en cuivre et zinc des MRF sont souvent moindres que celles des déjections animales, sauf pour les biosolides municipaux (CRIQ 1994, Hébert 1998, Seydoux et al. 2003).

## Pathogènes

Le MDDEP (2004) utilise la mesure des salmonelles et des coliformes fécaux thermotolérants (*E. coli*) dans les MRF comme indicateur de la présence réelle ou probable de pathogènes d'origine fécale. Avec ces analyses et d'autres paramètres, on détermine la catégorie de teneur en pathogènes pour chaque MRF (catégories P1, P2 ou P3). Or, selon le registre du Ministère pour les certificats d'autorisation (CA) émis en 2004 (données non publiées), 70 % du tonnage des MRF recensées était de catégorie

P1, c'est-à-dire virtuellement exemptes de pathogènes d'origine fécale. En considérant le fait que les MRF certifiées conformes par le Bureau de normalisation du Québec (BNQ), non couvertes par les CA, sont également de catégorie P1, on peut dès lors évaluer que plus de 80 % des MRF épandues en agriculture sont virtuellement exemptes de pathogènes d'origine fécale. Cela contraste avec les fumiers et lisiers (tableau 3) qui contiennent souvent des salmonelles, ainsi que des quantités très importantes de *E. coli* (Hébert et al. 2003, Majdoub et al. 2004). Mentionnons toutefois une certaine disparité dans la littérature concernant les comptes bactériens des engrais de ferme, puisque Giroux et al. (2003) ne rapportent des salmonelles que dans 20 à 35 % des engrais de ferme échantillonnés, alors que Letellier et al. (1999, cité par Chevalier et al., 2004) rapportent la présence de salmonelles dans 10 % des fumiers de bovins et 71 % avec le porc. Il est possible qu'une partie de cette variabilité soit causée par les différentes méthodes d'analyses utilisées.

## Odeurs

Le MDDEP (2004) a établi des catégories d'odeurs pour les MRF sur la base d'un sondage de perception d'odeurs réalisé par Groeneveld et Hébert (2002). La catégorie O1 désigne des MRF très peu odorantes, la catégorie O2 désigne des matières ayant des caractéristiques d'odeurs analogues au fumier de bovins solide et la catégorie O3 indique des matières plus odorantes que le fumier de bovins, sans toutefois être plus malodorantes que le lisier de porcs. Les

**Tableau 3. Teneurs en *E. coli* et salmonelles des engrais de ferme et critères de qualité des MRF (tiré de Hébert et al., 2003).**

	<i>E. coli</i> (NPP / g ms) <sup>1</sup>	Salmonelles (NPP / 4 g ms) <sup>1</sup>
Critère MRF P1 - tout usage	< 1 000	Absence
Critère MRF P2/P3 - usage restreint	< 2 000 000	n/a
Fumier de bovins (n=5) <sup>2</sup>	64 000; (min=235; max =285 000)	Détectées dans 100 % des cas
Lisier de porc (n=6) <sup>2</sup>	15 000 000; (min=5 x 10 <sup>5</sup> ; max =5 x 10 <sup>7</sup> )	Détectées dans 67 % des cas

1. NPP : Nombre le plus probable; m.s. : matière sèche. À noter que l'analyse des *E. coli* totaux n'est pas une mesure de la présence des sérotypes toxiques, dont le *E. coli* O157:H7 responsable de la contamination de l'eau à Walkerton (Ontario).

2. n : nombre d'échantillons analysés

contraintes d'épandage requises, dont les distances séparatrices, sont proportionnelles à la catégorie d'odeurs. Les MRF ayant des niveaux d'odeurs excédant la catégorie O3 ne peuvent toutefois pas être épandues.

Selon les données du Ministère (2004, non publiées), il y aurait une répartition uniforme entre les 3 catégories pour les MRF valorisées dans le cadre d'un CA (1/3 O1; 1/3 O2; 1/3 O3). Les produits certifiés par le BNQ sont pour leur part généralement de catégorie O1. Par ailleurs, l'épandage de MRF odorantes durant la période la plus à risque de plaintes par les voisins (15 juin au 15 août) ne serait pratiqué que sur environ 10 % des fermes réceptrices de MRF O2/O3. Environ 50 % des MRF seraient même épandues en post-récolte (Groeneveld et Hébert 2003), comparativement à près de 30 % pour les déjections animales (BPR 2005).

## État de l'environnement

### Généralités

La connaissance de l'état de l'environnement est la deuxième étape du schéma Pression-État-Réponse. Bien qu'il y ait eu des plaintes de citoyens relativement aux odeurs des MRF, ainsi que des cas anecdotiques d'erreurs agronomiques (déséquilibre du pH du sol, carences en azote, etc.), le MDDEP n'a pas répertorié au Québec de cas connus de pertes d'usage de l'eau et des sols, ou de contamination des aliments attribuables à la valorisation agricole des MRF. Un constat semblable est observé aux États-Unis (NAS 2003) et en Ontario (Smith 2005) avec les biosolides municipaux, valorisés selon les normes en vigueur.

Ce constat s'expliquerait par les raisons suivantes :

- Il y a relativement peu de MRF valorisées, comparativement aux engrais de ferme (règle du 2-4 %);

- La majorité MRF valorisées au Québec sont exemptes de pathogènes d'origine fécale et contiennent relativement peu de contaminants chimiques;

- La valorisation des MRF contenant des pathogènes est obligatoirement encadrée par un certificat d'autorisation (CA) spécifique délivré par le MDDEP;

- Les critères de teneurs limites en éléments traces métalliques et les contraintes d'utilisation des MRF par le MDDEP sont parmi les plus sévères au monde (Désilets 2003, Van Coillie et Laquerre 2003);

- Les études épidémiologiques permettant d'établir une relation de causalité entre l'épandage d'une matière fertilisante donnée (engrais de ferme ou MRF) et une pollution microbienne du milieu ou une pathologie humaine sont limitées (Chevalier et al. 2004);

- Les activités les plus à risque sont les activités illégales, non contrôlées, tel le mélange de boues de fosses septiques non stabilisées dans les fosses à lisier suivi d'un épandage en agriculture (MDDEP 2004); or ces activités sont par nature difficiles à documenter.

Les sections suivantes cibleront donc plutôt les paramètres environnementaux généralement considérés dans l'approche d'assainissement du milieu agricole. Cela pour déterminer ensuite, théoriquement, dans quelle mesure l'épandage automnal des MRF peut contribuer à altérer ou améliorer la qualité de l'environnement et la santé humaine, en fonction du milieu (eau, air, sol, aliments) et de l'usage à protéger (potabilité, baignade, vie aquatique, etc.).

### Eau souterraine

Les principaux paramètres considérés dans le *Règlement sur le captage des eaux souterraines* (RCES, Québec 2004) sont les *E. coli* et les nitrates. Or, dans une récente étude impliquant l'analyse de l'eau souterraine dans sept bassins versants en milieu agricole, le Gouvernement du Québec (2004) conclut ainsi :

*« L'étude portant sur les puits domestiques montre que, sur le plan microbiologique, la qualité de l'eau souterraine en zone d'agriculture intensive se compare à celle en zone témoin... Une évaluation du risque, qui a considéré la consommation d'eau des enfants et des adultes ainsi que le niveau de contamination de l'eau par les nitrates, révèle que le risque pour la population des zones d'agriculture intensive est considéré comme très faible. Ce résultat est appuyé par le faible pourcentage de dépassement (2,6 %) de la norme de 10 mg/L-N de la concentration des nitrates dans les puits domestiques ».*

Si l'impact de l'ensemble des activités en zones agricoles intensives entraîne peu ou pas de pertes d'usage de l'eau souterraine, comparativement à la zone non agricole, on peut logiquement déduire que les MRF n'ont pratiquement aucun impact négatif sur les usages de l'eau souterraine au Québec, peu importe la saison d'épandage. En effet, 80 % de ces matières sont virtuellement exemptes de pathogènes et elles ne représentent que 2 % du N épandu en zone agricole (figure 2a).

Différentes études montrent d'ailleurs que le reliquat de nitrates dans le sol attribuable à l'épandage automnal de biosolides papetiers, et sujet à migrer vers la nappe phréatique, est relativement faible si on le compare au reliquat normal observé suite à une culture de maïs (tableau 4). Selon Tran et al. (1996), c'est d'ailleurs un ensemble de pratiques qui influenceraient les pertes de nitrates, notamment le choix de la culture, et la régie de fertilisation sous-jacente, selon la séquence de risque suivante (Giroux et al. 2003) :

pomme de terre > maïs-grain > céréales = canola > soya >>> prairies

### Eau de surface

Le MDDEP procède régulièrement à l'évaluation de la qualité de l'eau des rivières, afin d'observer les tendances et de déterminer quels paramètres posent problème en termes de dépassement des

**Tableau 4. Reliquats de nitrates résiduels à l'automne dans les sols en fonction du précédent cultural ou d'un épandage d'automne de biosolides papetiers.**

Précédent cultural	Apports de biosolides			Date de l'épandage	Teneurs du sol (kg/ha)		Sources
	C/N	t/ha	kg N-NH <sub>4</sub> /ha		N-NH <sub>4</sub>	N-NO <sub>3</sub>	
Maïs	-	0	-	-	n. d. <sup>1</sup>	23-175	Tran et al. 1992
Maïs	-	0	-	-	n. d.	18-145	5 études citées par Giroux et al. 2003
Pommes de terre	-	0	-	-	n.d.	23-40	1 étude citée par Giroux et al. 2003
Blé	-	0	-	-	n. d.	23-75	Tran et al. 1992
Orge ou canola	-	0	-	-	n. d.	11-42	2 études citées par Giroux et al. 2003
Prairie	-	0	-	-	n. d.	7-9	1 étude citée par Giroux et al. 2003
n. d. <sup>1</sup>	20	30	48	1 octobre	0 <sup>2</sup>	33 <sup>2</sup>	N'Dayegamiye et al. 2004
n. d. <sup>1</sup>	24	30	6	1 octobre	0 <sup>2</sup>	20 <sup>2</sup>	N'Dayegamiye et al. 2004
n. d. <sup>1</sup>	21	40	n. d. <sup>1</sup>	23 octobre	8 <sup>2</sup>	52 <sup>2</sup>	Cormier et Dauphin 1998
n. d. <sup>1</sup>	18	40	19	31 octobre	n. d.	0 <sup>2</sup>	Pouliot et al. 1998

1. n.d. = non disponible

2. N-NO<sub>3</sub> ou N-NH<sub>4</sub> en excès dans le sol comparativement à la parcelle témoin sans biosolides ( $N_{\text{traitement}} - N_{\text{témoin}}$ ), analyses en novembre-décembre

critères de qualité ou des valeurs repères. Selon Simard (2004), les paramètres qui ont le plus affecté la qualité des cours d'eau dans le sud du Québec de mai à octobre, pour la période de 2000 à 2002, sont les matières en suspension (MES) et la turbidité (tableau 5). Les seconds ont été le phosphore total, la chlorophylle A totale et, dans une moindre mesure, les nitrates et les nitrites, de même que les coliformes fécaux. L'azote ammoniacal s'est avéré le paramètre le moins préoccupant durant cette période quant à la fréquence de dépassement des critères ou des valeurs repères. Des résultats semblables sont rapportés par le Ministère (MDDEP 2003) pour la période de 1998 à 2000.

L'impact des activités agricoles sur les MES et la turbidité de l'eau de surface est principalement attribuable à l'érosion des sols. Cette érosion est quant à elle influencée par les pratiques de gestion des sols, dont plusieurs sont reliées directement à la culture du maïs (MDDEP 2003). L'épandage de MRF riches en matières organiques contribue théoriquement à limiter l'érosion (voir la section sur la qualité des sols). Cependant, le moment d'épandage (printemps, été ou automne) n'a vraisemblablement pas d'impact direct sur l'érosion, sinon indirectement dans la mesure où l'épandage est accompagné de certains travaux du sol qui augmentent l'érosion (labours, machinerie lourde, compaction, etc.).

En ce qui concerne le **phosphore total**, une revue de littérature réalisée par Larocque et al. (2002) indique que les pertes d'une parcelle cultivée sont influencées par de nombreux facteurs dont le P du sol, le P apporté par un amendement, l'incorporation du P apporté, le moment d'épandage, le travail du sol et le type de culture. Selon Bédard et al. (1999), l'érosion serait cependant le principal facteur de perte. Le risque relatif à la saison d'épandage d'un amendement de sol n'est donc ni le seul facteur, ni le plus important, influençant les pertes de P vers l'eau de surface. De plus, l'incorporation de l'amendement au sol, bien qu'efficace pour réduire les pertes dans certaines conditions (Giroux et al. 2003) peut s'avérer incompatible avec certaines pratiques agroenvironnementales de travail réduit du sol, augmentant ainsi le risque d'érosion, et incidemment les MES et la turbidité des cours d'eau. Or, les pratiques de travail réduit du sol sont pratiquées sur près de la moitié des superficies en cultures annuelles (BPR 2005).

La **chlorophylle A totale** étant en principe corrélée avec la teneur en P dans l'eau de surface, ce paramètre n'est pas discuté dans la suite du présent article.

Les **coliformes fécaux** dans l'eau sont utilisés comme indicateurs de la contamination fécale en provenance de sources agricoles ou municipales. Ce paramètre

n'indique cependant pas le contenu réel en organismes pathogènes. En effet, bien que les coliformes fécaux semblent à première vue poser moins de problèmes que les MES, la turbidité et le P (Simard 2004), Barthe et Brassard (1996, cité par Chevalier et al. 2004) indiquent que plus de 40 % des eaux de surface échantillonnées au Québec renferment des protozoaires parasites des genres *Cryptosporidium* et *Giardia*. Bien que la causalité entre les activités agricoles et les infections chez l'humain suite à la consommation d'eau contaminée par des pathogènes soit difficile à établir, et possiblement limitée, l'épisode de Walkerton a démontré que ce risque n'était pas négligeable dans le cas des bactéries (Chevalier et al. 2004), alors que 2300 personnes ont nécessité des soins médicaux et que 7 sont même décédées (Unc et al. 2003).

Le risque de ruissellement des pathogènes vers l'eau de surface suite à un épandage serait plus élevé avec un lisier qu'avec un fumier solide, mais serait réduit dans un sol récepteur ayant une forte proportion de macropores, comme certains sols avec des pratiques de conservation (Unc et al. 2003). Le risque de ruissellement des bactéries du lisier serait le plus élevé pendant et immédiatement suite à l'épandage, en raison de l'augmentation de l'humidité du sol (Topp et Scott 2003) et de la formation d'une couche d'imperméabilisation qui réduit le taux d'infiltration des liquides

**Tableau 5. Paramètres et qualité des eaux de surface en rivières pour la période estivale 2000-2002 (adapté de Simard, 2004).**

Paramètre	Description	Principaux impacts/usages	Critère/valeur repère	Niveau de préoccupation <sup>1</sup>
<b>Matières en suspension (MES)</b>	Particules organiques ou inorganiques qui se trouvent dans l'eau.	Problèmes liés à la sédimentation. Voir aussi turbidité.	V. R. <sup>2</sup> : 13 mg/L	1
<b>Turbidité</b>	Caractère trouble d'une eau causé par diverses substances, dont les MES.	Problèmes esthétiques, limite aussi l'efficacité de la désinfection de l'eau de consommation.	Critère : 5 UNT <sup>3</sup>	1
<b>Phosphore total</b>	Élément nutritif, en excès, il accélère l'eutrophisation.	Divers usages impactés (eau potable, activité récréative, vie aquatique).	Critère : 0,03 mg/L	2
<b>Chlorophylle a totale</b>	Pigment phytoplanctonique indicateur d'eutrophisation.	Voir phosphore total.	V. R. : 8,6 mg/m <sup>3</sup>	2
<b>Coliformes fécaux</b>	Groupe de bactéries utilisées pour indiquer la contamination fécale.	Divers usages (eau potable, activité récréative).	Critère : 200 UFC/100 ml (contact)	3
<b>Nitrates/nitrites</b>	Formes minérales d'azote naturellement présentes en faibles concentrations.	Eau potable (méthémoglobinémie chez le nourrisson et cancérigène possible).	Norme : 10 mg N-NO <sub>3</sub> /L V. R. : 1 mg/l	3
<b>Azote ammoniacal (NH<sub>3</sub> ou NH<sub>4</sub>)</b>	Forme minérale d'azote naturellement présente en faible concentration et précurseur des nitrates.	Entrave la désinfection de l'eau de consommation, toxique pour les poissons.	Critère : 0,5 mg/L V. R. : 1,5 mg/L <sup>4</sup>	4

1. Le niveau de préoccupation est exprimé relativement au dépassement des critères ou des valeurs repères choisies, et sans pondération de l'importance de l'usage à protéger ou de l'impact d'un dépassement sur la santé humaine ou l'écosystème.

2. V. R. = Valeur repère.

3. Unités néphélobométriques de turbidité.

4. La valeur varie selon le pH et la température de l'eau (Guay 2003).

(Unc et al. 2003). Par contre, l'incorporation au sol n'aurait pas pour effet d'accélérer la destruction des *E. coli* comparativement au lisier laissé en surface pour des conditions de laboratoire (Topp et Scott 2003). Si on transpose ces résultats aux MRF contenant des pathogènes, on peut penser que les risques de contamination de l'eau de surface par ruissellement sont moindres avec les résidus solides comparativement aux liquides. Les risques seraient aussi moindres avec des sols ayant une forte macroporosité, comme les prairies et les sols avec des pratiques de conservation du sol. L'impact de l'incorporation au sol est quant à lui mitigé et mériterait d'être davantage documenté.

De façon plus globale, on évalue qu'environ 100 000 t de MRF de catégories P2 et P3, susceptibles de contenir des pathogènes d'origine fécale, sont épandues à

l'automne sur les sols agricoles, comparativement à 10 millions de tonnes d'engrais de fermes épandus au même moment (en considérant certaines données partielles pour l'année 2003, BPR 2005). Il s'agit donc d'un rapport des quantités de l'ordre de 1 pour 100. En considérant cette proportion à l'échelle du bassin versant, il est donc peu probable que l'épandage automnal de quantités limitées de MRF P2 et P3 ait un impact mesurable sur la qualité de l'eau de surface. Cela est renforcé par le fait que la majorité des MRF sont sous forme solide, ce qui réduit les risques de ruissellement comparativement aux lisiers.

À l'échelle de la parcelle, même si un écoulement significatif vers l'eau de surface survenait dans une situation particulière, il faudrait considérer qu'une contamination microbienne automnale ou hivernale est moins sus-

ceptible d'avoir un impact négatif sur les activités récréatives (eau froide) qu'avec un épandage printanier ou estival. L'obligation réglementaire de désinfecter l'eau de surface pour fins de consommation humaine représente pour sa part un « filet de protection » supplémentaire pour la santé humaine.

En ce qui concerne la contamination de l'eau de surface par les **nitrates/nitrites**, un dépassement de la norme de qualité de l'eau potable de 10 mg/L n'est que très rarement observé (Gangbazo et Babin 2000, Simard 2004). Les rivières en milieu agricole présentent des concentrations médianes généralement inférieures à 2 mg N-NO<sub>3</sub>/L (Gangbazo et Babin 2000). Ainsi, bien qu'il y ait une certaine contamination de l'eau de surface en nitrates (augmentation par rapport à la teneur naturelle), il n'y a que rarement pollution (dépassement d'une norme réglementaire).

Le tableau 5 indique que l'azote ammoniacal pose également peu de problèmes de contamination de mai à octobre (Simard 2004). Cabana (2000) a toutefois montré que l'eau brute utilisée pour fins de consommation à Repentigny, l'Assomption et l'Épiphanie, trois municipalités du bassin versant de la rivière l'Assomption, excède régulièrement le critère de qualité de 0,5 mg N-NH<sub>4</sub>/L, particulièrement entre décembre et février. Les pics de contamination font généralement suite à une pluie ou à des fontes de neige hivernales (redoux) dans ce secteur caractérisé par une intensification de la production porcine. Cela concorde avec les observations faites par Gangbazo et al. (1997) en parcelles réceptrices de lisier, ou à l'échelle du bassin-versant (Gangbazo et al. 2003). Les auteurs imputent cette forte contamination au ruissellement de parcelles ayant reçu de fortes doses de lisier de porcs, riche en azote ammoniacal, tard à l'automne. En effet, lorsque le sol est froid (épandage tardif), la nitrification de l'ammoniac apporté est réduite (Rochette et al. 2004a). Mentionnons toutefois que les phénomènes sont parfois contradictoires, puisque Chantigny (2005) rapporte que tout l'azote ammoniacal d'un lisier épandu en décembre peut être nitrifié en moins de 100 jours, sous certaines conditions.

L'azote ammoniacal peut également être toxique à la faune aquatique au niveau des fossés et des petits cours d'eau en zone agricole, pour des concentrations variant entre 0,13 et 2,1 mg N-NH<sub>4</sub>/L, selon le pH et la température de l'eau (Guay et al. 2002), mais on a peu de données de qualité pour ces milieux à faibles débits. Cependant, Gangbazo et al. (1997, 1999) ont observé que, sur des parcelles recevant de fortes charges de lisier de porcs à l'automne sur une période de 5 ans, la concentration en NH<sub>4</sub> des eaux de ruissellement pouvait atteindre 2,2 mg N-NH<sub>4</sub>/L et ainsi dépasser les critères de toxicité chronique.

Les études en parcelles de Gangbazo et al. (1997, 1999) peuvent toutefois surestimer le risque environnemental, car certaines doses étudiées étaient excessives.

