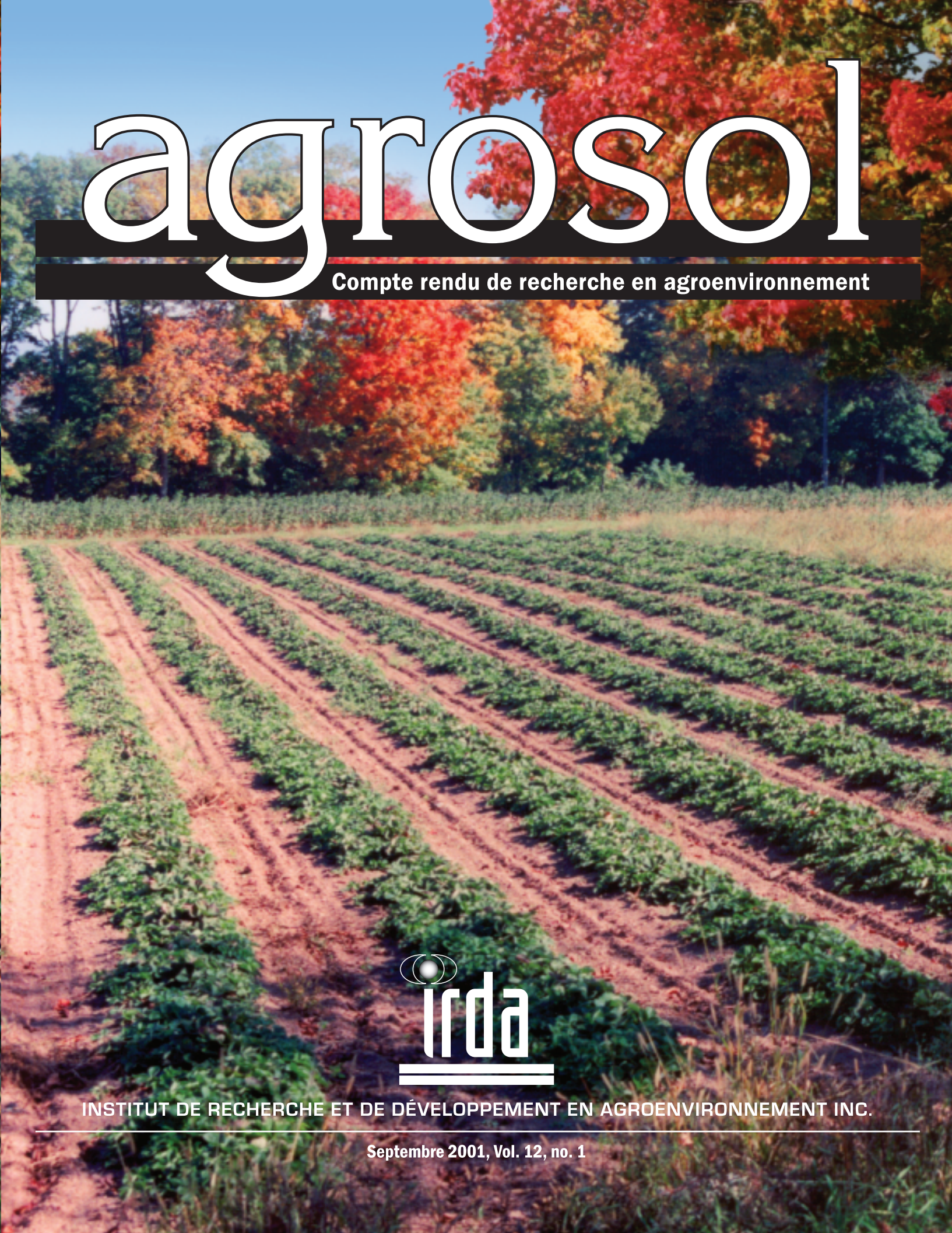


agrosol

Compte rendu de recherche en agroenvironnement

irda

INSTITUT DE RECHERCHE ET DE DÉVELOPPEMENT EN AGROENVIRONNEMENT INC.

Septembre 2001, Vol. 12, no. 1

agrosol

Compte rendu de recherche en agroenvironnement

Septembre 2001, volume 12, no. 1

INSTITUT DE RECHERCHE ET DE DÉVELOPPEMENT EN AGROENVIRONNEMENT

Directeur général de l'IRDA
Gilles Desaulniers

Directeur de la revue Agrosol
Claude Bernard

Éditeur en chef
Marcel Giroux

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

Traitement de texte
Claudine Jomphe

Lecture et correction des textes
Réal Camiré

Illustration et mise en page
Frédérique Maranda

POUR CORRESPONDRE :

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

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

Table des matières

L'agroenvironnement, une préoccupation à partager **3**

Étude de quatre érablières du Québec en relation avec le milieu pédologique : I. Microrelief, fertilité des sols, et dépérissement **4**
G. Roy, A. Sauvesty, F. Pagé et R. Van Hulst

Étude de quatre érablières du Québec en relation avec le milieu pédologique : II. Paramètres physiologiques et dépérissement **13**
G. Roy, A. Sauvesty, F. Pagé et R. Van Hulst

Effet du pH sur la solubilité du phosphore dans les sols calcaires du nord de Varamine (Iran) **21**
D. Ghazanshahi et A. Jaouich

Valeur fertilisante des boues mixtes de papetières (biosolides) dans des sols cultivés en maïs-grain, soya et orge **25**
A. N'Dayegamiye, S. Huard et Y. Thibault

Effet comparatif de divers amendements organiques sur la stabilité structurale d'un sol limono-argileux cultivé en Algérie **35**
B. Dridi et Z. Aggoun

Échantillonnage séquentiel et fluctuations saisonnières des populations de *Delia radicum* (L.) (Diptera : Anthomyidae) dans les plantations de choux **40**
G. Mailloux

Comparaison entre la détermination de la matière organique des sols par la méthode de Walkley-Black et la méthode de perte au feu **49**
M. T. Moreno, P. Audesse, M. Giroux, N. Frenette et M. Cescas

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***.

L'agroenvironnement, une préoccupation à partager

Le développement d'une agriculture durable, c'est-à-dire productive, génératrice d'aliments sains et de qualité, respectueuse du milieu environnant et assurant une cohabitation harmonieuse dans le milieu rural est une préoccupation maintenant partagée par l'ensemble des intervenants de l'agriculture et de l'environnement.

Ainsi, parmi les enjeux sectoriels du plan stratégique 2001-2004 du MAPAQ et des organismes du groupe APA, on retrouve la sécurité alimentaire et l'amélioration de la qualité de l'environnement en milieu agricole, via des avancées significatives en termes de réduction des impacts des productions animales (entreposage des déjections, gestion comme fertilisant, réduction des odeurs), de fertilisation agroenvironnementale, de lutte intégrée aux ennemis des cultures et de mise en place de pratiques de conservation des sols et des eaux.

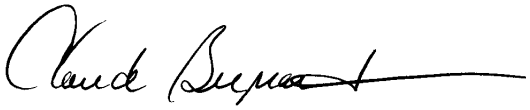
De même, l'UPA s'est dotée d'un cadre d'intervention agroenvironnemental fixant des objectifs de réduction des principales sources de pollution agricole diffuse : effluents d'élevage, nutriments, érosion et ruissellement superficiel, pesticides, odeurs et sources localisées.

Les enjeux sectoriels du plan stratégique 2000-2003 du MENV et des organismes sous sa responsabilité incluent des dispositions vis-à-vis la gestion environnementale des activités agricoles, la conservation de la diversité biologique et la promotion du développement durable.

L'atteinte des ces objectifs variés requiert deux choses principalement. D'abord, le développement de nouvelles connaissances et pratiques agricoles, ce à quoi de nombreux intervenants travaillent activement. D'autre part, ces nouvelles connaissances et pratiques doivent être communiquées le plus rapidement et efficacement possible aux conseillers agricoles qui accompagnent les agriculteurs dans ce virage technologique.