Mais quelques arguments doivent être considérés en contre-partie. Premièrement, la date d'épandage étudiée, du 1<sup>er</sup> au 30 octobre selon les années, avait pour effet de favoriser la nitrification et ainsi réduire le stock de NH<sub>4</sub> du sol sujet au ruissellement, de l'automne jusqu'à la fonte des neiges. Une disparition quasi complète de l'ammoniac apporté a en effet été observée par N'Dayegamiye et al. (2004a), moins de 6 semaines après un épandage de fumiers solides et de biosolides papetiers le 1<sup>er</sup> octobre (tableau 4). Chantigny (2005) rapporte même que l'ammonium provenant d'un lisier épandu en décembre peut être entièrement nitrifié pendant l'hiver, sous couvert de neige. Comme deuxième argument, mentionnons que le délai de 24 heures avant l'incorporation permettait une perte non négligeable de NH<sub>3</sub> par volatilisation, car la majorité de la volatilisation a lieu en moins de 12 heures (Rochette et al. 2001, 2004; Chantigny et al. 2004). Cela est corroboré par Nicolardot et al. (2003) avec les MRF, notamment celles ayant un pH ≥ 7,8. Troisièmement, l'incorporation du lisier dans les parcelles en maïs, par Gangbazo et ses collaborateurs, réduisait le risque de ruissellement du NH<sub>4</sub> résiduel. Quatrièmement, les teneurs extrêmes en N-NH<sub>4</sub> de l'eau mesurées à l'échelle parcellaire correspondent en pratique aux teneurs extrêmes mesurées en rivière pour un bassin versant à forte densité porcine (Gangbazo et al. 2003). Cinquièmement, on observe une relation linéaire très forte entre les doses de lisier à l'automne et les pertes en N-NH<sub>4</sub>, peu importe la culture étudiée (figure 4).

On peut donc raisonnablement utiliser les données de Gangbazo et al. (1997, 1999), pour estimer de façon conservatrice les pertes de NH<sub>4</sub> vers l'eau de surface, pour une parcelle donnée, en fonction de la charge en azote total (ou ammoniacal) réellement épandue (figure 4). On peut en outre penser que ces résultats sur les lisiers peuvent être extrapolés à d'autres amendements riches en azote ammoniacal, bien qu'il n'y ait pas eu d'études aussi exhaustives dans le cas des autres engrais de ferme et des MRF pour le démontrer.

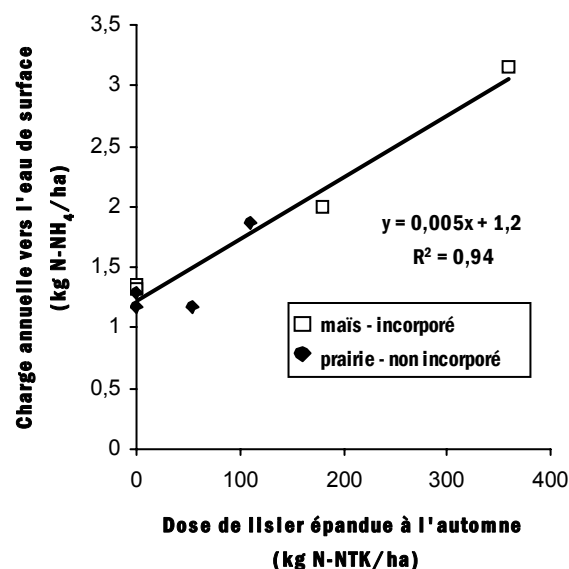


Figure 4. Pertes annuelles moyennes en N-NH<sub>4</sub> dans l'eau de surface en fonction de la quantité de lisier de porc épandu entre le 1<sup>er</sup> et le 30 octobre, sur 2 cultures, sur un loam limoneux comportant une pente de 6 %, sur une période de 5 ans (adapté de Gangbazo et al., 1997).

### Qualité de l'air

Trois paramètres sont ici considérés : les odeurs, les bioaérosols et les gaz à effet de serre (GES). Les récentes audiences du BAPE sur le développement durable de la production porcine ont mis en évidence un problème important de cohabitation en milieu rural relié à la question des odeurs (MDDEP 2003). Il est même possible qu'il y ait des incidences sur la santé mentale des personnes vivant en zone rurale. En effet, on a observé une augmentation significative du niveau de détresse psychologique de la population au printemps et en été dans les municipalités ayant un cheptel porcin important (MDDEP 2003). Bien que la causalité n'ait pas été rigoureusement démontrée, on ne saurait négliger cette possibilité pour la production porcine. En raison du caractère malodorant et désagréable de certaines MRF (Fortin 2000, Thériault 2001, Groeneveld et Hébert 2002, 2004), imputable à la volatilisation de divers gaz (Kodsi et al. 1992, Rochette et al. 2004b), il est possible qu'il y ait également un impact de l'épandage de ces MRF sur la santé mentale au printemps et à l'été. L'épandage

automnal réduirait ce risque, car les voisins ont alors un comportement plus casanier, ce qui réduit davantage leur exposition.

Selon Goyer et al. (2001, cité par Forcier 2002), les **bioaérosols** sont des particules aéroportées, constituées de microorganismes (bactéries, virus, moisissures) ou provenant de ceux-ci, par exemple les métabolites, les toxines ou les fragments de microorganismes. Ces particules proviennent des matières organiques, des plantes, du sol, des animaux et des humains. Les matières organiques fraîches et humides, comme les engrais de ferme et les biosolides, offrent un support favorable à la présence et à la croissance microbienne, et donc à l'émission de bioaérosols. Bien que le risque relié aux bioaérosols ait fait l'objet de récentes polémiques, principalement avec les biosolides municipaux, il n'y a pas d'évidence que la valorisation des MRF selon le cadre réglementaire actuel pose un risque à la santé (Forcier 2003). Cela tient notamment au fait que seule une partie des MRF contient des pathogènes (catégories P2 et P3) et que celle-ci est sujette à des distances séparatrices d'épandage (MDDEP 2004). L'épandage automnal de MRF serait même un facteur supplémentaire de protection en diminuant le facteur d'exposition.

Le **protoxyde d'azote** ou oxyde nitreux ( $N_2O$ ) est un GES 310 fois plus puissant que le  $CO_2$ . Il serait responsable de 11 % des émissions canadiennes de GES, dont la moitié proviendrait des activités agricoles (Rochette 2004), et cela malgré le fait que seulement 1 à 2 % de l'azote apporté sur les sols serait volatilisé sous forme de  $N_2O$  (Chantigny, comm. pers.). Le  $N_2O$  résulte de la dénitrification des nitrates accumulés dans les sols, surtout en conditions humides (Rochette 2004). Les pertes de  $N_2O$  en hiver sous couvert de neige seraient significatives (van Bochove et al. 1996, cité par Chantigny et al. 2002) et il y a même plusieurs évidences suggérant que les émissions de  $N_2O$  sont les plus importantes au dégel, alors que les sols sont saturés d'eau (Chantigny, comm. pers.). L'épandage automnal de matières organiques azo-

tées est donc en principe plus susceptible de générer l'émission de  $N_2O$  que l'épandage printanier. Cependant, on peut observer le phénomène inverse, selon les conditions pédo-climatiques qui varient d'une année à l'autre (Rochette et al. 2004a).

Puisque les MRF contiennent moins d'azote minéral que les lisiers, le risque d'émission de  $N_2O$  au niveau du sol (ou des rivières) suite à un épandage automnal serait donc théoriquement moindre, surtout dans le cas de biosolides à C/N élevé qui ont pour effet d'immobiliser les nitrates du sol. Il existe toutefois peu de données pour le confirmer.

D'une façon plus globale, en termes de réduction d'émissions de GES, on peut penser que la valorisation automnale de biosolides permet indirectement une réduction d'émission de méthane, dans la mesure où l'on réduit les quantités de résidus organiques destinés à l'enfouissement sanitaire. Mais cela a été peu documenté jusqu'à maintenant.

### Qualité des sols

Un des principaux problèmes de **dégradation des sols** agricoles au Québec est relié à une détérioration de la structure du sol qui affectait déjà, à la fin des années « 80 », près du quart des superficies cultivées (Tabi et al. 1990, cité par MDDEP 2003). Cette déstructuration résulte notamment de la monoculture et prédispose les sols à l'érosion hydrique, puis à la contamination de l'eau de surface par les MES et le phosphore (MDDEP 2003). Or, il a été démontré que l'apport de certaines MRF organiques, notamment celles contenant des fibres végétales, permet d'améliorer la structure (Angers et al. 1998, Chantigny et al. 1999, N'Dayegamiye et al. 2001, Watt 2001, Chantigny et al. 2005), ou d'améliorer d'autres propriétés des sols comme la porosité et la teneur en matière organique (Beauchamp et Thériault 1998, Chantigny et al. 1999, N'Dayegamiye et al. 2004b), ou les populations de vers de terre (N'Dayegamiye et al. 2004b). Il existe moins de données en parcelles concernant l'impact des bioso-

lides municipaux, mais on peut penser que l'apport de matière organique tend également à améliorer la structure du sol, en plus d'un rôle positif possible lié à la présence de polyacrylamides anioniques ajoutés en usine lors du traitement des eaux usées (Unc et al. 2003). Ces améliorations de la qualité du sol suite à l'épandage de biosolides sont donc susceptibles de réduire le risque de contamination de l'eau de surface par érosion des particules de sol et par ruissellement du phosphore dissous et de l'azote ammoniacal. Une valorisation des biosolides sur un sol dégradé, peu importe le moment de l'épandage, peut donc aider à réduire la pression environnementale sur l'eau exercée par les activités agricoles, notamment celles associées à la culture du maïs.

Concernant les **éléments traces** métalliques et organiques présents dans les MRF, de nombreuses études ont mis en évidence que les risques à court terme pour les sols et les cultures sont faibles ou négligeables (Caron et al. 1998, Chassé et al. 2003). Cela tient au fait qu'un apport limité de MRF à court terme ne modifie pas significativement la teneur en métaux lourds et autres éléments traces du sol. Cela a été particulièrement documenté avec les biosolides papetiers (Beauchamp et Thériault 1998, Gagnon et al. 2004). Le moment de l'épandage (printemps ou automne) importe donc très peu quant à la gestion du risque.

Les risques possibles relativement aux éléments traces concernent plutôt l'épandage répété, et à long terme, de MRF à teneurs élevées en contaminants qui persistent dans l'environnement, comme le cuivre, le cadmium et les dioxines. Des travaux réalisés par l'IRDA (Giroux et al. 2004) ont d'ailleurs mis en évidence que les apports répétés d'engrais de ferme sur 10 ans pouvaient amener une augmentation très importante de la fraction extractible (Mehlich 3) du cuivre et du zinc, même si la teneur totale du sol n'augmente pas sensiblement. Ces auteurs suggèrent des mesures préventives pour limiter les apports, notamment avec le fumier de volailles et le lisier de porcs. Dans le cas des MRF, de telles

mesures préventives sont déjà en application depuis plusieurs années (MDDEP 2004). En se basant sur les résultats d'analyses de risques, réalisées principalement aux États-Unis avec les boues municipales, la probabilité d'une contamination significative, au plan environnemental, par les éléments traces des MRF apparaît très faible, même à long terme (Hébert 1998, Van coillie et Laquerre 2003, Hébert 2003, MDDEP 2004).

## Qualité des aliments

L'incidence sur la santé humaine ou animale résultant de l'ingestion d'aliments végétaux fertilisés avec des matières fécales animales ou humaines a été peu documentée. L'épandage automnal d'engrais de ferme s'avère cependant une mesure préventive recommandable, car il a pour effet de détruire les bactéries pathogènes, en raison du délai prolongé entre l'épandage et la récolte, et de l'exposition aux cycles rigoureux de gel et de dégel (Giroux et al. 2003). Bien qu'aucune norme réglementaire ne restreigne l'usage des engrais de ferme à ce niveau, des délais de récolte et des interdictions d'épandage sur certaines cultures sont appliqués aux MRF de catégories P2 et P3 (MDDEP 2004).

## Réponse

Il s'agit de la dernière étape de la séquence Pression-État-Réponse (PER). Étant donné que l'encadrement légal et administratif de la valorisation des MRF est très complexe (MDDEP 2004), on se limitera à résumer l'implication des principaux intervenants. Cela pour mettre ensuite l'emphase sur les paramètres environnementaux pour lesquels des modifications devraient être envisagées dans le cadre de l'épandage automnal des MRF.

### Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA)

L'ACIA administre la Loi et le Règlement sur les engrais (ACIA 1996). Les produits vendus ou importés comme engrais ou suppléments (amendements de sol)

doivent être conformes aux normes fédérales d'étiquetage et d'innocuité. Les critères et valeurs guides relatifs aux contaminants chimiques et aux pathogènes sont très semblables aux critères du MDDEP (2004). L'ACIA ne contrôle toutefois pas directement les pratiques d'épandage, contrairement au MDDEP.

### Bureau de normalisation du Québec (BNQ)

Le BNQ élabore des normes commerciales sur les matières fertilisantes au Canada et procède à la certification de conformité par rapport à ces normes. En 2003, 10 produits commerciaux (MRF) étaient certifiés par le BNQ dont 4 composts, 5 amendements calciques ou magnésiens et un biosolide municipal granulé (MDDEP 2004). Cela représente environ 150 000 tonnes/an et approximativement 10 % du volume de MRF et de composts commerciaux qui sont valorisés au Québec (MDDEP 2004). Les produits certifiés par le BNQ sont exempts de pathogènes, peu odorants et contiennent généralement peu d'azote minéral. Ils peuvent donc être valorisés en agriculture sans certificat d'autorisation du MDDEP.

### Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP)

Dans le cadre du développement durable, et pour favoriser l'atteinte des objectifs environnementaux de valorisation de la *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles 1998-2008* (Québec 2000), le MDDEP encourage la valorisation des MRF tout en s'assurant que ces activités se font dans le respect de la protection de l'environnement et de la santé humaine.

Le MDDEP exerce un contrôle a priori et a posteriori sur les activités de valorisation afin de s'assurer que la Loi sur la qualité de l'environnement, les normes réglementaires et les exigences relatives aux certificats d'autorisation (CA) soient respectées. Le *Guide sur la valorisation des matières résiduelles fertilisantes* (MDDEP 2004) regroupe l'ensemble des normes réglemen-

taires, dont les distances séparatrices du REA et du RCES (Règlement sur le captage des eaux souterraines), de même que les critères supplémentaires relatifs aux CA. Lorsque les MRF contiennent des teneurs non négligeables en éléments traces (catégorie C2), en pathogènes (catégories P2 et P3), ou sont malodorantes (catégories O2 et O3), des contraintes d'épandage supplémentaires s'appliquent (MDDEP 2004) afin de réduire l'exposition. Les MRF qui ne rencontrent pas les exigences de base ne peuvent être épandues.

Les fermes réceptrices doivent également démontrer au MDDEP qu'elles ont la capacité de recevoir ces MRF (bilan de phosphore), bien que la détermination des doses d'épandage de N et P à l'échelle de la parcelle soit laissée au soin de l'agronome. Cependant, dans le cas d'un épandage après le 1<sup>er</sup> octobre, l'agronome doit apporter des précisions supplémentaires (article 31 du REA).

Des contrôles terrain réalisés par le Ministère ont mis en évidence que les activités de valorisation des MRF sous CA respectent dans la grande majorité des cas les critères de qualité attendus quant à la teneur en métaux et pathogènes (Hébert et al. 2002, 2003). Les exigences relatives au stockage au champ sont également respectées dans environ 80 % des cas (Groeneveld et Hébert 2003).

### Ordre des agronomes du Québec (OAQ)

Selon la *Loi sur les agronomes*, l'OAQ veille à la protection du public. De ce fait, l'OAQ a la responsabilité de s'assurer de la compétence des agronomes. La *Ligne directrice sur la gestion des matières fertilisantes* (OAQ 2004) précise entre autres que l'agronome doit « recommander un apport d'environ 55 kg/ha de l'azote potentiellement disponible fourni par les matières fertilisantes, dans le cas où la période d'épandage ciblée est reconnue comme ayant un risque environnemental généralement modéré à élevé ». Cette limite de charge a été considérée pour la première fois en 1998 (MAPAQ, MDDEP, UPA, MSSS et MAM, 1998) et est dérivée des travaux de

Gangbazo et al. (1997, 1999). La figure 4 montre en effet qu'avec une dose de 55 kg de N<sub>total</sub>/ha de lisier de porcs sur prairie à l'automne, les pertes de N-NH<sub>4</sub> dans l'eau de surface sont du même ordre de grandeur que celles obtenues avec un épandage printanier de lisier ou d'en-

grais minéraux.

**Municipalités**

Les municipalités et les municipalités régionales de comté (MRC) ont le pouvoir

d'établir des dates d'interdiction d'épandage relativement aux odeurs en vertu du *Code municipal* et de la *Loi sur les cités et villes* (maximum de 12 jours d'interdiction par année). Quant aux distances séparatrices pour les odeurs des MRF en zone agricole, elles sont actuellement

**Tableau 6. Synthèse de l'approche Pression-État-Réponse.**

Milieu/ ressource à protéger	Indicateur environnemental	Niveau de dégradation du milieu/ ressource	Risques d'un épandage automnal de MRF	Niveau des mesures actuelles du MDDEP relativement aux MRF	Mesures supplémentaires pour épandage d'automne
<b>Eau souterraine (consommation)</b>	Nitrates	Faible, sauf certains aquifères spécifiques (2,6 % des puits excèdent la norme de 10 mg/L)	Faible à nul si résidu à C/N > 30 ou composts, plus élevé si ratio N-NH <sub>4</sub> /N total élevé et épandage en sol chaud (épandage hâtif)	Satisfaisant (doses selon les besoins des plantes, distances séparatrices)	Limitation des charges pour les biosolides à C/N < 30
	<i>E. coli</i>	Faible, sauf certains aquifères spécifiques	Probablement aucune différence au niveau de l'ouvrage de captage	Suffisant (RCES, Guide MRF)	Aucune
<b>Eau de surface (rivières)</b>	Turbidité et MES	Très élevé	Pas de lien direct de causalité Avantages indirects (sols – érosion)	Suffisant	Aucune
	Phosphore total	Élevé à très élevé	Plus élevé qu'un épandage printanier	Paramètre déjà très encadré (REA)	Limitation des doses, utilisation des outils de gestion existant (LoPhos, etc.)
	Coliformes fécaux	Modéré à très élevé (Cf. Walkerton)	Impact peu probable (peu de MRF P2/P3 vs fumiers, distances séparatrices)	Possiblement suffisant	Injection/incorporation des liquides P2/P3 sur sol nu, si cela n'augmente pas le risque d'érosion.
	Ammonium (NH <sub>4</sub> )	Variable (faible en été, mais plus élevé en hiver dans certains bassins versants), inconnu pour les petits cours d'eau	Plus élevé si ratio N-NH <sub>4</sub> /N total élevé et épandage tardif	Insuffisant	Limitation des doses en sol froid, incorporation superficielle/injection en sol nu, si cela n'augmente pas le risque d'érosion.
	Nitrates (NO <sub>3</sub> )	Faible	Plus élevé si C/N < 30	Suffisant	Aucune Limitation indirecte via N- NH <sub>4</sub>
<b>Air</b>	Odeurs – détresse psychologique	Indéterminé, mais possiblement très élevé (épandage de lisier au printemps et en été)	Beaucoup plus faible qu'au printemps et en été (exposition moindre)	Possiblement suffisant (catégories d'odeurs, distances séparatrices, dates d'interdiction par municipalité)	Aucune
	Bioaérosols	Indéterminé	Plus faible (exposition moindre vs printemps/été)	Possiblement suffisant (distances séparatrices)	Aucune
	Gaz à effet de serre	Très élevé	Probablement plus élevé vs printemps/été si bcp NH <sub>4</sub> , plus faible si résidu à C/N > 30 ou composts	Insuffisant	Limitation des doses de NH <sub>4</sub> (voir NH <sub>4</sub> ) et limitation du recours à l'enfouissement sanitaire (méthane).
<b>Sol</b>	Éléments traces des matières fertilisantes	Faible (comparaison des teneurs actuelles vs critères toxicologiques)	Pas de lien de causalité avec le moment d'épandage	Suffisant à court terme, probablement suffisant à long terme (limites C2)	Aucune
	Érosion	Très élevé (voir MES et étude de la dégradation des sols) (Tabi et al. 1990)	Pas de causalité direct mais la possibilité d'un épandage automnal augmente les apports de matière organique au sol sur plus de superficies, réduisant indirectement le risque d'érosion.	Suffisant	Travail du sol (incorporation) sur prairie ou en semis direct à éviter
<b>Aliments pour humains/bétail</b>	Pathogènes	Indéterminé	Plus faible (délai accru entre l'épandage et la récolte)	Suffisant (prohibitions, délais)	Aucune

**Tableau 7. Mesures préventives d'épandage des MRF et des composts en post-récolte pour minimiser les pertes d'azote et la contamination des eaux de surface par les pathogènes.**

Type de MRF	Mesures supplémentaires <sup>1</sup>	Justifications	Divers
<b>Composts</b>	Aucune	Les composts contiennent très peu d'azote minéral (ratio N minéral/N total de 4 % pour les composts de ferme). Ils renferment peu ou beaucoup moins de pathogènes comparativement aux déjections animales.	Un compost de ferme est partiellement désodorisé et a une teneur en N- NH <sub>4</sub> < 2000 mg/kg, b. s. (Gagnon et al. 2004), sinon il doit être géré comme un fumier solide. Les composts commerciaux ont généralement un niveau de maturité plus élevé et contiennent très peu d'azote ammoniacal.
<b>Biosolides C/N ≥ 30</b>	Aucune	Ces biosolides sont susceptibles de réduire les pertes en causant une immobilisation temporaire de l'azote minéral du sol (Chabot et al. 2000). Ils contiennent aussi très peu de phosphore.	Au plan agronomique, les biosolides à C/N > 43 peuvent nuire à la culture en raison de cette immobilisation. Beauchamp et Thériault (1998) suggèrent d'ajouter un supplément d'azote minéral au printemps, de l'ordre de 1 à 3 kg N/tonne humide pour des résidus primaires de désencrage (C/N très élevés ≥ 200). Le complément d'azote variera toutefois selon le ratio C/N de la MRF, la dose d'épandage, le reliquat de nitrates dans le sol à l'automne et la température du sol (date d'épandage). Compte tenu que les résidus de désencrage peuvent contenir jusqu'à 45 % de CaCO <sub>3</sub> (base sèche), la dose d'épandage sera limitée afin d'éviter un surchauffage. Cela réduira indirectement l'intensité de l'immobilisation de l'azote. Le complément d'azote pourra même ne pas être nécessaire avec une culture de légumineuses (Chantigny et al. 1999, Machrafi et al. 2003).
<b>Biosolides C/N ≥ 20 et &lt; 30</b>	≤ 40 tonnes/ha (base humide) <sup>1</sup>	Un C/N > 20 a été suggéré par Giroux et al. (2003) comme limitant fortement les risques de pertes d'azote. Avec une dose d'épandage de biosolides papetiers de 30 à 40 t/ha, base humide, Cormier et Dauphin (1998), Pouliot et al. (1998) et N'dayegamiye et al. (2004) obtiennent une charge d'azote ammoniacal au sol de l'ordre de 17 kg N-NH <sub>4</sub> /ha (max. : 48 kg N-NH <sub>4</sub> /ha). Les auteurs ont aussi mesuré une accumulation de nitrates dans le profil du sol en décembre relativement faible (tableau 4).	Cette dose d'épandage est compatible avec l'atteinte de rendements agronomiques acceptables (Gagnon et al. 2004) et s'avère techniquement faisable (Charbonneau et al. 2000).
<b>Biosolides C/N &lt; 20</b>	≤ 35 kg N-NH <sub>4</sub> /ha <sup>1</sup>	Ces biosolides peuvent avoir une proportion importante de leur azote sous forme ammoniacale, ce qui les rapproche davantage des fumiers solides et des lisiers. La charge en N-NH <sub>4</sub> est moindre ou comparable à 55 kg N <sub>total</sub> /ha de lisier de porcs (qui apportent 30 à 40 kg N-NH <sub>4</sub> /ha). Cette charge correspond à un risque de contamination relativement faible (figure 4).	Cette mesure préventive unique est simple d'application comparativement à l'ensemble des mesures préventives de l'OAQ (2004). Elle implique toutefois de devoir analyser le NH <sub>4</sub> des MRF suite au stockage à la ferme pour connaître les teneurs réelles. En absence d'analyses spécifiques, on pourra utiliser un ratio N-NH <sub>4</sub> /N total conservateur de 30 % (40 % si le biosolide a un C/N < 15). Cependant, si le biosolide a un pH > 11 ou une siccité > 90 %, la teneur en NH <sub>4</sub> n'augmentera pas sensiblement durant le stockage, en raison de l'arrêt de l'ammonification des protéines. L'analyse en usine sera alors suffisante. Presque tous les biosolides municipaux et agroalimentaires ont un C/N < 20.
<b>MRF liquides</b>	≤ 35 kg N-NH <sub>4</sub> /ha Injection/incorporation au sol des P2/P3 si cela n'augmente pas le risque d'érosion des sols <sup>1</sup> .	Idem	Cette charge d'ammonium implique des doses de plus de 20 m <sup>3</sup> /ha, réalisables par les épandeurs à lisier, mais il faut veiller à minimiser le risque de ruissellement. D'un point de vue agronomique, les liquides contenant la majorité de leur azote sous forme minérale (ratio N-NH <sub>4</sub> /N <sub>total</sub> > 50 %) ne devraient pas être épandus en post-récolte si l'objectif principal est une fertilisation azotée, puisqu'une bonne partie de cet azote minéral risque d'être perdue au printemps suivant.
<b>Amendements calciques ou magnésiens</b>	Aucune	Ces MRF (cendres, poussières de cimenteries, etc.) contiennent peu ou pas d'azote ou de pathogènes.	

1. L'incorporation au sol peut réduire les pertes en azote ammoniacal, mais contribue à accroître les risques d'érosion et de pollution de l'eau de surface par les matières en suspension. Elle est donc contre-indiquée pour les prairies et les cultures annuelles avec des pratiques de conservation du sol. D'ailleurs, les charges en ammonium au sol étant fortement limitées, le risque d'une contamination significative de l'eau de surface serait faible, en se basant sur les travaux de Gangbazo et al. (1997).

déterminées par le MDDEP (2004).

## Synthèse des informations et mesures préventives

Le tableau 6 présente une synthèse des informations découlant de la démarche Pression-État-Réponse. Il en ressort qu'il n'y a pas d'évidence à l'effet que l'épandage automnal ou post-récolte des MRF selon les normes et critères actuels poserait un problème significatif au plan environnemental. Ce constat résulte d'une considération globale des quantités en cause, des teneurs en contaminants et de la sévérité du cadre réglementaire actuel. L'épandage des MRF en post-récolte s'avère même avantageux pour la gestion des odeurs et des bioaérosols, tout en facilitant le travail de l'agriculteur au plan opérationnel.

Cependant, afin de minimiser les pertes en azote vers l'eau ou sa transformation en oxyde nitreux, qui est un puissant gaz à effet de serre, quelques mesures préventives peuvent être envisagées selon le type de MRF et son risque relatif. Ces mesures sont regroupées au tableau 7 et impliquent essentiellement une restriction des doses de MRF en fonction du rapport C/N et de la teneur en azote ammoniacal, ces paramètres étant d'ailleurs reliés au potentiel de nitrification. Certaines mesures supplémentaires s'appliquent également aux MRF P2 et P3 liquides pour réduire le risque de contamination de l'eau de surface. Puisque les teneurs en azote et en P des MRF sont généralement corrélées, la limitation des doses au tableau 7 aura aussi indirectement pour effet de réduire les charges de P au sol.

Avec ces mesures préventives impliquant de faibles doses en azote minéral, et les autres mesures déjà requises par la réglementation et les critères du MDDEP (2004), il n'apparaît pas nécessaire, d'un point de vue environnemental, d'obliger systématiquement une incorporation des MRF au sol suite à un épandage automnal. L'incorporation pourrait même être

incompatible avec des pratiques de conservation du sol (semis direct, prairies) qui permettent de limiter les pertes de P et de MES dans les bassins versants dégradés (Gangbazo et al. 2002), ainsi que les risques de ruissellement des pathogènes (Unc et al. 2003). Par contre, il est à souligner que l'incorporation est requise par le MDDEP (2004) dans certaines situations spécifiques, afin de limiter l'attraction des agents vecteurs de pathogènes (mouches, moustiques, etc.) ou pour réduire l'exposition aux odeurs.

Par ailleurs, même si l'approche générale d'évaluation du risque retenue dans le présent article peut s'appliquer aux engrais de ferme, on ne saurait transposer directement l'ensemble des mesures préconisées pour les MRF. Les teneurs en contaminants (Pression) et le cadre réglementaire (Réponse) sont en effet très différents à plusieurs égards.

## Remerciements

L'auteur remercie les personnes suivantes : Richard Beaulieu, agr., M.Sc.; Martin Chantigny, Ph.D.; Georges Gangbazo, Ph.D., ing.; François Granger, ing. et agr.; Jocelyn Magnan, agr., et Louis Robert, agr. qui ont commenté la première version de cet article. Un remerciement tout particulier à Elisabeth Groeneveld, M.Sc., pour l'aide au niveau de l'édition.

## Références bibliographiques

ACIA. 1996. Guide d'interprétation du Règlement sur les engrais. Agence Canadienne d'inspection des aliments. <http://www.inspection.gc.ca/francais/plaveg/fereng/1996regsfs.shtml#7>

Angers, D., J. Caron, M. Chantigny, R. Nemati et L. Trépanier. 1998. Structure du sol et rétention en eau. Dans : La valorisation agricole des résidus papetiers – le cas Daishowa inc. – Document synthèse (1992-1998).

Beauchamp, C. J. et G. Thériault. 1998. Conclusion générale. Dans « La valorisation agricole des résidus papetiers – le cas Daishowa inc. – Document synthèse » (1992-1998).

Beaudet, P. et J. Champagne. 2003. Les surplus d'engrais de ferme, état de la situation. Dans : La gestion des engrais organiques dans les régions de fortes concentrations animales. Colloque en agroenvironnement. IRDA, novembre 2003. p. 29-44.

Bédard, J., R. L. Granger et F. Granger. 1999. Revue des études sur l'évaluation des pertes de phosphore en milieu agricole. UDA inc. Rapport présenté à l'INRS-Eau.

BPR inc. 2005. Suivi 2003 du Portrait agroenvironnemental des fermes du Québec. Rapport final. [http://www.mapaq.gouv.qc.ca/NR/rdonlyres/D11217A3-F6E8-45C6-BFCC-E3D4E22613D6/0/PAESuivi\\_2003\\_rap\\_final.pdf](http://www.mapaq.gouv.qc.ca/NR/rdonlyres/D11217A3-F6E8-45C6-BFCC-E3D4E22613D6/0/PAESuivi_2003_rap_final.pdf)

BPR-GREPA. 2000. Le portrait agroenvironnemental des fermes du Québec – rapports régionaux. Présenté à l'Union des producteurs agricoles, au MAPAQ et à l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc.

Cabana, Y. 2000. Suivi de la qualité des eaux dans le bassin versant de la rivière l'Assomption : cas de l'azote ammoniacal. Ministère de l'Environnement du Québec. Direction régionale de Lanaudière.

Caron, J., G. Thériault et L. Tépanier. 1998. Impact environnemental des résidus papetiers. In : La valorisation agricole des résidus papetiers – Le cas Daishowa inc. – document synthèse 1992-1998. Université Laval.

Chabot, R., G. Gagné et M. H. Charest. 2000. Évaluation de la disponibilité de l'azote des résidus papetiers : revue de littérature. Dans « Actes du 1<sup>er</sup> colloque sur les biosolides : Les biosolides, une richesse pour les sols », p. 132-152. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec.

- Chantigny, M., D.A. Angers et C.J. Beauchamp. 1999. Aggregation and organic matter decomposition in soils amended with de-inking paper sludge. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 1214-1221.
- Chantigny, M., D.A. Angers et P. Rochette. 2002. Fate of carbon and nitrogen from animal manure and crop residues in wet and cold soils. *Soil biology and biochemistry.* 34: 509-517.
- Chantigny, M.H., P. Rochette, D.A. Angers, D. Massé et D. Côté. 2004. Ammonia volatilisation and selected soil characteristics following application of anaerobically digested pig slurry. *Soil Science Society of America Journal.* 68: 306-312.
- Chantigny, M.H. et D. Angers. 2005. Activité microbiologique et qualité des sols : quoi de neuf sous nos pieds? Dans « Colloque en agroenvironnement : des outils à notre échelle ». CRAAQ 2005.
- Chantigny, M. 2005. Les émissions de GES lors de l'épandage des déjections animales et méthodes de réduction. Conférence donnée dans le cadre de la journée sur *La gestion des fumiers et les émissions de gaz à effet de serre en production bovine*. 23 mars 2005, Hôtel Best Western, Drummondville.
- Charbonneau, H., M. Hébert et A. Jaouich. 2000. Portrait de la valorisation agricole des MRF au Québec. Partie 1 : Aspects quantitatifs. *Vecteur Environnement.* 33(6) : 30-32, 41-51.
- Charbonneau, H., M. Hébert et A. Jaouich. 2001. Portrait de la valorisation agricole des MRF au Québec. Partie 2 : Contenu en éléments fertilisants et qualité environnementale. *Vecteur Environnement.* 34(1) : 56-60.
- Chassé, R., M. Hébert et S. Delbean. 2003. Toxicological characterisation of fertilizing residuals for the development of quality criteria. Dans « Proceedings of the 2nd Canadian Organic Residuals Recycling Conference ». Tenue à Penticton, C.-B., les 24 et 25 avril 2003, p. 169-180.
- Clément, M.-F. 1996. Stratégie ou démarches pour une valorisation optimale des engrais de ferme. Dans : Colloque sur la fertilisation intégrée des sols. Centre de référence en agriculture et agro-alimentaire du Québec. p. 139-152.
- Clément, M.F. et A. N'Dayegamiye. 2003. Estimation de la contribution en azote de la matière organique du sol. Dans « CRAAQ, 2003. Guide de référence en fertilisation », section 2.2.4. Centre de Référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, 1<sup>ère</sup> édition.
- Cormier, E. et R. Dauphin. 1998. Minéralisation de l'azote après un épandage d'automne de résidus primaires et secondaires de papeteries. *Fertival inc.*
- CRAAQ, 2003. Guide de référence en fertilisation. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, 1<sup>ère</sup> édition.
- Désilets, L. 2003. Qu'advient-il des boues de traitement des papeteries ? *Vecteur Environnement* 36(1) : 47-53.
- Envir-Eau. 2001. Modélisation actualisée, Entreposage au champ d'amas de biosolides non couverts, version finale. Préparé pour l'Association des industries forestières du Québec et le ministère de l'Environnement du Québec, par Envir-Eau, QB475, 54 p. et annexes.
- Environnement Canada, 1984. Normales climatiques au Canada. Volume 9 – Température du sol, évaporation à la surface des lacs ... 1951-1980. Service de l'environnement atmosphérique.
- Forcier, F. 2002. Biosolides et bioaérosols : état de la situation. *Vecteur Environnement.* 35(5) : 21-31.
- Fortin, S.H. 2000. Rapport préliminaire d'enquête sur les problèmes de santé secondaires à l'entreposage de boues d'abattoir en zone rurale à Saint-Didace. Direction de santé publique de Lanaudière.
- Gagnon, B. 2004. Détermination en incubation contrôlée de la disponibilité des éléments nutritifs des composts produits à la ferme. *Agrosol* 15(1) : 10-17.
- Gagnon, B., N. Ziadi et J. Lafont, 2004. Valorisation des boues mixtes de papeteries en grandes cultures et en productions horticoles : leur impact sur le rendement, les propriétés du sol et l'environnement. *Agriculture et agroalimentaire Canada. Agrosol* 15 (1) : 4-9.
- Gagnon, B., R. Simard et R. Robitaille. 1997. Impacts de l'utilisation de différents types de composts agricoles et commerciaux sur la plante, le sol et l'eau. Colloque sur l'agriculture durable : un virage bien amorcé. Saint-Hyacinthe, 26 novembre 1997.
- Gangbazo, G., D. Couillard, A.R. Pesant et D. Cluis. 1993. Effets du lisier de porc sur la charge d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement sous des pluies simulées. *Canadian Agricultural Engineering.* 35(2) : 97-103.
- Gangbazo, G., A.R. Pesant, D. Cluis, D. Couillard et G.M. Barnett. 1995. Winter and early spring losses of nitrogen following late fall application of hog manure. *Canadian Agricultural Engineering.* 37(2): 73-79.
- Gangbazo, G., A.R. Pesant et G.M. Barnett, 1997. Effets de l'épandage des engrais minéraux et de grandes quantités de lisier de porc sur l'eau, le sol et les cultures. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec.
- Gangbazo, G., G.M. Barnett, A.R. Pesant et D. Cluis. 1999. Disposing hog manure on inorganically fertilized corn and forage fields in south-eastern Quebec. *Canadian Agricultural Engineering.* 41(1): 1-12.
- 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., D. Cluis et E. Buon. 2002. Transport des sédiments en suspension et du phosphore dans un bassin versant agricole. *Vecteur Environnement*. 35(1) : 43-53.
- Gangbazo, G., D. Cluis et E. Buon. 2003. Comportement de l'azote dans une rivière drainant un bassin versant agricole excessivement fertilisé. *Vecteur Environnement*. 36(1) : 58-67.
- Giroux, M., A.R. Michaud, C. Côté, N. Ziadi, S.P. Guertin et S. Quessy. 2003. Stratégies de réduction à la ferme des risques environnementaux liés à la fertilisation avec des engrais de ferme. Dans « La gestion des engrais organiques dans les régions de fortes concentrations animales ». Colloque en agroenvironnement. IRDA, novembre 2003. p. 73-99.
- Giroux, M., L. Deschênes et R. Chassé. 2004. Bilan de transfert des éléments traces métalliques dans une prairie et un champ de maïs-grain fertilisés avec des engrais minéraux et des engrais de ferme. *Cahiers de l'Observatoire de la qualité des sols*. IRDA.
- Groeneveld, E. et M. Hébert. 2002. Perceptions d'odeur des matières résiduelles fertilisantes en comparaison avec les engrais de ferme. *Vecteur Environnement*. 35(3) : 22-26 [http://www.menv.gouv.qc.ca/chronique/2002/avril-juin/020523\\_mrf.htm](http://www.menv.gouv.qc.ca/chronique/2002/avril-juin/020523_mrf.htm)
- Groeneveld, E. et M. Hébert. 2003. MRF - respect des critères d'utilisation sur les fermes. *Vecteur Environnement*. 36(5) : 48-55. <http://www.MENV.gouv.qc.ca/matieres/articles/index.htm>
- Guay, I. et al. 2002. Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Ministère de l'Environnement du Québec. [http://www.MENV.gouv.qc.ca/eau/criteres\\_eau/index.htm](http://www.MENV.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm)
- Hébert, M. 1998. Contamination des sols agricoles du Québec par les éléments traces. Situation actuelle et perspectives. *Agrosol* 10(2) : 87-95.
- Hébert, M. 2003. Teneurs limites en cadmium, dioxines et furannes des MRF – position du MDDEP. *Vecteur Environnement*. 36(4) : 80-81.
- Hébert, M., V. Rioux et E. Gagnon. 2002. Contrôle de qualité indépendant des MRF par le MDDEP - Partie 1. *Vecteur Environnement*. 35(5) : 33-37.
- Hébert, M., V. Rioux et E. Gagnon. 2003. Contrôle de qualité indépendant des MRF par le MDDEP - Partie 2 : pathogènes et paramètres agronomiques. *Vecteur Environnement*. 36(1) : 34-40.
- Hébert, M. et G. Gagné. 2003. Composts et matières résiduelles fertilisantes – aspects agronomiques. In : *Guide de référence en fertilisation*. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, 1<sup>ère</sup> édition.
- Kodsi, E. et M. S. Cournoyer. 1992. Chaulage et valorisation agricole de boues d'abattoirs - Étude de faisabilité. Rapport final, préparé pour le ministère de l'Environnement du Québec, Environnement Canada (Centre Saint-Laurent) et Abattoir Bienvenue (Olymel), par Urgel Delisle & Associés, Rapport 2250-02, 93 p. et annexes.
- Larocque, M., M. Patoine, O. Banton, N. Rousseau et P. Lafrance. 2002. Quantification des pertes de phosphore en milieu agricole – Outil LoPhos. *Vecteur Environnement*. 35(5) : 43-56.
- Machrafi, Y., J. Wamegni, F.-P. Chalifour, G. D. Leroux, G. Tremblay et C. J. Beauchamp. 2003. Use of de-inking paper sludge for sustainable corn and soybean Production. Dans « Proceedings of the 2<sup>nd</sup> Canadian Organic Residuals Recycling Conference ». Tenue à Penticton, C.-B., les 24 et 25 avril 2003, p. 300-312.
- Majdoub, R., C. Côté et M. Duchemin. 2004. Risques de contamination microbiologique des eaux souterraines et mesures préventives à adopter. *Vecteur Environnement*. 3(2) : 61-66.
- MAPAQ, MDDEP, UPA, MSSS et MAM, 1998. Rapport au groupe de travail interministériel relatif à l'interdiction d'épandre des fumiers après le 1<sup>er</sup> octobre. Document de travail. Groupe technique sur la date limite d'épandage du 1<sup>er</sup> octobre. 8 mai 1998.
- MDDEP. 2002. Questions et réponses sur la valorisation agricole des matières résiduelles fertilisantes. [http://www.MENV.gouv.qc.ca/matieres/mat\\_res/fertilisantes/faq.htm](http://www.MENV.gouv.qc.ca/matieres/mat_res/fertilisantes/faq.htm)
- MDDEP. 2003. Synthèse des informations environnementales disponibles en matière agricole au Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. [http://www.MENV.gouv.qc.ca/milieu\\_agri/agricole/synthese-info/index.htm](http://www.MENV.gouv.qc.ca/milieu_agri/agricole/synthese-info/index.htm)
- MDDEP. 2004. Guide sur la valorisation des matières résiduelles fertilisantes. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. [http://www.MENV.gouv.qc.ca/matieres/mat\\_res/fertilisantes/critere/index.htm](http://www.MENV.gouv.qc.ca/matieres/mat_res/fertilisantes/critere/index.htm)
- N'Dayegamiye, A., S. Huard et Y. Thibault. 2001. Valeur fertilisante des boues mixtes de papetières (biosolides) dans des sols cultivés en maïs-grain, soya et orge. *IRDA. Agrosol* 12(1) : 25-34.
- N'Dayegamiye, A., M. Giroux et R. Royer. 2004a. Épandages d'automne et de printemps de divers fumiers et boues mixtes de papetières : coefficients d'efficacité et nitrates dans le sol. *Agrosol* 15 (2) : 97-106.
- N'Dayegamiye, A. Drapeau, S. Huard et Y. Thibault. 2004b. Intégration de boues mixtes et de fumiers dans des rotations de cultures : réponse des cultures et interactions avec les propriétés du sol. *Agrosol* 15(2) : 83-90.