Ce nouveau numéro d'*Agrosol* participe à cet effort de diffusion de l'information. Vous y trouverez des articles traitant d'entomologie, de la chimie du sol, des aspects méthodologiques en termes d'analyse des sols et de la valeur des amendements organiques comme fertilisants et agents de structuration des sols. Par ailleurs, le milieu forestier est fréquemment associé à l'activité agricole. C'est pourquoi nous vous offrons deux articles portant sur le dépérissement des érablières.

Bonne lecture.



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

Étude de quatre érablières du Québec en relation avec le milieu pédologique : I. Microrelief, fertilité des sols, et dépérissement.

G. Roy [1], A. Sauvesty [2], F. Pagé [2] et R. Van Hulst [3]

Résumé, G. Roy [1], A. Sauvesty [2], F. Pagé [2] et R. Van Hulst [3], 2001. **Étude de quatre érablières du Québec en relation avec le milieu pédologique : I. Microrelief, fertilité des sols, et dépérissement. *Agrosol*. 12 (1) : 4-12.** Cette étude a été réalisée dans le but de mieux comprendre les relations qui existent entre le statut nutritif foliaire, le dépérissement des érables et la qualité des sols. L'expérience a été effectuée dans quatre érablières, dont deux sont localisées dans les Appalaches à Tingwick, et les deux autres dans les Laurentides à Duchesnay. Ces érablières sont caractérisées par un microrelief de bosses et de creux ou dépressions. Dans l'une des érablières (T_1) de Tingwick, les sols dominants se retrouvent sur des bosses et ont un drainage bon à modéré (séries de Leeds et Woodbridge). Dans l'autre érablière (T_2), les sols dominants sont observés dans les dépressions et leur drainage est imparfait à mauvais (séries de Sainte-Marie et Brompton). À Duchesnay, les sols dominants dans une des érablières (D_1) se retrouvent sur les bosses et ont un drainage bon à très bon (série de Sainte-Agathe). Dans l'autre érablière (D_2), les sols dominants se retrouvent également sur les bosses mais le drainage est de bien à modérément bien drainé (série de Sergent). Les sols sont pour l'ensemble acides et pauvres en éléments nutritifs. Le pH et les teneurs en éléments nutritifs (horizons H-Ah) les plus faibles se retrouvent dans les érablières dominées par les sols bien à très bien drainés (T_2 et D_1) ($p < 0,05$). Dans ces milieux, les érables présentaient un dépérissement moyen inférieur à 10 %. C'est dans le milieu dominé par des sols mal à imparfaitement drainés de Tingwick (T_2) et modérément bien drainés de Duchesnay (D_2), que l'on a observé la plus faible activité biologique. L'activité biologique est alors caractérisée par des indices I_d supérieurs à 10. Bien que ces sols étaient les plus riches en éléments nutritifs, on a observé des carences foliaires et un dépérissement supérieur à 25 %. Les résultats obtenus indiquent que, dans les sites à l'étude, le dépérissement est la conséquence d'une adaptation physiologique des érables à sucre aux mauvaises conditions de drainage du milieu.

Mots clés : Dépérissement, *Acer saccharum*, sols forestiers, indice d'activité biologique.

Abstract, G. Roy [1], A. Sauvesty [2], F. Pagé [2] and R. Van Hulst [3], 2001. **Study of four maple stands of Québec in relation with soil quality. I Microrelief, soil fertility and dieback. *Agrosol*. 12 (1) : 4-12.** This study was conducted to provide a better understanding of the relationship between foliar nutrient status, maple dieback and soil quality. Fieldwork was conducted in four maple stands, two of which were located in the Appalachians at Tingwick and two located in the Laurentians at Duchesnay. All stands were characterised by a mound and depression microrelief. In one of the Tingwick maple stands (T_1) the predominant soil type was found on mounds, and was well to moderately well-drained (Leeds and Woodbridge series). At the other site (T_2), the predominant soil type was in depressions, and imperfectly to poorly drained (Sainte-Marie and Brompton series). At the first Duchesnay site (D_1) the predominant soil type was found on mounds and was well to rapidly drained (Ste-Agathe series). At the second Duchesnay site (D_2), the predominant soil type was also found on mounds, but was well to moderately well-drained (Sergent series). On all sites the soils were acidic and nutrient poor. The lowest pH-values and nutrient concentrations (in the H-Ah horizons) were found in maple stands with well drained soils (T_1 and D_1) ($p<0.05$). On these sites maple dieback was less than 10%. It was on the poorly to imperfectly drained soils at Tingwick (T_2), as well as on the moderately drained soils at Duchesnay (D_2) that we observed the lowest biological activity. Although these soils were the most nutrient-rich, we observed foliar nutrient deficiencies, and maple dieback in excess of 25%. Our results suggest that maple dieback is the result of a poor physiological adaptation of sugar maple to poor drainage conditions in the areas studied.