- National Academy Of Sciences . 2002. Biosolids applied to land : Advancing standards and practices. Prepublication copy. Committee on toxicants and pathogens in biosolids applied to land. Board on environmental studies and toxicology; Division on Earth and Life Studies. National Research Council. National Academy Press, Washington D.C., 266 p.
- Nicolardot, B., V. Parnaudeau, S. Guénermont et al. 2003. Disponibilité en azote des effluents urbains, agro-industriels et issus d'élevage. Dans « Agriculture et épandage de déchets urbains et agro-industriels ». Dossier de l'environnement de l'IRDA no 25. p. 15-26.
- OAQ. 2004. Ligne directrice de l'Ordre des agronomes du Québec (OAQ) sur la gestion des matières fertilisantes. Ordre des agronomes du Québec. [http://www.oaq.qc.ca/Lignes\\_Grilles\\_Avis/Ligne\\_gestion\\_matières\\_fertilisantes.pdf](http://www.oaq.qc.ca/Lignes_Grilles_Avis/Ligne_gestion_matières_fertilisantes.pdf)
- Potvin, D. 2003. Compostage au Québec - Enquête 2002. 4<sup>e</sup> Colloque québécois sur la gestion des matières résiduelles, 21-22 octobre 2003, Saint-Hyacinthe, Québec. Association québécoise des industriels du compostage.
- Pouliot, M.-A., R. Landry et J. Vigneux. 1998. Épandage automnal de boues primaires et secondaires de papetières. GSI Environnement.
- Québec. 2000. Politique québécoise de gestion des matières résiduelles 1998-2008. Gazette officielle du Québec, partie I, n° 39, 30 septembre 2000, 132<sup>e</sup> année, p. 968 - 974.
- Québec. 2004. Étude sur la qualité de l'eau potable dans sept bassins versants en surplus de fumier et impacts potentiels sur la santé - Résultats et plan d'action. Communiqué de presse <http://www.MENV.gouv.qc.ca/Infuseur/communiquer.asp?no=644>
- Québec. 2004a. Règlement sur les exploitations agricoles. [http://www.MENV.gouv.qc.ca/publications/lois\\_reglem.htm](http://www.MENV.gouv.qc.ca/publications/lois_reglem.htm)
- Québec. 2002b. Règlement sur le captage des eaux souterraines.
- Québec. 2003. Loi sur la qualité de l'environnement, L.R.Q., c. Q-2.
- Rioux, V. 2002. Contrôle de la qualité des matières résiduelles fertilisantes (MRF) valorisées en agriculture. Essai présenté à la Faculté des sciences en vue de l'obtention du grade de maître en environnement. Université de Sherbrooke. Mars 2002. 102 p.
- Rochette, P. 2004. Les sources agricoles de gaz à effet de serre (GES) au Canada. Agriculture et agro-alimentaire Canada, Sainte-Foy.
- Rochette, P., M.H. Chantigny, D.A. Angers, N. Bertrand et D. Côté. 2001. Ammonia-volatilisation and soil nitrogen dynamics following fall application of pig slurry on canola crop residues. Canadian Journal of Soil Science, p. 515-523.
- Rochette, P., D.A. Angers, M.H. Chantigny, N. Bertrand and D. Côté. 2004a. Carbon dioxide and nitrous emissions following fall and spring applications of pig slurry to an agricultural soil. Soil Science Society of America Journal. 68: 1410-1420.
- Rochette, P., M. Chantigny, D. Angers et A. Vanasse. 2004b. Gestion de l'azote des fumiers : comment réduire les pertes ? Agriculture et agro-alimentaire Canada. Sainte-Foy.
- Seydoux, S., D. Côté et M. Grenier. 2004. Caractérisation des volumes et des concentrations en éléments fertilisants des déjections animales liquides en Chaudière-Appalaches. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement.
- Simard, A., 2004. Portrait global de la qualité de l'eau des principales rivières du Québec. Site web du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec [www.menv.gouv.qc.ca/eau/sys-image/global/index](http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/sys-image/global/index)
- Smith, E. 2005. Ontario's approach to biosolids. In : First Canadian national wastewater forum. Montreal, April 3-5. Canadian water and wastewater association.
- Thériault, G. 2001. Épandage non conforme de matières résiduelles fertilisantes dans la région du Pontiac, Direction de la santé publique de l'Outaouais.
- Topp, E. et A. Scott. 2003. Persistence of pathogenic and indicator bacteria in agricultural soils. Dans « Proceedings of the 2<sup>nd</sup> Canadian Organic Residuals Recycling Conference ». Tenue à Penticton, C.-B., les 24 et 25 avril 2003, p. 313-322.
- Tran, T.S., M. Giroux et A. N'Dayegamiye. 1992. Utilisation rationnelle des fumures azotées minérales : aspects agronomiques et environnementaux. Agrosol 5(2) : 18-24.
- Tran, T.S., D. Isfan, F. Chalifour, A. Mailloux et S.P. Guertin. 1996. Utilisation rationnelle de l'azote en agriculture. Dans « Colloque sur la fertilisation intégrée des sols ». Mercredi, 24 janvier 1996. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, p. 19-47.
- Trudelle, M., M-F. Clément, M. Lavoie et D. Côté. 1996. Engrais et amendements organiques. Dans « Colloque sur la fertilisation intégrée des sols ». Mercredi, 24 janvier 1996. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec. p. 135-160.
- Unc, A., M.J. Goss et S. Springthorpe. 2003. Factors important for the transport and survival of microbes from materials (manure/biosolids) applied to land. Dans « Proceedings of the 2<sup>nd</sup> Canadian Organic Residuals Recycling Conference ». Tenue à Penticton, C.-B., les 24 et 25 avril 2003, p. 181-199.
- USEPA. 1999. Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge (including domestic septage) Under 40 CFR Part 503. Environmental regulations and technology. EPA/625/R-92/013, décembre 1992, révisé en octobre 1999, 154 p.

Van Coillie, R. et M. Laquerre. 2003. Critères de qualité et risques du cadmium, des dioxines et furannes chlorés des matières résiduelles fertilisantes au Québec. *Vecteur Environnement*. 36 (1) : 22-33.

Van Ham, M. et C. Henry. 1995. Carey island nitrogen leaching study. Unpublished report to Greater Vancouver Regional District, Vancouver, B.C., Canada.

Watt, S. 2001. Étude comparative des effets de différents résidus organiques sur les propriétés physico-chimiques et biologiques reliées à la qualité des sols. Mémoire de maîtrise. Université Laval.

# Fluctuations saisonnières des populations de lépidoptères dans les plantations de choux, de brocolis et autres crucifères au Québec

G. Mailloux<sup>1</sup>

**Résumé,** G. Mailloux<sup>1</sup>. **Fluctuations saisonnières des populations de lépidoptères dans les plantations de choux, de brocolis et autres crucifères au Québec.** *Agrosol*. 16 (1) : 79-90. Les fluctuations saisonnières des densités de populations de la piéride du chou *Artogeia (Pieris) rapae* (L.) et de la fausse-teigne des crucifères *Plutella xylostella* (L.) sont illustrées dans des champs de crucifères du sud de la province de Québec (Canada). L'étude a été effectuée dans des champs de choux verts *Brassica oleracea* L. (groupe *Capitata*), de brocolis *Brassica oleracea* L. (groupe *Italica*), de collards *Brassica oleracea* L. (groupe *Viridis*), de barbarée vulgaire *Barbarea vulgaris* R. Br., de julienne des dames *Hesperis matronalis* L. et de moutarde indienne *Brassica juncea* (L.) Czern. & Coss. Il existe un énorme chevauchement saisonnier entre les diverses générations annuelles de *A. rapae* et de *P. xylostella*. Lorsque les traitements sont effectués suivant un seuil d'intervention de 57 % de plants infestés par des larves, le recours aux sommations thermiques permet de déterminer les périodes optimales de dépistage. Ces périodes correspondent aux sommations de 697, 888 et de 1161 degrés-jours pour les plantations de choux. Des bords de champs semés en collards et non traités aux insecticides chimiques, attirent les adultes de *P. xylostella* où les populations s'y concentrent. La barbarée vulgaire et la julienne des dames peuvent servir de plantes pièges, en attirant les premiers adultes immigrants de *P. xylostella* au printemps et en réprimant par la suite par antibiose les jeunes larves peu de temps après leur éclosion. Plus tard en saison, la moutarde indienne exerce un effet très attractif sur les adultes de *P. xylostella*, qui la préfèrent aux choux et aux brocolis. Le champ de moutarde doit ensuite être détruit si la population prend une ampleur menaçante.

**Mots clés :** *Artogeia (Pieris) rapae*, *Plutella xylostella*, chou, brocoli, collard, *Barbarea vulgaris*, *Hesperis matronalis*, *Brassica juncea*.

**Abstract,** G. Mailloux<sup>1</sup>. **Seasonal population fluctuations of Lepidoptera in cabbage, broccoli and other cruciferous fields in Quebec.** *Agrosol*. 16 (1): 79-98. Seasonal abundance of imported cabbageworm *Artogeia (Pieris) rapae* (L.), and of diamondback moth *Plutella xylostella* (L.), are presented from various cruciferous fields of southern Quebec (Canada). The fields studied were of summer green cabbage *Brassica oleracea* L. (*Capitata* group), of broccoli *Brassica oleracea* L. (*Italica* group), of collard *Brassica oleracea* L. (*Viridis* group), of yellow rocket *Barbarea vulgaris* R. Br., of dames rocket *Hesperis matronalis* L., and of indian mustard *Brassica juncea* (L.) Czern. & Coss. An extensive seasonal overlapping exists between the different yearly intergenerations of *A. rapae* and of *P. xylostella*. If insecticides treatments are applied according to an action threshold of 57% of plants infested with one or more larvae, thermal summations could be used to determine the proper sampling time. These crucial periods correspond to the summations of 697, 888 and 1161 degree days, in cabbage plantations. Collard greens could be sowed in the peripheries of cabbage and broccoli fields in the spring, to act as a trap crop to manage the diamondback moth. The first spring immigrants of *P. xylostella* could be attracted in fields of yellow rocket and of dames rocket. These plants have an antibiosis effect on the young diamondback larvae. Later during the year *P. xylostella* adults could be attracted to field of Indian mustard, which is preferred to cabbage and broccoli. The mustard field could then be destroyed later on, if population densities growth at epidemic level.

**Key words:** *Artogeia (Pieris) rapae*, *Plutella xylostella*, cabbage, broccoli, collard, *Barbarea vulgaris*, *Hesperis matronalis*, *Brassica juncea*.

1. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA), 3300, rue Sicotte, C. P. 480, Saint-Hyacinthe (Québec), J2S 7B8, Canada  
Auteur pour la correspondance : Courriel : gerardmailloux@yahoo.ca

## Introduction

La piéride du chou *Artogeia (Pieris) rapae* (L.) et la fausse-teigne des crucifères *Plutella xylostella* (L.) sont les deux principaux lépidoptères ravageurs des crucifères au Québec. Les superficies actuellement cultivées en choux et en brocolis au Québec, sont approximativement de l'ordre de 2250 et de 1375 ha respectivement (Fiche d'enregistrement 2000). La défoliation par les larves de ces deux espèces peut réduire la valeur marchande des têtes de choux et de brocolis et abaisser les rendements en poids. Les plants de choux et de brocolis sont vulnérables à ces insectes à tous les stades de développement, de la transplantation à la maturité.

Plusieurs études ont porté sur les fluctuations saisonnières et les dommages engendrés par ces espèces de lépidoptères dans différentes régions géographiques (Smith et Brubaker 1938, Reid et Bare 1952, Harcourt *et al.* 1955, Wilson 1957, Oatman et Platner 1969, Chalfant *et al.* 1979, Hamilton 1979, Butt et McEwen 1981, Andaloro *et al.* 1982, Sivapragasam *et al.* 1988, Lasota et Kok 1989, Maltais *et al.* 1998). Ces études, absentes du Québec, indiquent que la composition des espèces et leur importance relative varient grandement d'une région à une autre. Par exemple, au cours de la présente étude effectuée au sud du Québec, la fausse-arpenteuse du chou *Trichoplusia ni* (Hübner) a été généralement absente ou très peu abondante, alors qu'elle est un ravageur important en Ontario et aux États-Unis (Shorey *et al.* 1962, Elsey et Rabb 1967, Harcourt 1963a).

Pour réprimer rationnellement les populations de lépidoptères au sud du Québec, il est nécessaire de bien comprendre la phénologie et la distribution saisonnière des divers stades de développement de ces ravageurs dans notre région. Butt et McEwen (1981) et Baker *et al.* (1982) ont décrit l'abondance saisonnière de *P. xylostella* en relation avec la température. Ils ont utilisé un seuil de développement de 7,3 °C, tel que rapporté par Harcourt (1954) et une sommation thermique égale à 283 degrés-jours pour

compléter une génération. De telles informations ne sont pas disponibles pour la piéride du chou.

*P. xylostella* est le ravageur le plus destructif des crucifères au monde, occasionnant des coûts annuels de répression évalués à 1 milliard de dollars U.S. (Talekar et Shelton 1993). Cet insecte a de plus développé une résistance à tous les insecticides chimiques ainsi qu'au *Bacillus thuringiensis* (Shelton *et al.* 1993, Tabashnik *et al.* 1990). Au Québec, le statut économique de ce ravageur pourrait cependant être substantiellement différent, étant donné qu'il n'hiverne pas sous notre latitude. Les effectifs de population meurent durant l'hiver au Québec et de nouveaux individus nous proviennent annuellement du centre et du sud des États-Unis (Harcourt 1957). Les densités de populations dans les plantations de crucifères du Québec, sont par conséquent inférieures à ce qui peut être observé en Asie ou chez nos voisins du sud.

Au Québec, les pratiques phytosanitaires actuelles ne permettent pas une approche où le contrôle des larves de lépidoptères pourrait opérer de manière naturelle dans les plantations commerciales. Certaines pratiques culturales pourraient cependant s'avérer être environnementalement saines et efficaces pour contrôler les lépidoptères dans les plantations de crucifères. Ainsi, Mitchell *et al.* (1997) ont démontré l'effet positif du collard sur la dynamique des populations de la fausse-teigne des crucifères dans les plantations de choux de la Floride (É.-U.) et son effet favorable sur la survie et la multiplication des parasitoïdes de ce ravageur.

Les objectifs de la présente étude sont d'illustrer pour le Québec les fluctuations saisonnières des populations de lépidoptères dans les plantations de choux et de brocolis traités et non traités avec des insecticides et de vérifier la valeur potentielle de diverses espèces de plantes compagnes susceptibles d'être utiles pour mieux contrôler ces ravageurs.

## Matériel et méthodes

### Fluctuations saisonnières des populations dans des plantations de choux et de brocolis

L'étude a été conduite à la ferme du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) à L'Assomption (région de Montréal) au cours des années 1981 à 1988 inclusivement et à Saint-Augustin (près de la ville de Québec) de 1981 à 1984. Une variété automnale de choux cv «Storage Green» a été utilisée et les transplants ont été mis en terre vers la mi-mai à L'Assomption et au début de juin à Saint-Augustin.

À L'Assomption de 1981 à 1983 et à toutes les années à Saint-Augustin, le champ expérimental était constitué de 37 rangées de 130 plants espacés de 45 cm. La distance entre les rangées était de 1 m. À L'Assomption, au cours de l'année 1983, un deuxième champ de même dimension a aussi été transplanté 15 jours plus tard, tandis qu'en 1985 le cultivar de mi-saison «Gourmet» a été utilisé conjointement pour une deuxième série d'observations. La transplantation des plants du cv «Gourmet» a également été faite à la mi-mai.

À L'Assomption de 1984 à 1988, chaque parcelle était composée de 8 rangées de 12 m de longueur, avec un espace de 45 cm entre les plants et de 1 m entre les rangs. Les parcelles étaient séparées les unes des autres par une aire de sol nu de 4 m de largeur. Au cours de ces années, les traitements, répétés 4 fois en un dispositif expérimental complètement aléatoire, ont consisté en un témoin non traité, un témoin traité hebdomadairement à l'insecticide et des traitements effectués selon 2 seuils d'intervention, basés sur la moyenne de toutes les répétitions, soit 57 et 87 % de plants de choux infestés avec une ou plusieurs larves de *A. rapae* ou de *P. xylostella*. L'insecticide utilisé a été la perméthrine (Ambush<sup>®</sup> 500EC) au taux de 140 mL dans 750 L d'eau par ha. Le nonylphenoxy polyéthoxy ou Agral<sup>®</sup>90 a été utilisé

à raison de 300 mL par 1000 L de solution insecticide en tant que surfactant. L'insecticide perméthrine a été appliqué au moyen d'un tracteur portant 4 rampes d'arrosage munies de buses produisant 1200 kPa de pression.

Les dommages occasionnés aux plants de choux par les larves de *A. rapae* et de *P. xylostella*, ont été estimés lors de la récolte effectuée durant la deuxième semaine d'octobre, au cours des années 1984 à 1988. Pour chaque traitement, entre 100 et 200 plants ont été évalués en regard de leur valeur marchande. Les plants classés pour le marché frais ne devaient présenter aucun dommage sur leur tête et avoir au maximum entre 2 et 5 % de leur surface foliaire dévorée. Les plants catalogués pour la transformation, ne devaient avoir que de faibles dommages sur leur tête et présenter au maximum entre 6 et 10 % de défoliation. Dans tous les cas, aucune partie d'insecte ou de saleté d'insectes ne devait être présente sur la tête ou sur les feuilles enveloppantes. Les pourcentages des plants de choux destinés au marché frais ou à la transformation ont été évalués et leurs intervalles de confiance de 95 % estimés au moyen de la méthode de Bailey (1980) (équation 6) adaptée au calcul des intervalles de confiance simultanés pour des échantillons de grande taille.

Les densités de populations des œufs, des larves et des chrysalides de *A. rapae*, ainsi que des larves et des pupes de *P. xylostella*, ont été déterminées 2 à 3 fois par semaine, en sélectionnant au hasard 100 plants à l'intérieur des champs non traités de L'Assomption (1981-1984) et de Saint-Augustin. Chacun de ces plants a été observé pour y déceler la présence ou l'absence des différents stades de développement des deux espèces de lépidoptères. À L'Assomption, au cours des années 1984 à 1988, 25 plants ont été observés, sur les 6 rangées centrales de chacune des parcelles.

Comme le premier stade larvaire de *P. xylostella* vit en mineuse dans le parenchyme foliaire, seuls les stades 2 à 4, qui vivent sur la surface des feuilles, ont été

recensés. À L'Assomption, l'échantillonnage a débuté à la transplantation et s'est terminé lors de la récolte (à la deuxième semaine d'octobre), alors qu'à Saint-Augustin, l'échantillonnage s'est étalé du début de juin à la fin de septembre.

Le champ de choux de L'Assomption (1981-1988) était adjacent à un autre champ cultivé d'une mauvaise herbe, la barbarée vulgaire *Barbarea vulgaris* R. Br. de 0,4 ha, où les adultes de *A. rapae* y ont échantillonnés durant la période qui précédait la transplantation des choux au printemps.

Le nombre maximum d'adultes de *A. rapae* voltigeant au-dessus des champs de barbarée ou de choux, a été observé entre 11h30 et midi lors de journées ensoleillées, durant 5 périodes de 5 minutes chacune. Les densités de populations sont reportées sous la forme du nombre d'adultes par 100 plants de barbarée vulgaire ou de chou. Le dépistage des adultes de *P. xylostella* a été effectué au moyen de 10 pièges à phéromone de type Pherocon 1C, placés à une hauteur de 0,3 m au-dessus de la végétation. Un ruban de caoutchouc placé à l'intérieur du piège, a été imprégné de 100 µg de phéromone (Chisholm *et al.* 1979). Les rubans ont été remplacés à toutes les 3 à 4 semaines, alors que les bases et les toits des pièges l'ont été à tous les quinze jours.

La température de l'air à chaque localité a été enregistrée du premier avril à la fin du mois d'octobre, à l'intérieur d'abris météorologiques standards placés sur chaque site d'expérimentation, à quelque 50 m de distance des parcelles. La méthode de sommation thermique de Baskerville et Emin (1969), qui permet l'addition des degrés-jours lorsque la température maximale mais non la température moyenne est au-dessus du seuil de développement thermique, a été utilisée pour le calcul des degrés-jours à partir du premier avril. Un seuil de développement thermique de 7,3 °C, a été rapporté par Harcourt (1954) et utilisé avec succès par Butt et McEwen (1981) ainsi que par Baker *et al.* (1982), pour dépister les populations de *P. xylostella*

en Ontario et dans l'état de New York respectivement. Selon Harcourt (communication personnelle), le seuil de développement thermique des œufs, des larves et des chrysalides de *A. rapae* est respectivement égal à 8,3, 7,2 et 6,1 °C avec une moyenne de 7,3 °C pour le développement total. Ces chiffres sont semblables à ceux rapportés par Mugeridge (1942), c'est-à-dire 8,4, 6,0 et 7,0 °C pour les œufs, les larves et les chrysalides de *A. rapae*, respectivement. En utilisant les données de Tatchell (1981), le seuil de développement pour les larves de *A. rapae* serait égal à 7,6 °C ± 0,9 (erreur type). Selon ces différents rapports, le seuil de développement thermique utilisé dans cette étude a été de 7 °C avec une limite supérieure de 35 °C pour les deux espèces de lépidoptères.

Afin de résumer le plus succinctement possible les fluctuations saisonnières de *A. rapae* et de *P. xylostella*, les données de toutes les années d'observation ont été réunies, puis lissées pour chaque stade ontogénique, à l'aide de la procédure «lowess (Locally Weighted regression Scatter plot Smoothing)» de SYGRAPH (Wilkinson 1990). Pour mieux détecter les variations d'abondances saisonnières, une portion aussi petite que possible des divers points d'observation a été utilisée séquentiellement pour dériver les courbes lissées. La logique de cette méthode d'analyse statistique est expliquée et illustrée en détail par Chambers *et al.* (1983).

Le stade de développement phénologique des plants de choux a été déterminé suivant les descriptions de Andaloro *et al.* (1983), lors de chaque date d'échantillonnage au cours des années 1984 à 1988.

### **Fluctuations saisonnières des populations dans des plantations de diverses plantes compagnes**

L'étude a été effectuée sur la ferme du MAPAQ à Saint-Bruno-de-Montarville, au cours des années 2000 et 2001, où les densités de populations des adultes et des larves de *P. xylostella* et de *A. rapae* ont été estimées tout au long de la saison de

végétation, dans des parcelles de trois espèces de crucifères Brassicaceae, soit la barbarée vulgaire [yellow rocket] *Barbarea vulgaris* R. Br., la julienne des dames [dames rocket] *Hesperis matronalis* L. et la moutarde indienne [Indian mustard] *Brassica juncea* (L.) Czern. & Coss.

Les parcelles de chacune des espèces végétales étaient adjacentes et avaient une superficie de 50 x 50 m. Les parcelles de *B. vulgaris* et de *H. matronalis* en étaient à leur deuxième et troisième année de culture au cours des années 2000 et 2001 respectivement, alors que celles de *B. juncea* ont été semées à la mi-mai à chaque année de l'étude. Chacune de ces parcelles a initialement été semée à la volée et de manière suffisamment dense pour prévenir la croissance indue des mauvaises herbes à l'intérieur des champs étudiés. Les densités de populations des larves et des adultes de lépidoptères, ont été estimées par frapage des plants au-dessus d'un filet fauchoir (45 cm de diamètre), en utilisant une palette de 35 cm carrés portée au bout d'un bâton de 1 m de longueur. À chaque période d'échantillonnage, 50 frappes ont été effectuées au hasard, à l'intérieur de chacune des parcelles.