Keywords : dieback, *Acer saccharum*, forest soils, biological activity index.

1. Direction de la recherche forestière, Ministère des ressources naturelles, 2 700 rue Einstein, Sainte-Foy (Québec), G1P 3W8, CANADA
2. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), 2700, rue Einstein, Sainte-Foy, (Québec), G1P 3W8, CANADA
3. Université Bishop's, dép. de sciences biologiques, Lennoxville (Québec), J1M 1Z7, CANADA

Introduction

En milieu forestier, la vigueur des arbres est souvent évaluée par le statut nutritif foliaire puisque plus des 2/3 des éléments nutritifs prélevés par les racines se retrouvent ou passent par les feuilles (Kramer et Kozlowski 1979). C'est ainsi que plusieurs études portant sur la compréhension du phénomène du dépérissement des érables à sucre en Amérique du nord ont mis en évidence des déséquilibres nutritionnels, notamment en N, K, Ca ou Mg (Bernier et Brazeau 1988 a et b; Paré et Bernier 1989; Hendershot 1991; Kolb et McCormick 1993; Roy et al. 1990; Sauvesty et al. 1993; Wilmot et al. 1995). Soulignons que des déséquilibres nutritionnels ont été également observés dans les racines (Badibanga 1994) et les sols (Beaton 1978; Weetman et Hill 1978; Gagnon et al. 1986; Mahendrappa et al. 1986; Toutain et al. 1987; Wright et al. 1988), incluant les humus forestiers (Gagnon et al. 1986). Ces études ont permis d'établir une relation entre le déclin forestier et le statut nutritif foliaire et ont de ce fait, souvent été accompagnées d'essais de fertilisation (Boutin et al. 1989; Hendershot et al. 1989; Roy et Gagnon 1989) et de chaulage (Toutain et al. 1987; Pagé et al. 1991; Roy et Gagnon 1989; Moore et al. 2000) afin de rétablir le cycle biogéochimique dans les forêts de feuillus.

Un paradoxe existe cependant quant à la relation « milieux pédologiques - dépérissement des érables » puisque l'on attribue au phénomène du dépérissement non seulement la pauvreté des sols en certains éléments nutritifs (N, K, Ca ou Mg) (Bernier et Brazeau 1988a; 1988b; 1988c), mais également un état de santé précaire de certains peuplements (Roy 1998) ainsi que le mauvais drainage des sols associés aux périodes de fortes précipitations des dernières décennies (Roy 1998; Roy et al. 1990; Roy et Gagnon, 1991; Pagé et al., 1992; Sauvesty et al. 1992; Roy 1998). Or le dépérissement se manifeste dans tous les cas par un faible statut nutritif et les mêmes symptômes tels le redressement foliaire, le nanisme, les chloroses, la sénescence hâtive, le décollement de l'écorce des branches et du tronc et enfin la détérioration du système radiculaire (Badibanga et al. 1992).

Cependant, il est difficile de concevoir qu'un milieu pédologique qui crée un appauvrissement en un élément minéral, quel qu'il soit, puisse être le seul responsable, même à long terme, de l'apparition de ces symptômes. On peut alors se questionner sur le rôle du déséquilibre nutritionnel impliqué dans le processus du dépérissement des érablières. C'est pourquoi, l'étude qui est proposée ici a été réalisée afin de mettre en évidence les effets de la valeur nutritive des sols des érablières sur le statut nutritif foliaire et la sévérité du dépérissement de l'érable à sucre. Les études actuelles ont pour la plupart été réalisées sur un très grand nombre de sites de sorte qu'il n'est pas possible en pratique de décrire en détail le milieu pédologique. Ainsi, le microrelief des érablières étant généralement en bosses et creux (Sauvesty et al. 1992; Pagé et Brown 1995), les sites identifiés comme bien drainés à l'échelle régionale, peuvent contenir à l'échelle du microsite de nombreux sols à drainage différent. Nous avons donc choisi comme approche de réaliser notre étude sur le nombre restreint de quatre érablières mais en réalisant une caractérisation détaillée du milieu pédologique où se développe chaque arbre.