Au cours de l'année 2000, l'effet du collard ou du chou cavalier cultivé en bordure de plantations de choux et de brocolis, a été étudié dans un champ expérimental situé à la ferme du MAPAQ à Saint-Bruno-de-Montarville (figure 1). Le 20 juin 2000, des semences de choux verts d'automne [green cabbage] *Brassica oleracea* L. (groupe *Capitata*)\* (Hyb. : Gédéon), de brocolis [broccoli] *Brassica oleracea* L. (groupe *Italica*)\* (Hyb. : Fine-Green syn. de Windsor), ainsi que de collards [collard] ou choux cavaliers *Brassica oleracea* L. (groupe *Viridis*) ont été semées avec un semoir Brillon, à une vitesse de 3 km/h. Des ouvertures du semoir ont été bouchées afin d'assurer une distance de 1 m entre les rangs. À la levée, les plants ont été

éclaircis à une distance de 0,23 m sur les rangs. Du trèfle rouge [red clover] *Trifolium pratense* L. var. Altaswede a été semé le 20 juin 2000, à l'aide d'un semoir Massey-Ferguson n° 33 (figure 1). Les aires semées en trèfle ne devraient pas affecter les densités de populations de *P. xylostella* dans les parcelles de choux et de brocolis (Asman *et al.* 2001). Comme le sol n'avait pas été analysé avant les semis, une dose de 900 kg/ha de 10-10-10 a été appliquée sur le sol juste avant d'effectuer les semis.

Afin de réprimer certains insectes, comme les larves de noctuidae dans le champ illustré à la figure 1, un traitement à la deltaméthrine (Decis®) a été effectué le 31 mai 2000 sur les mauvaises herbes de ce champ. Le traitement a été effectué en utilisant une dose de 400 ml/ha de deltaméthrine, avec une pression de 275 kPa, en utilisant 340 L d'eau par ha et suivant une vitesse de déplacement de 4,8 km/h. Le traitement insecticide a été effectué à l'aide d'un tracteur Allis-Chalmer, muni d'un pulvérisateur Hardi d'une largeur de rampe de 7 m.

Après les semis du 20 juin 2000, des plants de choux et de brocolis ont été traités au Décis® une fois par semaine, sur une rangée centrale d'une longueur de 50 m dans chacune des parcelles de 5 et de 20 rangs respectivement. Ces traitements insecticides ont été effectués manuellement, au moyen d'un vaporisateur Chapin. Ces plants ont été traités pour servir de témoins exempts d'insectes, au moment de l'évaluation des rendements lors de la récolte à l'automne.

Pour réprimer les mauvaises herbes, un traitement au glyphosate «Transor» Roundup® 360 g/L, a été appliqué le 5 juin 2000, à une dose de 5 L/ha, à l'aide d'un tracteur Allis-Chalmers, muni d'une rampe de 7 m portant des buses n° 8002. Le tracteur portait un pulvérisateur Hardi, avait une pression d'arrosage de 275 kPa et une vitesse de déplacement de 5,3 km/

hre. Par la suite, les mauvaises herbes du champ (figure 1), ont été réprimées par sarclage et désherbage manuels.

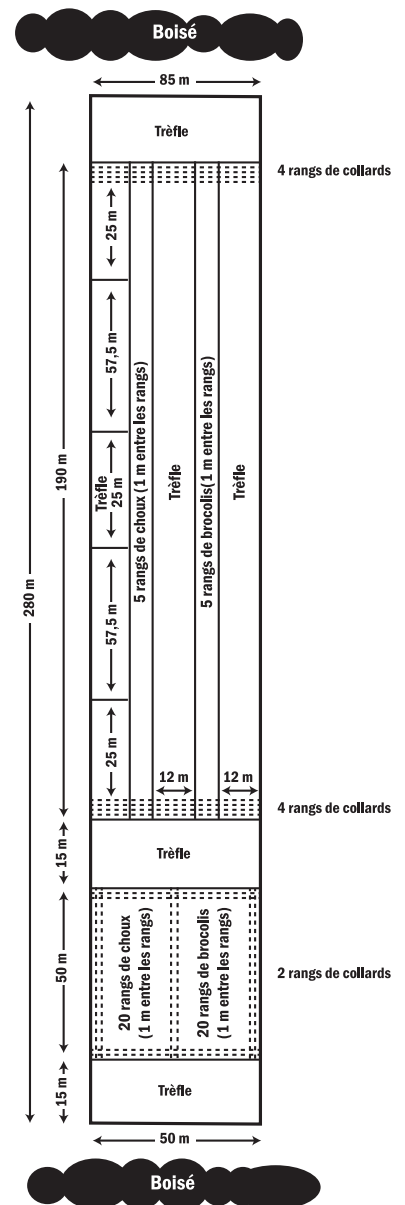


Figure 1. Plan du champ expérimental à Saint-Bruno-de-Montarville (Québec) en 2000, pour étudier l'effet du collard ou chou cavalier sur les populations de lépidoptères, lorsque cultivé en bordure de plantations de choux et de brocolis.

\* Afin d'éviter toute confusion, voici la liste des noms scientifiques des choux verts et du collard utilisés dans l'expérimentation :

Le chou vert, *Brassica oleracea* L. (groupe *Capitata*) est synonyme de : *Brassica oleracea* L. (groupe *cabbage*), *Brassica oleracea* L. convar. *capitata* (L.) Alef., *Brassica oleracea* L. var. *capitata* L.

Le collard ou chou cavalier *Brassica oleracea* L. (groupe *Viridis*) est synonyme de : *Brassica oleracea* L. var. *viridis* L., *Brassica oleracea* L. (groupe *Acephala*), *Brassica oleracea* L. convar. *Acephala* (DC.) Alef. Hyb. : Champion.

## Résultats et discussion

### Fluctuations saisonnières des populations

À L'Assomption, les premiers adultes printaniers de piéride du chou ont été observés à chaque année dans le champ de barbarée vulgaire au cours de la première semaine du mois de mai. Les œufs de *A. rapae* ont été observés à L'Assomption dès la transplantation des choux à la mi-mai. Les larves et les pupes apparaissaient respectivement à la fin mai et vers la mi-juin. Les adultes et les œufs de *A. rapae* pouvaient être observés à L'Assomption jusqu'au début d'octobre, alors que les larves et les pupes étaient présentes dans les champs jusqu'à la mi-octobre.

À L'Assomption, les populations d'adultes de *A. rapae* présentaient probablement quatre cycles annuels, avec une densité maximale qui survenait vers la mi-août (figure 2 A). À Saint-Augustin, les pics de populations saisonnières des adultes survenaient probablement une ou deux semaines plus tard (figure 2 E). Il est cependant impossible de séparer chacune des générations saisonnières, par simple observation des courbes de populations (figures 2 A et E), qui diffèrent énormément dans les deux régions.

Le chevauchement des différentes générations était remarquablement élevé pour les œufs et les larves de *A. rapae* (figures 2 B, C, F, G). Ce chevauchement s'accroissait progressivement, au point de ne présenter qu'une courbe unimodale au stade des chrysalides (figures 2 D et H). Il est vraisemblable que les larves de la dernière génération de la piéride du chou, migrent à l'extérieur des plantations de crucifères pour se chrysalider et hiverner. Ce type de migration a été établi en Virginie (É.-U.) par Lasota et Kok (1989). Au cours des différentes années d'observation, les maxima de population des œufs, larves et chrysalides de *A. rapae* sont survenus dans les plantations de choux au moment où les plants étaient respectivement au stade précédant la formation des têtes, à la

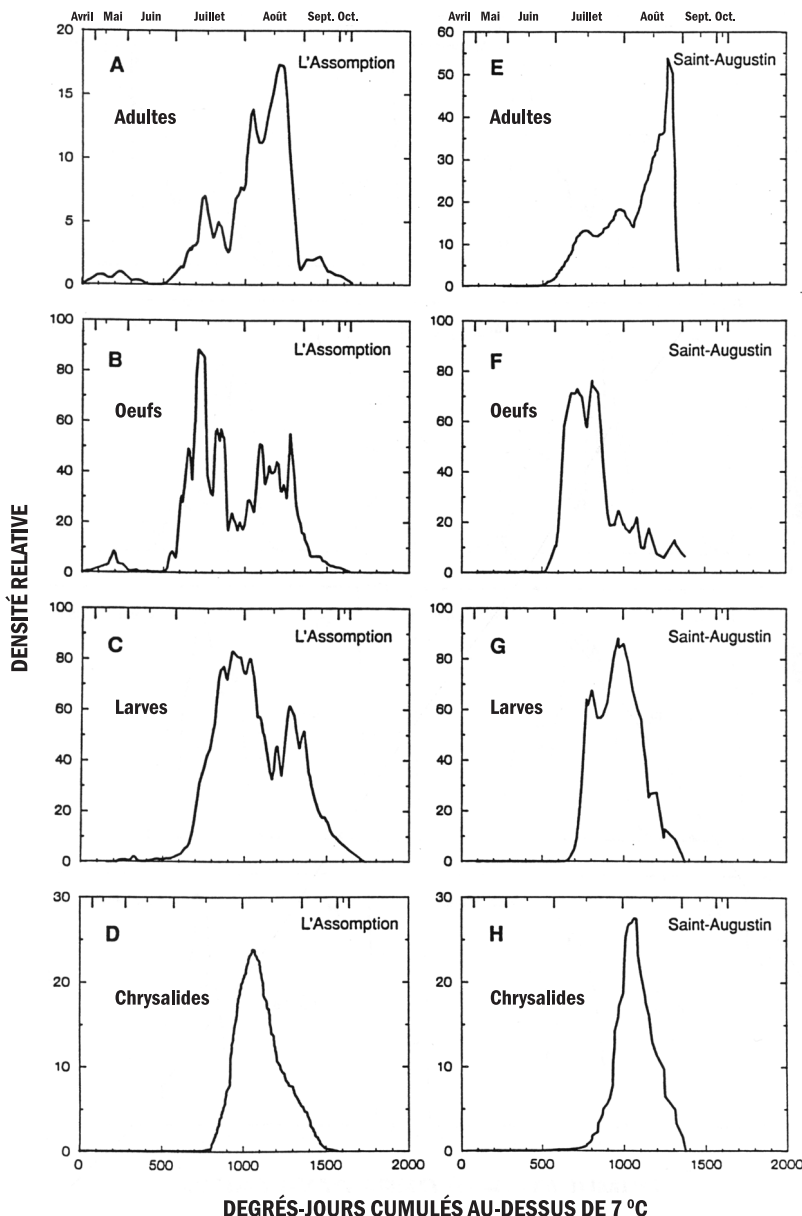
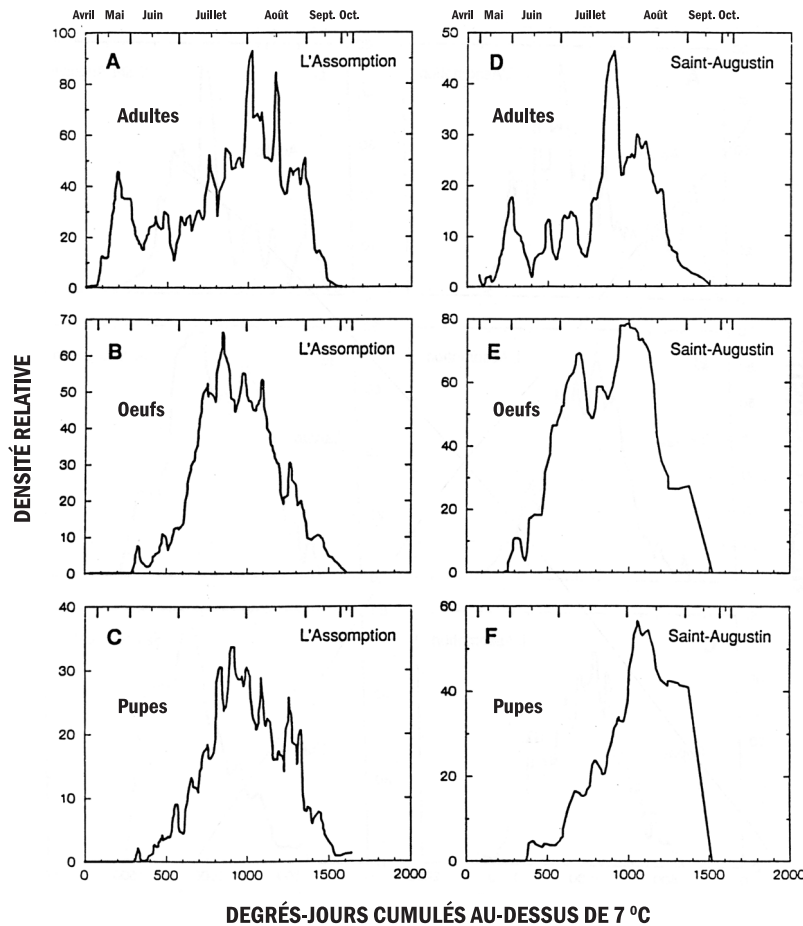


Figure 2. Fluctuations saisonnières des populations de la piéride du chou, *Artogeia (Pieris) rapae* (L.) dans des plantations de choux à L'Assomption (région de Montréal) et à Saint-Augustin (région de Québec).

formation des têtes et près de la maturation des plants.

Harcourt (1957) ainsi que Butt et McEwen (1981) ont démontré que la fausse-teigne des crucifères n'hiverné pas au sud de l'Ontario. À L'Assomption, les premiers adultes de *P. xylostella* ont été capturés dans les pièges à phéromones au cours des derniers jours d'avril. À L'Assomption comme à Saint-Augustin, les populations des adultes atteignaient

leur sommet au début du mois d'août. Les populations des adultes de *P. xylostella* présentaient probablement de 3 à 5 générations annuelles (figures 3 A et D). La variabilité des courbes de populations entre les deux localités est considérable. Le chevauchement entre les générations était extensif et il était impossible, par le seul examen des courbes de populations, de déterminer les sommets exacts des diverses générations, ainsi que le nombre de degrés-jours qui séparent



**Figure 3. Fluctuations saisonnières des populations de la fausse-teigne des crucifères, *Plutella xylostella* (L.) dans des plantations de choux à L'Assomption (région de Montréal) et à Saint-Augustin (région de Québec).**

chacune d'elles. Ce chevauchement entre générations s'accroît progressivement au stade des larves (figures 3 B et E) et des pupes (figures 3 C et F). Les stades phénologiques des plants de choux ne peuvent pas servir d'index valable pour déterminer les dates d'apparitions ou les sommets des densités de populations de ce ravageur.

Les fluctuations saisonnières des populations larvaires de *A. rapae* et de *P. xylostella* dans les plantations de choux traités au seuil de 57 % de plants infestés par des larves sont présentés aux figures 4 A et B. À la figure 4 C, la courbe de fluctuation des populations des plants infestés par l'une ou l'autre des deux espèces y est présentée pour le seuil d'intervention de 57 %. Les figures 4 D,

E et F se réfèrent aux courbes de populations correspondant aux parcelles traitées selon un seuil de 87 % de plants infestés. À partir de ces courbes, il est possible de déduire que les populations larvaires de *P. xylostella* influent de manière prépondérante dans la prise de décision pour le premier traitement insecticide annuel seulement. En effet, vers la mi-juillet à 697 degrés-jours, lors du premier traitement insecticide, les populations de *P. xylostella* sont beaucoup plus abondantes que celles de *A. rapae* dans les plantations de choux (figures 4 D et E). Par la suite, de la fin juillet jusqu'aux récoltes, les traitements insecticides sont dirigés presque exclusivement envers les larves de *A. rapae*, car les densités larvaires de *P. xylostella* demeurent faibles.

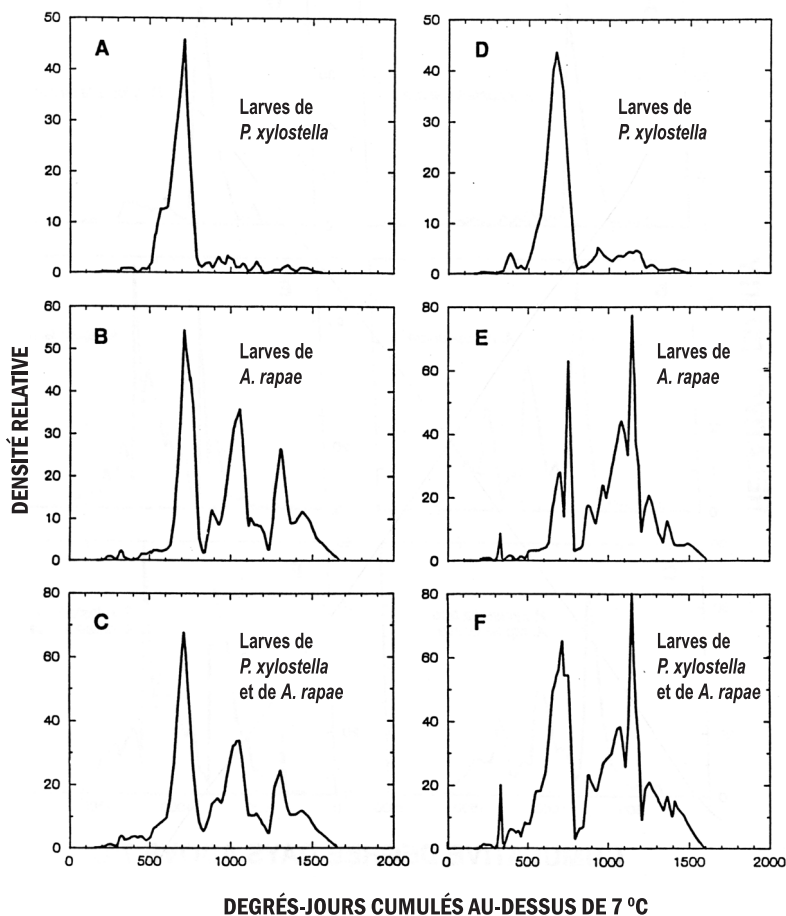
Lorsque les deux espèces de lépidoptères sont considérées simultanément lors des recensements et qu'un seuil de 57 % de plants infestés est utilisé pour l'application des traitements insecticides, seuls trois traitements insecticides annuels ont été nécessaires (figure 4 C). Ces traitements sont survenus respectivement aux sommations thermiques suivantes : 697, 888 et 1161 degrés-jours.

Avec un seuil d'intervention de 87 % de plants infestés par des larves de lépidoptères, il était nécessaire d'appliquer deux traitements insecticides annuellement (figure 4 F). Ces périodes de traitement se produisaient en moyenne à 771 et 1205 degrés-jours respectivement.

Pour chaque année d'observation, le pourcentage de plants de choux classés pour le marché frais, n'a pas différé significativement entre les parcelles traitées chaque semaine et celle traitées suivant un seuil d'intervention de 57 % de plants infestés de larves. Leurs intervalles de confiance de 95 % se sont chevauchés à chaque année. Ces pourcentages ont été en moyenne de 97 et 99 % pour l'ensemble des années d'observation.

Les champs traités suivant un seuil d'intervention de 87 % ont produit au cours des années, une moyenne de 93 % de plants vendables au marché frais, comparativement à 99 % en provenance des parcelles traitées hebdomadairement ( $P < 0,05$ ). Par ailleurs, dans les parcelles non traitées à l'insecticide, il y a eu seulement entre 2 et 41 % des plants de choux vendables pour le marché frais.

En guise de conclusion, il y a un énorme chevauchement saisonnier entre les diverses générations annuelles de *A. rapae* et de *P. xylostella* et une grande variabilité dans les courbes des fluctuations saisonnières des populations entre les deux régions étudiées, soit L'Assomption et Saint-Augustin. Cela indique qu'il n'est pas utile dans la pratique de se référer aux schémas des fluctuations des densités de populations des lépidoptères au cours d'années antérieures pour déterminer les dates propices aux traitements insecticides. Il n'est donc pas utile de pousser plus



Les champs des figures A,B et C ont été traités à l'insecticide perméthrine chaque fois que le pourcentage de plants infestés par une ou plusieurs larves de *Plutella xylostella* (L.) ou de *Artoeia (Pieris) rapae* (L.) a été égal ou supérieur à 57 %, alors que ceux des figures D, E et F ont été traités suivant un seuil d'intervention de 87 % de plants infestés.

**Figure 4. Fluctuations saisonnières des populations de la fausse-teigne des crucifères, *Plutella xylostella* (L.) et de la piéride du chou *Artoeia (Pieris) rapae* (L.) dans des plantations de choux à L'Assomption.**

loin l'analyse statistique des diverses courbes de fluctuation des populations. Seul le dépistage de chaque champ permettra de déterminer le statut effectif des populations et la nécessité ou non d'appliquer un traitement insecticide.

Cependant, si les traitements sont effectués suivant un seuil d'intervention de 57 % de plants infestés par des larves, le recours aux sommations thermiques permettra de déterminer les périodes optimales de dépistage. Ces périodes correspondent aux sommations de 697, 888 et de 1161 degrés-jours.

Parmi les divers facteurs susceptibles de générer d'importantes variations annuelles et géographiques des densités de populations, mentionnons : la présence ou l'absence aux environs des futures plantations de plantes hôtes, telles que la barbarée vulgaire, la julienne des dames, la moutarde; la distribution des plantes pollinifères dans les champs environnants (influençant le taux de fécondité des adultes); la sécheresse et les averses de pluie (agissant sur le niveau du taux de survie des jeunes larves et sur la fécondité des adultes) (Harcourt 1963b, Annamalai *et al.* 1988) et la hâtivité ou le délai des transplantations (pouvant influencer l'allure des courbes des fluc-

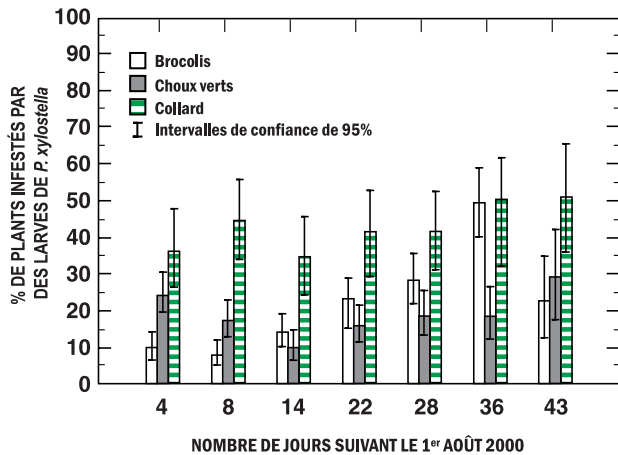
tuations des populations). Maltais *et al.* (1998) ont ainsi observé que les populations de lépidoptères sont de plus faibles amplitudes dans les plantations de brocolis mis en terre hâtivement.

**Valeurs potentielles de diverses plantes compagnes**

Les pourcentages de plants de brocolis, de choux verts et de collards infestés par des larves de *P. xylostella* et de *A. rapae* ont varié pour les différentes dates d'échantillonnage au cours de l'année 2000 (figures 5 à 8). Les densités de populations larvaires de *P. xylostella* sont demeurées constamment plus élevées sur les plants de collards que sur les choux et les brocolis (figures 5 et 6). Ces résultats concordent avec ceux de Mitchell *et al.* (1997) obtenus dans des champs de choux de la Floride (États-Unis), bien qu'au Québec les densités de populations de la fausse-teigne des crucifères y soient plus faibles. Par ailleurs, les densités larvaires des populations de la piéride du chou sont demeurées régulièrement plus élevées sur les brocolis et les choux verts que sur le collard. Ces résultats sont concordants entre les parcelles de 195 m de longueur et celles plus petites de 50 m.

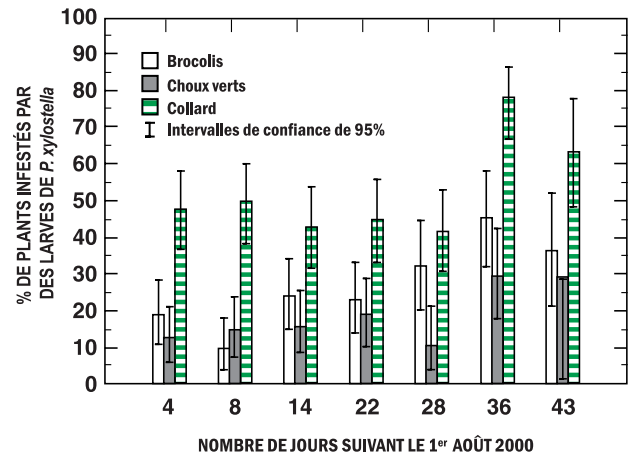
Selon les analyses de variance, les poids moyens des têtes de brocolis, lors de l'unique récolte du 13 septembre 2000, n'ont pas différencié significativement ( $P > 0,05$ ) entre les différentes parcelles. De même, les poids et diamètres des têtes de choux, lors de la récolte du 26 septembre 2000, sont demeurés semblables dans les aires traitées et non traitées au Décis<sup>®</sup> des parcelles de 50 et 195 m de longueur.

En observant les figures 5 et 6, il est possible d'affirmer qu'aucun traitement insecticide contre la fausse-teigne des crucifères n'aurait été requis à Saint-Bruno au cours de l'année 2000 sur les choux verts tout comme sur les brocolis. En effet, dans les champs de choux verts et de brocolis, la densité moyenne des populations est toujours demeurée en dessous de 57 %, soit d'une larve par plant (Mailloux 2004).



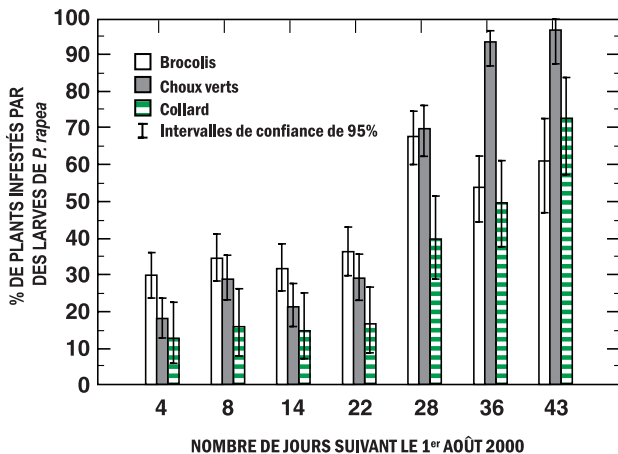
Les parcelles sont constituées de 5 rangs de 195 m de longueur, tel qu'illustré à la figure 1. Les pourcentages de plants de choux cavaliers ou collards Hyb. Champion infestés par des larves de fausse-teigne des crucifères, proviennent de l'échantillonnage des 4 rangs de collards semés à chaque extrémité du champ.

**Figure 5.** Pourcentage de plants de brocolis Hyb. Fine-Green, de choux verts Hyb. Gédéon et de choux cavaliers Hyb. Champion ou collards, infestés par des larves de *Plutella xylostella* (L.), dans des parcelles de choux et de brocolis.



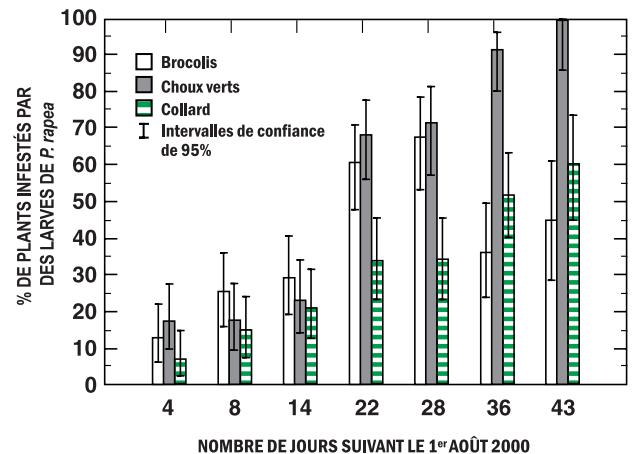
Les parcelles sont constituées par 20 rangs de 50 m de longueur, tel qu'illustré à la figure 1. Les pourcentages de plants de choux cavaliers ou collards Hyb. Champion infestés par des larves de fausse-teigne des crucifères, proviennent de l'échantillonnage des 2 rangs de collards semés à la périphérie du champ formé par 20 rangs de choux et par 20 rangs de brocolis.

**Figure 6.** Pourcentage de plants de brocolis Hyb. Fine-Green, de choux verts Hyb. Gédéon et de choux cavaliers Hyb. Champion ou collards, infestés par des larves de *Plutella xylostella* (L.), dans des parcelles de choux et de brocolis.



Les parcelles sont constituées par 5 rangs de 195 m de longueur, tel qu'illustré à la figure 1. Les pourcentages de plants de choux cavaliers ou collards Hyb. Champion infestés par des larves de la piéride du chou, proviennent de l'échantillonnage des 4 rangs de collards semés à chaque extrémité du champ.

**Figure 7.** Pourcentage de plants de brocolis Hyb. Fine-Green, de choux verts Hyb. Gédéon et de choux cavaliers Hyb. Champion ou collards, infestés par des larves de *Artogeia (Pieris) rapae* (L.), dans des parcelles de choux et de brocolis.



Les parcelles sont constituées par 20 rangs de 50 m de longueur, tel qu'illustré à la figure 1. Les pourcentages de plants de choux cavaliers ou collards Hyb. Champion infestés par des larves de la piéride du chou, proviennent de l'échantillonnage des 2 rangs de collards semés à la périphérie du champ formé par 20 rangs de choux et par 20 rangs de brocolis.

**Figure 8.** Pourcentage de plants de brocolis Hyb. Fine-Green, de choux verts Hyb. Gédéon et de choux cavaliers Hyb. Champion ou collards, infestés par des larves de *Pieris (Artogeia) rapae* (L.), dans des parcelles de choux et de brocolis.

Les fluctuations saisonnières des populations des adultes et des larves de *P. xylostella* dans les champs de barbarée vulgaire, de julienne des dames et de moutarde sont présentées à la figure 9. Les densités de populations étaient très faibles sur la barbarée et la julienne,

mais très abondantes dans les champs de moutarde. Idris et Grafius (1996) ont démontré que *P. xylostella* accepte de pondre sur les plants de barbarée vulgaire, mais que les larves ne peuvent pas y survivre. Shinoda *et al.* (2002) ont isolé des plants de barbarée la substance

chimique qui inhibe la prise de nourriture par les larves de *P. xylostella*.

Suite au phénomène d'antibiose, l'effet négatif de la julienne des dames sur les populations larvaires de *P. xylostella* a été observé pour la barbarée vulgaire (figure 9).

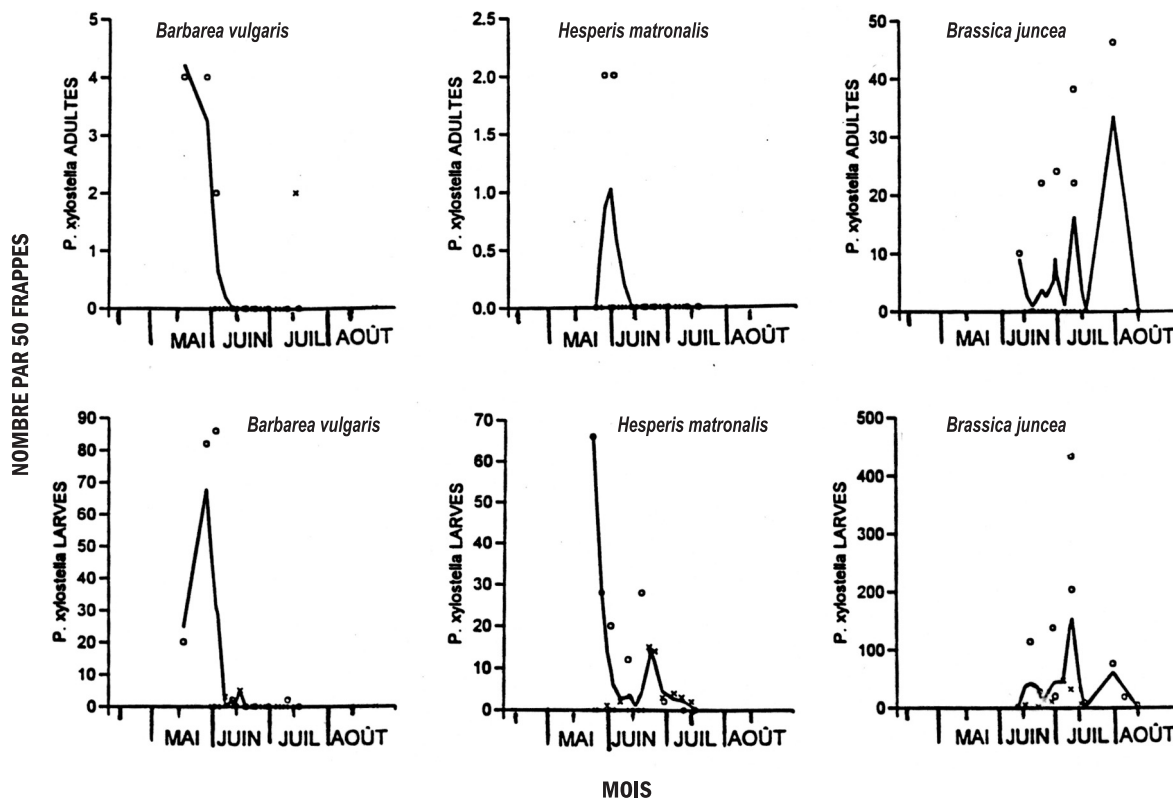


Figure 9. Fluctuations saisonnières des densités de populations de la fausse-teigne des crucifères *Plutella xylostella* (L.) dans des champs de trois espèces de crucifères Brassicaceae, soit la barbarée vulgaire [yellow rocket] *Barbarea vulgaris* R. Br., la julienne des dames [dames rocket] *Hesperis matronalis* (L.) et la moutarde indienne [Indian mustard] *Brassica juncea* (L.) Czern. & Coss.

La période de croissance et de floraison de la julienne des dames est plus tardive que celle de la barbarée. Ces deux espèces végétales pourraient donc être utilisées conjointement pour réprimer les populations de *P. xylostella*, pour la période allant du début du printemps jusqu'au début du mois de juillet. Les feuilles de la barbarée, tout comme celles de la julienne, survivent l'hiver sous la neige et sont donc disponibles pour attirer les adultes immigrants de *P. xylostella* dès le début du printemps.

La moutarde peut servir de plante piège pour attirer les adultes de *P. xylostella* (Bender *et al.* 1999, Talekar et Shelton 1993, Srinivasan et Krishna Moorthy 1992, Kloen et Altieri 1990). Asman (2002) a démontré que *P. xylostella* pond davantage sur la moutarde que sur les choux.

### Conclusion

En conclusion, le collard peut donc présenter des avantages à être cultivé en bordure des champs de choux et de brocolis pour gérer localement les populations de *P. xylostella*. Des bords de champs semés en collards et non traités aux insecticides chimiques, pourraient constituer pour des insectes auxiliaires, tel le parasitoïde *Diadegma insulare* (Cresson) Ichneumonidae, une réserve de populations à partir de laquelle une recolonisation rapide est envisageable (Mitchell *et al.* 1997). La barbarée vulgaire et la julienne des dames peuvent servir pour attirer les premiers adultes immigrants de *P. xylostella* au cours du printemps. Comme ces plantes présentent un effet d'antibiose (Serizawa *et al.* 2001), elles peuvent servir pour réprimer les densités larvaires de la première génération de la fausse-teigne des crucifères.

Plus tard en saison, la moutarde pourrait avantageusement agir comme plante piège, en exerçant un effet attractif sur les adultes de *P. xylostella*. Ces derniers préfèrent la moutarde aux choux et aux brocolis. Le champ de moutarde peut par la suite être détruit si la population prend une ampleur menaçante.

Pour aménager les populations de la piéride du chou, il est préférable d'utiliser un seuil d'intervention (Mailloux et Belloncik 1995) et de favoriser la propagation d'un virus granulaire spécifique à ce ravageur (Belloncik *et al.* 1988), en permettant à certaines larves virosées de mûrir en plein champ. Celles-ci produisent tout au long de leur développement, une quantité considérable de virus qui pourrait ultérieurement contrôler naturellement les populations larvaires de la piéride du chou.

## Remerciements

Des remerciements sont adressés à M. Guy Bédard et à M<sup>me</sup> Claire Morin pour leur participation à la cueillette des données sur les fluctuations saisonnières à L'Assomption et à Saint-Augustin respectivement. Des remerciements sont également adressés à M. Denis Cormier et au M. Claude Bernard pour leur aide précieuse.

## Références bibliographiques

- Andaloro, J. T., K. B. Rose, A. M. Shelton, C. W. Hoy et R. F. Becker. 1983. Cabbage growth stages. *New York Food and Life Sciences Bull.* 101 : 4 p.
- Andaloro, R. T., A. M. Shelton et C. J. Eckensrode. 1982. Seasonal abundance of lepidopterous larvae in commercial fields. *Environ. Entomol.* 11 : 144-146.
- Annamalai, S., Y. Itô et T. Saito. 1988. Population fluctuations of the diamondback moth, *Plutella xylostella* (L.) on cabbages in *Bacillus thuringiensis* sprayed and non sprayed plots and factors affecting within-generation survival of immatures. *Res. Popul. Ecology* 30 : 329-342.
- Asman, K. 2002. Trap cropping effect on oviposition behavior of the leek moth *Acrolepiopsis assectella* and the diamondback moth *Plutella xylostella*. *Entomol. Exp. Et Appl.* 105 : 153-164.
- Asman, K., B. Ekbohm et B. Rämert. 2001. Effect of intercropping on oviposition and emigration behavior of the leek moth (Lepidoptera : Acrolepiidae) and the diamondback moth (Lepidoptera : Plutellidae). *Environ. Entomol.* 30 : 288-294.
- Bailey, B. J. R. 1980. Large sample simultaneous confidence intervals for the multinomial probabilities based on transformations of the cell frequencies. *Technometrics* 22 : 583-589.
- Baker, P. B., A. M. Shelton et J. T. Andaloro. 1982. Monitoring of diamondback moth (Lepidoptera : Yponomeutidae) in cabbage with pheromones. *J. Econ. Entomol.* 75 : 1025-1028.
- Baskerville, G. L. et P. Emin. 1969. Rapid estimation of heat accumulation from maximum and minimum temperatures. *Ecology* 50 : 514-517.
- Bellonck, S., C. Lavallée, G. Mailloux et M. Arella. 1988. Characterization of granulosis virus infection in imported cabbage-worm (*Artogeia rapae*) in the province of Quebec. *Phytoprotection* 69 : 93-98.
- Bender, D, W. P. Morrison et R. E. Frisbie. 1999. Intercropping cabbage and indian mustard for potential control of lepidopterous and other insects. *Hortscience* 34 : 275-280.
- Butt, R. A. et F. L. McEwen. 1981. Seasonal populations of the diamondback moth, *Plutella xylostella* (Lepidoptera : Plutellidae), in relation to day-degree accumulation. *Can. Entomol.* 113 : 127-131.
- Chalfant, R. B., W. H. Denton, D. J. Schuster et R. B. Workman. 1979. Management of cabbage caterpillars in Florida and Georgia by using visual damage thresholds. *J. Econ. Entomol.* 72 : 411-413.
- Chambers, J. M., W. S. Cleveland, B. Kleiner et P. A. Tukey. 1983. Graphical methods for data analysis. The Wadsworth Statistics / Probability Series. Wadsworth International Group. Belmont, California. Duxbury Press, Boston, USA. 395 p.
- Chisholm, M. D., E. W. Underhill et W. F. Stck. 1979. Field trapping of the diamondback moth *Plutella xylostella* using synthetic sex attractants. *Environ. Entomol.* 8 : 516-518.
- Elsley, K. D. et R. L. Rabb. 1967. Biology of the cabbage looper on tobacco in North Carolina. *J. Econ. Entomol.* 60 : 1636-1639.
- Fiche d'enregistrement, 2000. Profil des exploitations agricoles enregistrées au MAPAQ en 1991, MAPAQ et Profil des exploitations agricoles, édition 2000, MAPAQ.
- Hamilton, J. T. 1979. Seasonal abundance of *Pieris rapae* (L.), *Plutella xylostella* (L.) and their diseases and parasites. *Gen. Appl. Entomol.* 11 : 59-65.
- Harcourt, D. G. 1963a. Biology of cabbage caterpillars in eastern Ontario. *Proc. Entomol. Soc. Ont.* 93 : 61-65.
- Harcourt, D. G. 1963b. Major mortality factors in the population dynamics of the diamondback moth, *Plutella maculipennis* (Curt.) (Lepidoptera : Plutellidae). *Mem. Ent. Soc. Can. No.* 32 : 55-66.
- Harcourt, D. G. 1957. Biology of the diamondback moth, *Plutella maculipennis* (Curt.) (Lepidoptera : Plutellidae), in eastern Ontario. II. Life-history, behavior, and host relationships. *Can. Entomol.* 89 : 554-564.
- Harcourt, D. G., R. H. Backs et L. M. Cass. 1955. Abundance and relative importance of caterpillars attacking cabbage in eastern Ontario. *Can. Entomol.* 87 : 400-406.
- Harcourt, D. G. 1954. The biology and ecology of the diamondback moth *Plutella maculipennis* Curtis, in eastern Ontario. Ph. D. Thesis, Cornell University, Ithaca, N. Y. 107 p.
- Idris, A. B. et E. Grafius. 1996. Effects of wild and cultivated host plants on oviposition, survival, and development of diamondback moth (Lepidoptera : Plutellidae) and its parasitoid *Diadegma insulare* (Hymenoptera : Ichneumonidae). *Environ. Entomol.* 25 : 825-833.
- Kloen, H. et M. Altieri. 1990. Effect of mustard (*Brassica hirta*) as a non-crop plant on competition and insect pests in broccoli. *Crop Protection* 9 : 90-96.
- Lasota, J. A. et L. T. Kok. 1989. Seasonal abundance of imported cabbageworm (Lepidoptera : Pieridae), cabbage looper (Lepidoptera : Noctuidae), and diamondback moth (Lepidoptera : Plutellidae) on cabbage in southwestern Virginia. *J. Econ. Entomol.* 82 : 811-818.

- Mailloux, G. 2004. Plan d'échantillonnage séquentiel composite à trois niveaux de décision pour les larves de lépidoptères inféodées aux plantations de choux. *Agrosol*, vol. 15, No 1, juillet 2004.
- Mailloux, G. et S. Bellonck. 1995. Repression of *Artogeia rapae* (L.) (Lepidoptera : Pieridae) and *Plutella xylostella* (L.) (Lepidoptera : Yponomeutidae) on fresh-market and processing cabbage, using composite action thresholds for chemical and biological control. *Appl. Entomol.* 30 : 43-56.
- Maltais, P. M., J. R. Nuckle et P. V. LeBlanc. 1998. Seasonal occurrence of three Lepidoptera on broccoli and effectiveness of planting date as a pest management tool in southeastern New Brunswick. 79 : 129-137.
- Mitchell, E. R., G. Y. Hu et J. S. Okine. 1997. Diamondback moth (Lepidoptera : Plutellidae) infestation and parasitism by *Dia-degma insulare* (Hymenoptera : Ichneumonidae) in collards and adjacent cabbage fields. *Fla. Entomol.* 80 : 54-62.
- Muggeridge, J. 1942. The white butterfly (*Pieris rapae* L.). I. Its establishment, spread and control in New Zealand. *The New Zealand J. of Science and Technology* 24A : 107-129.
- Oatman, E. R. et G. R. Platner. 1969. An ecological study of insect populations on cabbage in southern California. *Hilgardia* 40 : 1-40.
- Reid, W. J. et C. O. Bare. 1952. Seasonal populations of cabbage caterpillars in the Charleston, South Carolina area. *J. Econ. Entomol.* 45 : 659-699.
- Serizawa, H., T. Shinoda et A. Kawai. 2001. Occurrence of a feeding deterrent in *Barbarea vulgaris* (Brassicales : Brassicaceae), a crucifer unacceptable to the diamondback moth, *Plutella xylostella* (Lepidoptera : Plutellidae). *Appl. Entomol. Zool.* 36 : 465-470.
- Shinoda, T., T. Nagao, M. Nakayama, H. Serizawa, M. Koshioka, H. Okabe et A. Kawai. 2002. Identification of a triterpenoid saponin from a crucifer, *Barbarea vulgaris*, as a feeding deterrent to the diamondback moth, *Plutella xylostella*. *J. Chem. Eco.* 28 : 587-599.
- Shorey, H. H., L. A. Andres et R. L. Jr. Hale. 1962. The biology of *Trichoplusia ni* (Lepidoptera : Noctuidae) I. Life history and behavior. *Ann. Entomol. Soc. Am.* 55 : 591-597.
- Sivapragasam, A., Y. Ito et T. Saito. 1988. Population fluctuations of the diamondback moth, *Plutella xylostella* (L.) on cabbage in *Bacillus thuringiensis* sprayed and non sprayed plots and factors affecting within-generation survival of immatures. *Res. Popul. Ecol.* 30 : 329-342.
- Smith, C. E. et R. W. Brubaker. 1938. Observations on cabbage worm populations at Baton Rouge, La. *J. Econ. Entomol.* 31 : 697-700.
- Srinivasan, K. et P. N. Krishna Moorthy. 1992. Development and adoption of integrated pest management for major pests of cabbage using Indian mustard as a trap crop. p. 511-521 *in*: Takekar, N. S., ed. 1992. Management of diamondback moth and other crucifer pests: Proceeding of the second international workshop. Shanhua, Taiwan : Asian Vegetable Research and Development Center. 603 p.
- Tabashnik, B. E., N. L. Cushing, N. Finson et M. W. Johnson. 1990. Field development of resistance to *Bacillus thuringiensis* in diamondback moth (Lepidoptera : Plutellidae). *J. Econ. Entomol.* 83 : 1671-1676.
- Tatchell, G. M. 1981. The effects of a granulosis virus infection and temperature on food consumption of *Pieris rapae* [Lep. : Pieridae]. *Entomophaga* 26 : 291-299.
- Talekar, N. S. et A. M. Shelton. 1993. Biology, ecology, and management of the diamondback moth. *Annu. Rev. Entomol.* 38 : 275-301.
- Wilkinson, L. 1990. SYGRAPH: the system for graphics. Evanston, IL: SYSTAT Inc. 547 p.
- Wilson, J. W. 1957. Abundance of aphids and caterpillars in commercial cabbage fields in the vicinity of Sanford, Florida. *Fla. Entomol.* 49: 95-101.



# Effets d'apports de composts de résidus verts urbains sur les rendements et la nutrition azotée du maïs-grain et sur certaines propriétés du loam argileux de la série Providence

\*A. N'Dayegamiye<sup>1</sup>, M. Turcot<sup>2</sup> et M. R. Laverdière<sup>1</sup>

**Résumé,** \*A. N'Dayegamiye<sup>1</sup>, M. Turcot<sup>2</sup> et M. R. Laverdière<sup>1</sup>. **Effets d'apports de composts de résidus verts urbains sur les rendements et la nutrition azotée du maïs-grain et sur certaines propriétés du loam argileux de la série Providence.** *Agrosol*. **16 (1) : 91-99.** Cette étude visait à évaluer la qualité de composts de résidus verts urbains produits suite au retournement mécanique ou à l'aération forcée. Les mélanges de résidus étaient composés de gazon + copeaux de bois dans des proportions de 1 : 2 et 1 : 4, de gazon + feuilles; (1 : 2 et 1 : 4), de gazon + copeaux et feuilles; (1 : 2 et 1 : 4), de feuilles et de copeaux seulement. Le compostage s'est déroulé pendant les mois d'octobre et de novembre, suivi d'une période de maturation de cinq mois en conditions extérieures. De façon générale, les composts obtenus suite au retournement mécanique présentaient une meilleure structure et granulométrie, ainsi que des taux de germination du cresson plus élevés, en comparaison avec l'aération forcée. Les effets des composts qui présentaient une maturité plus élevée ont été évalués sur le maïs-grain cultivé pendant deux années consécutives. Les composts retenus étaient ceux qui avaient été produits à partir de gazon et de feuilles (1 : 2), de gazon et de copeaux d'émondage + feuilles (1 : 2) suite à l'utilisation des deux techniques, et enfin du compost de feuilles seulement obtenu par retournement des andains. Les cinq composts étudiés et le témoin étaient disposés en parcelles principales, avec quatre doses d'azote (0, 60, 120 et 180 kg/ha) en sous-parcelles. L'essai a été mené à Saint Basile-le-Grand, sur un loam argileux de la série Providence. Les apports de composts ont accru de 15 % en moyenne les rendements en maïs-grain. Les réponses du maïs à l'engrais azoté ont été quadratiques, la dose optimale d'azote se situant entre 120 et 180 kg N/ha, ce qui démontre une réduction potentielle des doses d'azote suite aux incorporations de composts dans les sols. L'apport de composts a significativement accru les macro-agrégats de sols stables à l'eau, comparativement au témoin, mais n'a pas eu d'effets sur les niveaux de matière organique et la capacité d'échange cationique. Les augmentations des rendements en maïs et l'amélioration de la structure n'étaient cependant pas différentes entre les composts retenus. Les résultats obtenus suggèrent que les effets significatifs des apports de composts sur les rendements et la nutrition azotée du maïs-grain pourraient être attribuables à l'amélioration rapide de la structure du sol étudié.

**Mots clés :** résidus verts urbains, composts, maïs et doses d'azote, macro-agrégats stables à l'eau, structure du sol, MO et CEC.

**Abstract,** \*A. N'Dayegamiye<sup>1</sup>, M. Turcot<sup>2</sup> and M.R. Laverdière<sup>1</sup>. **Effects of composted urban residues on corn yields and on some soil properties changes.** *Agrosol*. **16 (1): 91-99.** This study evaluated the quality of green urban residue composts obtained by mechanical mixing and forced aeration techniques. Different green residues mixtures consisting of grass + tree clippings at 1:2 and 1:4 ratios, grass and leaves (1:2 and 1:4 ratios), grass + tree clippings and leaves (1:2 and 1:4 ratios), leaves and tree clippings were composted. Composting occurred during October and November, followed by a five month period of compost maturation. The composts obtained from the mechanical mixing technique generally showed a better structure and a higher watercress germination than those with forced aeration. Composts which presented the highest maturity (grass and leaves (1:2), grass + tree clippings and leaves (1:2) obtained from the two composting techniques, and compost of leaves alone obtained from mechanical mixing technique) were then applied on a soil planted with corn in the following two years. Treatments included the five composts and the control as main plots, and N rates (0,60, 120 and 180 kg/ha) as sub-plots. The study was located at St Basile-le-Grand, on a Providence clay loam. The compost application increased corn yields by 15 %. A quadratic response of corn to N fertilizer was observed, and highest corn yields were obtained with N rate varying between 120 to 180 kg N/ha. This indicates that compost application to the soil could allow a fertilizer N rate reduction. Compost addition to the soil significantly increased water stable macro-aggregates, but had no effect on soil OM and CEC. The effects on corn yields and soil structure were not significantly different between the composts. The significant effects of composts on corn yields and N nutrition could be attributed mainly to the soil structure improvement.

**Key words:** green urban residues, composts, corn and N rates, water stable macro-aggregates, soil structure, OM and CEC.

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

\*Auteur pour la correspondance : téléphone : (418) 644-6845, télécopieur : (418) 644-6855, Courriel : adrien.ndaye@irda.qc.ca

2. Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval, Sainte-Foy (Québec), G1K 7P4, Canada

## Introduction

Les quantités de résidus verts générés par le secteur résidentiel québécois sont évaluées à 218 000 tonnes par an (Sauvesty et Tabi 1995). Cependant, la proportion de ces résidus organiques actuellement valorisés par le biais du compostage demeure relativement faible. Toutefois, un certain nombre de municipalités québécoises ont opté progressivement pour le compostage de ces types de résidus organiques afin de réduire leurs coûts de gestion.

Le compostage constitue une excellente façon d'utiliser des résidus organiques qui autrement seraient enfouis dans une décharge ou incinérés (Parnes 1986), ou qui ne pourraient pas être appliqués directement sur le sol (Warman et Termeer 1996). Le compostage de la fraction organique des résidus verts urbains présente également des avantages au plan environnemental comparativement à leur enfouissement, car il contribue à la diminution des volumes de résidus organiques mis en décharge, à la réduction du lessivage en périphérie des sites d'enfouissement et à la réduction des odeurs et des substances volatiles (méthane entre autres) susceptibles de se libérer suite à leur décomposition (Vallini et Pera 1989).

Aux États-Unis, on retrouve plus de 1400 sites de compostage pour les résidus solides ou les résidus verts en provenance de municipalités. Cette multiplication des sites de valorisation est notamment liée à la fermeture de plusieurs décharges publiques (Pelletier 1993) et

par la décision de plusieurs états d'interdire l'enfouissement des résidus verts (Richard 1991).

La qualité des composts produits dépend des propriétés physico-chimiques des sources organiques, des ratios des divers constituants utilisés dans les mélanges et des techniques de compostage. Le maintien des conditions optimales pour les microorganismes impliqués dans le processus de compostage est essentiel à l'obtention d'un compost de qualité. Parnes (1986) a identifié trois facteurs physiques importants dans l'optimisation du compostage, soit la teneur en eau, l'aération et la nature de la source organique. Rynk et al. (1992) ont quant à eux indiqué que le rapport C/N, l'apport en oxygène, la teneur en humidité, le pH et la taille des particules déterminent les conditions d'un compostage optimal.

Trois des facteurs cités par les auteurs sont particulièrement importants, notamment la teneur en eau, le rapport C/N et l'aération des tas. La teneur en oxygène est liée à la porosité des tas de matériel organique, et elle tend à diminuer au cours du compostage suite à l'activité microbienne (Rynk et al. 1992). L'aération est alors essentielle pour reconstituer les réserves d'oxygène. Cet apport d'oxygène est réalisé par des retournements mécaniques ou par injection d'air dans les andains par un procédé comme l'aération forcée (Rynk et al. 1992). La saturation en eau d'un tas de résidus en voie de compostage est à éviter puisqu'elle contribue à rendre le milieu anaérobie et sensible à la dénitrification (Parnes 1986). De plus, cet excès d'eau contribue aux baisses de température dans les amas, retardant la décomposition du matériel et favorisant la libération de mauvaises odeurs dans l'air (Rynk et al. 1992). Par contre, une humidité insuffisante aura aussi pour effet de réduire l'activité microbienne et prolonger ainsi le temps nécessaire pour le compostage (Sauvesty et Tabi 1995).

En raison des coûts de fabrication ou d'acquisition des composts qui peuvent s'avérer élevés, ceux-ci sont encore très peu valorisés en cultures commerciales,

contrairement à l'horticulture. Cependant, leur valorisation pourrait améliorer la productivité des sols intensément cultivés. Les composts apportent dans le sol une certaine quantité d'éléments nutritifs majeurs et mineurs qui peuvent progressivement être disponibles aux cultures. Cependant, comme pour les fumiers (N'Dayegamiye et al. 1997), les effets des composts sur la productivité des sols peuvent ne pas dépendre principalement de leur valeur fertilisante, mais surtout de leurs effets sur les bilans humiques et la structure des sols. En augmentant la CEC des sols, les substances humiques améliorent l'efficacité et la disponibilité des éléments minéraux ou des engrais apportés. Elles créent également une agrégation stable dans les sols (Chaney et Swift 1986), pouvant ainsi accroître la porosité, la rétention en eau et la température du sol, ce qui favorise une meilleure croissance des microorganismes et des plantes.

L'objectif de cette étude consistait à évaluer la qualité des composts faits à partir de divers résidus verts urbains et selon les techniques du retournement mécanique et de l'aération forcée. Les effets des composts sur les rendements et la nutrition du maïs-grain ainsi que sur l'évolution de quelques propriétés du sol ont également été déterminés.

## Matériel et méthodes

### Matériel

Le premier volet de cette étude portait sur la production de composts à partir de 8 types de mélanges de résidus verts urbains et de deux techniques d'aération des composts (retournement mécanique et aération forcée). Les résidus verts et les proportions choisis pour constituer les tas sont indiqués au tableau 1.

Le compostage des 8 mélanges de résidus verts a été effectué selon deux techniques de compostage, pour un total de 16 andains. Le mélange de résidus organiques a été fait sur une base de volume

Tableau 1. Description des mélanges de résidus.

Mélanges de résidus à composter	Proportion des résidus (V/V)
1) Gazon + copeaux d'émondage	1 : 2
2) Gazon + copeaux d'émondage	1 : 4
3) Gazon + feuilles	1 : 2
4) Gazon + feuilles	1 : 4
5) Gazon + copeaux + feuilles	1 : 2 <sup>1</sup>
6) Gazon + copeaux + feuilles	1 : 4 <sup>1</sup>
7) Feuilles seulement	--
8) Copeaux seulement	--

1. Proportion des constituants retrouvés dans les résidus de jardins : 15 % copeaux et 85 % feuilles

et le matériel de chaque andain a été mélangé à deux reprises en début d'opération pour assurer l'homogénéité du mélange de résidus dans les andains. Les andains utilisés avec la technique de l'aération forcée ont été formés sur un lit de copeaux dans lequel était installé un système d'aération. Les dimensions de ces derniers étaient de 15 m de longueur sur 3,5 m de largeur et 1,5 m de hauteur.

Les retournements mécaniques des andains ont été effectués avec un retourneur de type SITTLE et leur fréquence était fonction de la température à l'intérieur des andains, celle-ci étant accrue lors de la phase thermophile afin de prévenir l'atteinte de températures trop élevées défavorables au développement de microorganismes aérobies. Les retournements visaient aussi à maintenir un niveau optimal d'oxygène à l'intérieur des andains.

Le procédé RUTGERS, faisant intervenir l'aération forcée, a aussi été utilisé dans cette étude. Dans cette technique, des ventilateurs insufflaient de l'air dans un tuyau perforé disposé sous les andains. Le tuyau était recouvert d'une couche de copeaux de bois grossiers afin de faciliter le transfert de l'air vers la masse et éviter le remplissage des trous du tuyau. La mise en marche des ventilateurs était contrôlée par des thermocouples disposés dans chaque andain et reliés à un système de contrôle électronique. Deux limites de température, une inférieure et une supérieure, étaient fixées par l'opérateur. Lorsqu'une ou l'autre de ces limites était atteinte, les ventilateurs étaient mis en marche automatiquement jusqu'à ce que la température revienne à l'intérieur des limites déterminées.

Les phases thermophile et mésophile d'une durée de deux mois ont été réalisées à l'automne et suivies d'une période de cinq mois de maturation sous des conditions extérieures hivernales. Les composts qui présentaient une meilleure qualité suite à cette période de maturation, ont ensuite servi à l'étude au champ, afin de déterminer leur valeur agronomique.

### Essai au champ

L'essai au champ était situé sur un sol cultivé en maïs-grain depuis plusieurs années. Le sol, non drainé, était une argile limoneuse de la série Providence, son pH était de 6,1 et sa teneur en matière organique s'élevait à 3,9 %. Ce sol intensément cultivé se trouvait en voie de dégradation, manifestant un certain degré de compaction.

Le dispositif expérimental était un bifactoriel ayant en parcelles principales cinq composts retenus et un témoin, combinés avec quatre doses croissantes d'azote (0, 60, 120 et 180 kg/ha) en sous-parcelles. Les traitements étaient répétés trois fois.

Une caractérisation des composts, dont les principaux paramètres analysés et décrits à la sous-section suivante, a permis de classer les composts obtenus. Pour l'essai au champ, nous avons utilisé les composts qui présentaient un meilleur degré de compostage, ceux-ci sont présentés au tableau 2.

Une dose de 20 t/ha de compost sur une base humide, soit de 11,6 à 12,9 t m.s./ha selon le type de compost, a été épanchée manuellement avant le semis au printemps. Les besoins en N, P et K pour le

maïs-grain ont été établis à partir des résultats d'analyses de sols et des grilles du CPVQ (1994). Les sols témoins n'ont pas reçu de fertilisation azotée. Les autres traitements ont reçu 60, 120 ou 180 kg/ha de l'engrais N, selon le traitement. La dose de démarrage était de 30 kg N/ha et un apport subséquent de 30, 90 ou 150 kg/ha de N a été réalisé en bandes au stade 3-4 feuilles du maïs. L'azote était apporté sous forme de nitrate d'ammonium (34-0-0). Des doses de 90 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha sous forme de superphosphate triple (0-46-0) et de 50 kg K<sub>2</sub>O/ha sous forme de muriate de potassium (0-0-60) ont été appliquées. Les composts et les engrais minéraux ont été incorporés à une profondeur de 10 cm par une herse à disques.

Le semis de maïs a été réalisé avec un semoir à 6 rangs, la distance entre les rangs étant de 76 cm et le taux de semis de 70 000 graines/ha. Un hybride de maïs 2600 U.T.M. a été utilisé dans le cadre de l'expérimentation. La récolte a été réalisée manuellement sur les rangs centraux de chacune des parcelles. Les épis récoltés ont été égrenés et les grains ont été pesés avant et après séchage à 105 °C afin de déterminer leur teneur en humidité à la récolte. La récolte de grains à l'hectare a ensuite été ramenée sur la base humide de 15 %.

### Analyse des composts et des grains

Des analyses physiques, chimiques et biologiques ont été effectuées sur les résidus frais ou compostés. La granulométrie des composts a été déterminée à l'aide d'une série de tamis variant de 16, 8, 5 et 2 mm. Pour les analyses chimiques, les matières premières (gazon, feuilles et copeaux) et les composts ont été séchés à 60 °C pendant 48 heures, tamisés au 2 mm et broyés à 0,5 mm.

Le pH des résidus frais et des composts a été mesuré dans un mélange 1 : 1 eau : matériel organique. Le contenu en carbone organique a été déterminé par la méthode de perte au feu. Le contenu en cendres a été mesuré après calcination à 550 °C durant 16 heures, et le contenu en matière sèche après séchage à l'étuve à 105 °C.

**Tableau 2. Description des composts retenus pour l'évaluation au champ.**

Mélange	Type de mélange et ratio	Type d'aération
3A	Gazon + feuilles 1 : 2	Pile statique avec aération forcée
3R	Gazon + feuilles 1 : 2	Retournement mécanique
5A	Gazon + (copeaux + feuilles) 1 : 2 <sup>1</sup>	Pile statique avec aération forcée
5R	Gazon + (copeaux + feuilles) 1 : 2 <sup>1</sup>	Retournement mécanique
FR	Feuilles seulement	Retournement mécanique

1. Mélange de feuilles et de copeaux selon la proportion habituellement retrouvée dans les résidus de jardins municipaux, soit 15 % de copeaux et 85 % de feuilles.

Les quantités d'azote minéral (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) ont été extraites avec une solution de 2N KCl (Bremmer et Mulvaney 1982) et dosées par colorimétrie sur Technicon. Les teneurs en N, P, K et Mg des composts et des grains de maïs ont été déterminées après digestion acide dans une solution de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> et H<sub>2</sub>SeO<sub>3</sub> avec ajout de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> pendant une heure à 400 °C (Isaac et Johnson 1980). Les teneurs en N dans l'extrait ont été mesurées par colorimétrie sur Technicon, tandis que celles en P, K, et Mg ont été dosées par spectrométrie d'émission au plasma à induction couplée.

La germination du cresson a été évaluée selon la méthode décrite par Zucconi et al. (1981). Des extraits hydrosolubles des 16 composts (8 mélanges x 2 techniques d'aération) ont été obtenus par agitation de 20 g de matériel séché à l'air dans 200 ml d'eau distillée pendant 11 heures à la température de la pièce. Chaque traitement a fait l'objet de 4 répétitions. Les graines de cresson ont été incubées durant 20 heures à 22 °C dans un milieu humide, déposées ensuite dans une boîte de Pétri (10 graines par boîte) sur 4 papiers Whatman n° 1, puis arrosées avec 2,5 ml d'extraits hydrosolubles obtenus des composts. Les boîtes de Pétri ont par la suite été déposées dans un incubateur pour une période de 24 heures. Après cette période de temps, les boîtes ont été retirées de l'incubateur et la germination des graines de cresson évaluée.

### Analyse du sol

Deux ans après les applications de composts, des échantillons de sol ont été prélevés dans les sous-traitements de 0 et 120 kg/ha N. La teneur du sol en matière organique a été déterminée par la méthode de Walkley et Black (Allison Allison et al. 1965) et la capacité d'échange cationique par la méthode à l'acétate d'ammonium (McKeague 1978).

La stabilité des agrégats à l'eau et le diamètre moyen des agrégats ont été mesurés sur des échantillons humides prélevés dans les traitements 0 et 120 kg N/ha. La mesure de la stabilité des agrégats à l'eau a été effectuée par

**Tableau 3. Caractéristiques physiques et chimiques des mélanges de résidus verts frais.**

Mélanges	pH	NO <sub>3</sub> (mg/kg)	N total (%)	MO (%)	C/ N
1) Gazon + copeaux	5,7	10,3	0,86	97	65
2) Gazon + copeaux	5,2	27,8	0,83	97	67
3) Gazon + feuilles	7,7	23,4	2,09	76	21
4) Gazon + feuilles	8,0	30,0	1,74	65	22
5) Gazon + copeaux + feuilles	7,2	18,2	1,50	81	31
6) Gazon + copeaux + feuilles	8,0	43,5	1,83	68	21
7) Feuilles seulement	7,1	6,6	1,79	86	28
8) Copeaux seulement	5,2	1,4	0,38	99	153

tamissage humide du sol sur une série de tamis de 5, 2, 1 et de 0,25 mm de diamètre. Les agrégats récupérés dans chaque tamis ont été séchés à 60 °C et leur diamètre moyen pondéré (DMP) calculé après correction pour la présence de sable (Kemper et Roseneau 1986).

## Résultats

### Caractéristiques des mélanges de résidus verts

Les différents mélanges de résidus verts ont fait l'objet d'une série d'analyses avant le début du compostage et les résultats obtenus sont présentés au tableau 3. De façon générale, les valeurs de pH étaient acides dans les mélanges contenant des copeaux d'émondage. Des valeurs de pH supérieures à 7 ont été mesurées dans les mélanges qui avaient une plus grande proportion de gazon et de feuilles. Tous les mélanges contenaient des quantités élevées de matière organique. Cependant, les mélanges ayant une forte proportion de copeaux avaient de faibles teneurs en N et par conséquent des rapports C/N élevés.

### Caractéristiques des composts

De manière générale, un compost en voie de maturité possède une grande proportion de particules de petit diamètre. Ceci est à la fois le résultat de l'action des microorganismes qui transforment les matières organiques et des interventions mécaniques telles que les retourne-

ments qui contribuent à la réduction de la taille des particules. De ce fait, l'évolution de la taille moyenne des particules dans le temps est un indicateur du degré d'évolution du matériel de départ.

La proportion de particules de diamètre inférieur à 2 mm s'est accrue pendant les deux mois de compostage intensif (octobre et novembre) pour les deux procédés (tableau 4). Pour les composts aérés (1-A à 8-A), cette fraction variait entre 18 et 88 % selon les composts, tandis que pour les matériaux retournés (1-R à 8-R), elle était entre 28 et 76 %. De façon générale, la technique du retournement a accéléré la réduction du diamètre des particules grâce à l'action mécanique lors du retournement des andains et à l'activité des microorganismes.

Les rapports C/N moyens varient de 12 à 66 pour les composts aérés et de 14 à 56 pour les composts retournés (tableau 5). Pendant les périodes de compostage, les rapports C/N ont généralement diminué avec la maturité des composts. Il existe un risque d'immobilisation de l'azote associé à l'application au champ de matière organique ayant des rapports C/N supérieurs à 30 (Beauchemin et al. 1990). Dans un tel cas, les microorganismes utilisent l'azote du sol dans leur action de décomposition des matériaux organiques. En assumant que les rapports C/N doivent être inférieurs à 30 (Zucconi et de Bertoldi 1987) pour limiter les risques d'immobilisation de l'azote, seuls les composts aérés 3 à 6 ainsi que les composts retournés 1 à 6 (tableau 5) rencontraient cette exigence après deux mois de compostage.

**Tableau 4. Fractions granulométriques des composts de résidus verts (%).**

Composts	8-16 mm	5-8 mm	2-5 mm	<2 mm	Composts	8-16 mm	5-8 mm	2-5 mm	<2 mm
1-A*	23	13	11	25	1-R*	3	9	22	64
2-A	22	13	10	44	2-R	24	12	11	38
3-A	0	1	9	88	3-R	5	8	10	71
4-A	8	9	11	61	4-R	14	9	12	76
5-A	2	10	12	65	5-R	11	4	13	70
6-A	12	9	12	58	6-R	9	11	9	59
7-A	14	8	7	66	7-R	6	6	8	78
8-A	50	11	8	18	8-R	48	16	8	28
moyenne	16	9	10	53	moyenne	15	9	12	61

\*A = aération forcée; R = retournement mécanique; la description des mélanges 1 à 8 est indiquée au tableau 3.

**Tableau 5. Caractéristiques physiques et chimiques des composts obtenus après cinq mois de maturation.**

Composts	C/N	Cendres (%)	pH	N-NO <sub>3</sub> (mg/kg)	Composts	C/N	Cendres (%)	pH	N-NO <sub>3</sub> (mg/kg)
1-A*	36	26	7,1	36,3	1-R*	22	60	7,4	145,0
2-A	35	55	7,3	4,7	2-R	27	75	7,6	175,0
3-A	19	77	7,5	160,0	3-R	14	76	7,5	360,0
4-A	12	61	7,7	161,0	4-R	15	73	7,7	393,0
5-A	15	74	7,7	204,0	5-R	17	71	7,7	325,0
6-A	17	81	7,7	151,0	6-R	22	75	8,0	74,7
7-A	61	59	7,4	1,7	7-R	41	62	7,8	2,0
8-A	66	73	7,1	5,8	8-R	56	84	8,1	11,9
moyenne	37	63	7,4	90,6	moyenne	31	72	7,7	185,8

\*A = aération forcée ; R = retournement mécanique; la description des mélanges 1 à 8 est indiquée au tableau 3.

Les teneurs en cendres, en nitrates et les valeurs de pH des composts sont présentées au tableau 5. Suite à la réduction du poids initial des résidus organiques au cours du processus de compostage, on observe généralement une augmentation de la teneur en cendres dans le temps (Garcia et al. 1992). La teneur moyenne en cendres variait de 26 à 81 % pour les composts aérés, et de 60 à 84 % pour les andains retournés (tableau 5). La teneur en cendres est un paramètre qui est fortement influencé par la nature du matériel utilisé (Garcia et al. 1992). Toutefois, les composts retournés tendent à avoir une teneur moyenne en cendres plus élevée (72 %) comparativement aux composts aérés (63 %), ce qui suggère qu'ils ont atteint un degré plus avancé de maturité.

Le pH est un paramètre qui augmente généralement avec la maturité du compost. Les valeurs moyennes étaient de 7,4 pour les composts en andains aérés et de 7,7 pour les composts faits avec la

technique de retournement (tableau 5). Ces résultats suggèrent que la technique du retournement ait également permis d'accélérer l'humification des matériaux utilisés pour le compostage.

De façon générale, la concentration en ammonium diminue au cours du processus de compostage, alors que la teneur en nitrate augmente (N'Dayegamiye et al. 1997b). La concentration moyenne en nitrate était de 90,6 mg/kg pour les piles statiques et de 185,8 mg/kg pour les andains retournés (tableau 5). Les composts ayant atteint la maturité doivent généralement présenter des teneurs en nitrate supérieures à 300 mg/kg (Forster et al. 1993). Les résultats obtenus indiquent donc une faible maturité pour plusieurs composts. Par contre, trois des composts en andains retournés présentaient une maturité élevée sur la base de ce critère (> 300 mg NO<sub>3</sub>-N/kg) (tableau 5). Ceci confirme un degré plus avancé de maturité tel que l'ont démontré N'Dayegamiye et al. (1997b) pour les

composts de fumier de bovins. Dans cette étude, les teneurs des composts en nitrate variaient de 443 à 770 mg N-NO<sub>3</sub>/kg.

Les données du test de germination sont présentées au tableau 6. La germination du cresson est sensiblement meilleure pour les mélanges retournés, toutefois, le faible pourcentage de germination pour les andains retournés (34 % en moyenne) suggère que ces composts n'aient pas non plus atteint un stade de maturité avancé après deux mois de compostage en automne. La répétition de cette mesure après cinq mois de maturation en conditions extérieures hivernales (données non présentées) a permis d'obtenir des taux de germination supérieurs à 90 % pour tous les composts indépendamment de la technique de compostage utilisée, ce qui suggère que les composts ont poursuivi leur phase de maturation.

**Tableau 6. Effet des composts de résidus verts sur la germination du cresson.**

Composts	Germination (%)	Composts	Germination (%)
1-A*	15	1-R*	30
2-A	32	2-R	35
3-A	42	3-R	39
4-A	41	4-R	47
5-A	33	5-R	41
6-A	19	6-R	29
7-A	29	7-R	26
8-A	9	8-R	20
<b>moyenne</b>	<b>28</b>	<b>moyenne</b>	<b>34</b>

\*A = aération forcée; R = retournement mécanique

### Rendements du maïs-grain

L'analyse statistique des rendements en maïs-grain montre une différence significative ( $\alpha = 0,0338$ ) entre les sols recevant les cinq composts comparativement aux parcelles témoins sans amendement (tableau 7). Le rendement moyen obtenu avec les composts a été de 7,6 t/ha, comparativement à 6,7 t/ha pour les parcelles non amendées (tableau 8). Ainsi l'ajout de composts de résidus verts urbains a eu un effet positif sur la production de maïs-grain lors de l'année

d'application. Cela est conforme aux résultats obtenus par Rao et Shantaram (1996) qui avaient obtenu des hausses de rendement dans le maïs-grain en utilisant des composts de résidus urbains dès l'année d'application, comparativement au traitement sans compost.

Les effets sur les rendements en maïs-grain n'étaient pas significativement différents entre les composts. De même, les niveaux de rendement en grains de maïs n'étaient pas significativement différents entre les techniques de compostage utilisées; ceux-ci étaient en moyenne de 7,7 t/ha et 7,5 t/ha respectivement pour les composts aérés et retournés.

Dans le sol étudié, la réponse du maïs à la fertilisation azotée a été importante. En effet, chaque dose d'azote a permis des augmentations successives de rendement en maïs, selon les doses d'engrais azoté. Les rendements moyens obtenus sont ainsi passés de 5,1 à 6,9, et de 8,4 et à 9,1 t/ha pour les doses d'azote successives de 0, 60, 120 et 180 kg/ha (tableau 8). Les gains les plus importants des rendements en maïs ont été observés lorsque la quantité d'azote appliquée passait de 0 à 60 et de 60 à 120, avec des augmentations moyennes

de l'ordre de 3,3 t/ha. Le gain de rendement obtenu entre 120 et 180 kg N/ha n'était que de 0,7 t/ha de grain.

L'analyse statistique (tableau 7) démontre un effet significatif de la dose d'azote sur la quantité de grains récoltés. L'analyse de variance indique des effets linéaires et quadratiques très significatifs avec des valeurs respectives de  $\alpha = 0,0001$  et  $\alpha = 0,0210$ .

Pour les sols amendés avec les composts, le rendement moyen a été de 8,84 t/ha pour une application de 120 kg/ha de N (figure 1), alors qu'une application de 180 kg/ha a permis d'obtenir un rendement moyen de seulement 9,18 t/ha. Pour les sols sans compost, les rendements obtenus étaient de 6,5 t/ha et 9 t/ha respectivement pour les doses 120 et 180 kg/ha de N. De façon générale, les sols amendés de composts ont présenté des rendements supérieurs aux parcelles non amendées pour toutes les doses d'azote minéral. Un effet synergique a donc été observé lorsque des apports de composts étaient complétés avec l'engrais azoté, ce qui a permis d'obtenir des rendements élevés en maïs-grain avec une dose de 120 kg N/ha.

Les prélèvements en azote du maïs ont été proportionnels aux rendements en grains (tableau 8). Des effets linéaires et quadratiques des doses d'azote ont également été observés sur les prélèvements en N (tableau 7). De même, les apports de composts ont légèrement augmenté les prélèvements en N du maïs-grain ( $P > 0,07$ ).

**Tableau 7. Probabilité de l'erreur alpha associée à chacune des comparaisons a priori pour les paramètres rendements en grains et prélèvements en azote.**

Comparaisons a priori	Rendements en grains	Prélèvements en azote
Composts versus témoin	0,0338	0,0725
Compost 3 versus compost 5	0,2803	0,7271
Compost 3 versus compost de feuilles	0,6136	0,9419
Compost 5 versus compost de feuilles	0,7030	0,8320
Retournement versus aération	0,3964	0,3745
$N_t$	0,0001	0,0001
$N_q$	0,021	0,9729

**Tableau 8. Effets combinés du type de compost et de la dose d'azote minéral sur les rendements et les prélèvements en azote du maïs-grain (1<sup>ère</sup> année de culture).**

Dose d'azote	Rendements (t/ha)						Prélèvements en N (kg/ha)					
	Témoin	3-A*	3-R	5-A	5-R	F	Témoin	3-A	3-R	5-A	5-R	F
0	4,9	5	5,7	4,8	5,6	4,8	72,8	77,4	81,6	71,8	77,9	73,9
60	6,5	7,6	6,7	7	6	7,5	98,4	107,8	90,7	107,2	83,0	107,8
120	6,5	8,8	8,8	9,3	8,9	8,4	120,4	151,4	156,3	155,5	162,8	141,1
180	9	9,7	9,4	9,3	8,2	9,3	173,3	175,6	166,9	185,5	169,2	179,3

\* : La description des composts retenus est donnée au tableau 2.

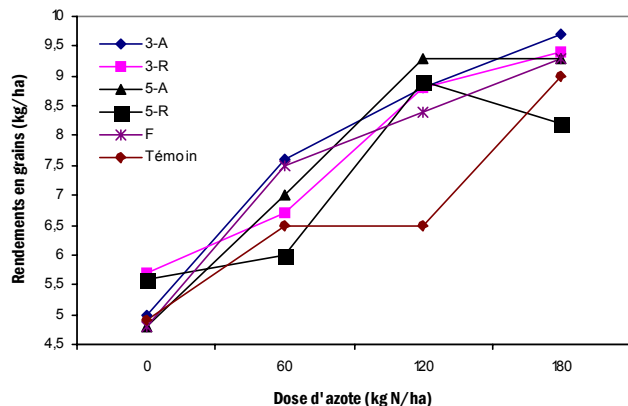


Figure 1. Rendements en maïs-grain en fonction de la dose d'azote et du type de compost.

### Effets des apports de composts sur les propriétés du sol

Des échantillons de sols ont été prélevés, suite aux deux années de culture de maïs-grain, soit deux ans après l'application des composts, afin de mesurer leurs effets sur certaines propriétés du sol de la série Providence. L'échantillonnage a été effectué dans les traitements avec composts et le témoin sans compost, mais seulement pour les doses de 0 et 120 kg N/ha.

Les résultats obtenus montrent qu'un seul apport de composts de résidus verts urbains, à la dose de 20 t/ha sur base humide, n'a pas significativement augmenté les valeurs de pH, les teneurs en matière organique et en azote, ainsi que la capacité d'échange cationique du sol étudié, comparativement au témoin sans apport de compost (données non présentées).

Jusqu'à présent, plusieurs recherches ont démontré que seuls les apports répétés de résidus organiques d'émondage ou de compost à des doses plus élevées (50 à 100 t/ha) influencent ces paramètres du sol (pH, CEC, MO, N total et N minéral) (N'Dayegamiye et Angers 1993).

Cependant, l'apport de compost a augmenté de façon significative les macro-agrégats stables à l'eau et la stabilité structurale du sol (DMP) (données non présentées). Ces résultats suggèrent que les composts apportés dans cet essai

n'avaient pas atteint leur maturité, et contenaient encore des quantités importantes de C minéralisable. La matière organique minéralisable stimule la croissance et l'activité de la microflore qui jouent un rôle important dans la formation des agrégats du sol. La matière organique fermentescible, les produits organiques dérivés de la décomposition (polysaccharides) ainsi que les hyphes fongiques et les mucilages bactériens sont étroitement associés au développement des agrégats améliorant ainsi la structure des sols (Tisdall et al. 1978).

Les effets des composts sur la macro-agrégation peuvent aussi être attribuables à leur teneur en substances humiques; celles-ci jouent un important rôle dans l'agrégation et la stabilité des agrégats de sol (Chaney et Swift 1986). L'influence rapide des composts sur l'agrégation de ce sol peut aussi être attribuable à la teneur en argile de la série Providence. En effet, l'agrégation est plus dynamique dans les sols contenant des teneurs élevées en argile. En raison des charges négatives des colloïdes argileux et les conditions de pH qui prévalent, les substances humiques et les polysaccharides peuvent réagir avec les surfaces argileuses, formant des ponts entre les agrégats et structurant ainsi les sols.

L'augmentation de la macro-agrégation contribue à accroître la porosité du sol, et par conséquent l'aération, l'infiltration et la rétention de l'eau dans le sol. Des apports de résidus d'émondage et de fumiers

de bovins ont également accru la taille des macro-agrégats stables à l'eau et amélioré la rétention en eau du sol (Gasser et al. 1995, N'Dayegamiye et al. 1997a).

Les résultats obtenus ont démontré que les effets significatifs des composts sur les rendements en maïs-grain et la nutrition en N n'étaient pas reliés de façon importante à la contribution des composts en azote. L'augmentation de la stabilité structurale du sol avec les impacts qui en découlent sur les conditions du sol aurait ainsi joué un rôle important dans les augmentations de rendement en maïs-grain obtenues dans les sols ayant reçu les composts. Même si les composts obtenus suite à l'utilisation de la technique de l'aération forcée présentaient une plus faible maturité en comparaison des composts obtenus suite au retournement, leurs effets sur la structure du sol, les rendements en grains et la nutrition en azote ont été comparables. Les résultats obtenus suggèrent que la plupart des composts produits par les deux techniques étaient encore en voie de maturation, contenant ainsi à la fois de la MO minéralisable et des substances humiques. Ces fractions de la MO du sol ont favorisé l'agrégation du sol étudié.

### Conclusion

Une seule application de composts a augmenté les rendements et permis la réduction des apports azotés pour la nutrition du maïs-grain. Les niveaux de rendement obtenus n'ont pas été influencés par le type de compost apporté ou par la technique de compostage utilisée. L'action synergique des composts et de l'engrais N a permis d'obtenir des rendements élevés en maïs-grain avec seulement une dose de 120 kg N/ha, permettant ainsi une réduction de la fertilisation azotée. Les augmentations de rendement mesurées n'étaient pas reliées à la contribution en N des composts, mais plutôt aux effets bénéfiques des composts sur la structure du sol et probablement des effets qui en découlent (possiblement la rétention en eau). Cette étude démontre

que le degré de maturité du compost ne serait pas un critère aussi déterminant en grandes cultures qu'il ne l'est pour certaines productions horticoles.

## Remerciements

Les auteurs remercient le Groupe GSI (anciennement Groupe Serrerner Consultation) pour le partenariat dans la réalisation de ce projet. Des remerciements vont également à M. Benoît Beaudoin, agr. M. Sc. env. et à M. Marc Brouillette ing., M. Sc. pour leur collaboration dans l'essai de compostage.

## Références bibliographiques

- Allison, L.E., W.B. Bollen et C.D. Moodie. 1965. Total carbon *in*: C.A. Black et al., eds. Methods of soil analysis. Agronomy no.9. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, WI. p. 1346-1365.
- Beauchemin, S., A. N'Dayegamiye et M. R. Laverdière. 1990. Effets d'apport d'amendements ligneux frais et humifiés sur la production de pommes de terre et sur la disponibilité de l'azote en sol sableux. *Can. J. Soil Sci.* 70 : 555-564.
- Bremner, J.M. et C.S. Mulvaney. 1982. Total nitrogen. P. 595-622 *in*: A.L. Page, R.H. Miller, and D.R. Keeney, eds. Methods of soil analysis. 2<sup>nd</sup> ed. Agronomy no 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Chaney, K. et R.S. Swift. 1986. Studies on aggregate stability. The effects of humic substances on the stability of reformed soil aggregates. *J. Soil Sci.* 37: 337-343.
- Isaac, R.A. et W.C. Johnson. 1980. Determination of total nitrogen on plant tissues using BD-40 digestion. *J. Assoc. of Anal. Chem.* 50: 98-100.
- Forster, J.C., W. Zech et E. Würdinger. 1993. Comparison of chemical and microbiological methods for the characterization of the maturity of composts from contrasting sources. *Biol. Ferti. Soils* 16: 93-99.
- Garcia, C., T. Hernandez, F. Costa et M. Ayuso. 1992. Evaluation of the maturity of municipal waste compost using simple chemical parameters. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 23: 1501-1512.
- Gasser, M. O., A. N'Dayegamiye et 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.
- McKeague, J.A. (ed). 1978. Manual of soil sampling and methods of analysis. 2<sup>nd</sup> ed. Canadian Society of Soil Science, Ottawa, On. 250 p.
- Kemper, W.O. et R.C. Roseneau. 1986. Aggregate stability. Pages 511-519 *in*: C.A. Black et al., ed. Methods of soil analysis. Agronomy no 9, Part 1. ASA Inc. Madison, WI.
- N'Dayegamiye, A., M. Goulet et M.R. Laverdière. 1997a. Effet à long terme d'engrais minéraux et de fumier sur les teneurs en C et en N des fractions densimétriques et des agrégats du loam limoneux Le Bras. *Can. J. Soil Sci.* 77 : 351-358.
- N'Dayegamiye, A., R. Royer et P. Audesse. 1997b. Nitrogen mineralization and availability in manure composts from Quebec biological farms. *Can. J. Soil Sci.* 77: 345-350.
- N'Dayegamiye, A. et D.A. Angers. 1993. Organic matter characteristics and water-stable aggregation of a sandy loam after 9 years of wood residue applications. *Can. J. Soil Sci.* 73: 115-122.
- Parnes, R. 1986. Organic and inorganic fertilizers. Woods End Agricultural Institute. Mt Vernon, ME. 167 p.
- Pelletier, D. 1993. Pour une gestion environnementale des résidus solides municipaux. Guide de la collecte et du compostage des résidus verts. Ed. Les publications du Québec. p. 5-9.
- Rao, K. J. et M.V. Shantaram. 1996. Effect of urban solid-wastes on dry-matter yield uptake of micronutrients and heavy-metals by maize plant. *Journal of Environmental Biology* 17 (1): 25-32.
- Richard, T. 1991. Clean compost production. *dans* The Biocycle guide to the art and science of composting. Edited by the staff of Biocycle. Journal of waste recycling. The J.G. Press inc. Emmaus. Pa. 61 p.
- Rynk, R., M. Van de Kamp, G.B. Wilson, M.E. Singley, T.L. Richard, J.J. Kolega, F.R. Gouin, L. Laliberty, D. Kay, D.W. Murphy, H.A.J. Hoitink, et W.F. Brinton. 1992. On-farm composting handbook. NRAES. Ithaca, N.Y. 186 p.
- Sauvesty, A. et M. Tabi. 1995. Le compostage au Québec. Consortium sur le développement du compostage au Québec. 76 p.
- Tisdall, J. M., B. Cockroft et N.C. Uren. 1978. The stability of soil aggregate as affected by organic materials, microbial activity and physical disruption. *Aust. J. Soil Res.* 16 : 9-17.
- Vallini, G. et A. Pera. 1989. Green compost production from vegetable wastes separately collected in metropolitan garden-produce markets. *Biological Wastes* 29: 33-41.
- Warman, P.R. et W.C. Termeer. 1996. Composting and evaluation of racetrack manure, grass clippings and sewage sludge. *Bioresource Technology* 55: 95-101.

Zucconi, F., A. Pera, M. Forte et M. Bertoldi.  
1981. Evaluating toxicity of immature  
compost. *BioCycle* 22 (2): 54-57.

Zucconi, F. et M. de Bertoldi. 1987. Compost  
specifications for the production and  
characterization of compost from munici-  
pal solid waste. *In*: Compost: production  
and use. Ed. De Bertoldi, M., Ferranti,  
M.P., L'Hermite, P. et F. Zucconi, Elsevier  
Applied Science, New York. p. 351-358.