Matériel et méthodes

Description du site

Cette étude a été réalisée dans quatre érablières à bouleaux jaunes (*Betula alleghaniensis* Britton) et hêtres (*Fagus grandifolia* Ehrh.). Deux sont situées à Tingwick, dans les Appalaches, et ont été décrites par Roy et Gagnon (1999). Les deux autres sont situées dans la forêt de Duchesnay dans les Laurentides et ont été décrites par Robitaille et Gagnon (1974). L'expérience a été réalisée dans des parcelles de 50 x 50 m dans l'érablière de Tingwick (T_1 et T_2) et de 50 x 25 m dans l'érablière de Duchesnay (D_1 et D_2).

Description du milieu pédologique

Le milieu pédologique, relativement uniforme à l'intérieur d'une même parcelle, a été caractérisé d'après les critères suivants :

L'humidité du milieu et le microrelief

Dans les érablières du Québec, les chablis ont contribué à façonner le microrelief en bosses et en dépressions (Sauvesty et al. 1992; Pagé et Brown 1995). Les dépressions inférieures à 10 m^2 ont été appelées « creux ». Les sols les mieux drainés se développent sur les bosses et les sols les moins bien drainés dans les creux (Figure 1). D'une

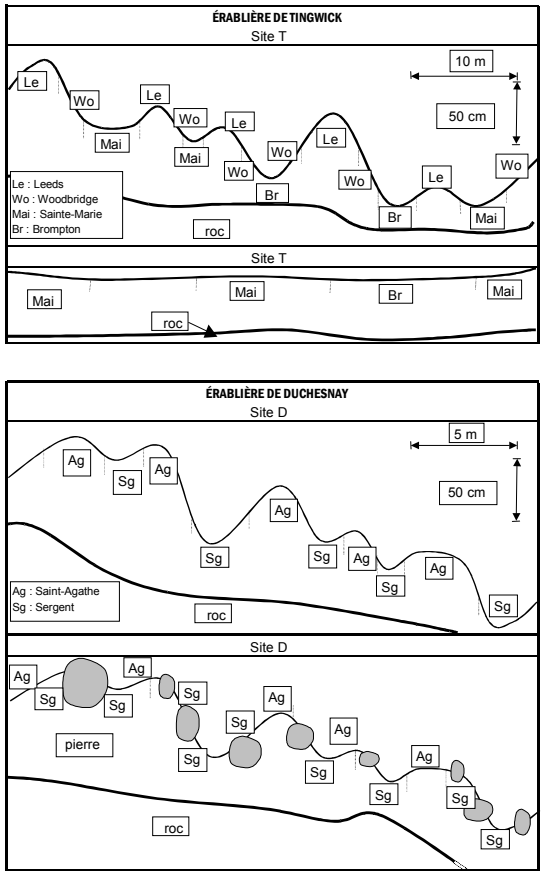


Figure 1. Représentation schématique des séries de sol dans les sites à l'étude

Tableau 1. Critères de caractérisation de l'humidité et du microrelief des milieux pédologiques

Humidité	
Xérique	Plus de 50 % des sols ont un drainage très rapide à bon
Mésique	Plus de 50% des sols ont un drainage bon à imparfait
Hydrique	Plus de 50 % des sols ont un drainage imparfait à très mauvais

Microrelief				
Bosselure	**Nombre de bosses sur 10 m**	**Hauteur des bosses (cm)**	**Importance**	**% de surface**
Faible	< 3	Petite 10-30	Faible	< 30
Modérée	3-4	Moyenne 30-60	Modérée	30-50
Forte	5-6	Grande > 60	Forte	50-70
Très forte	> 6		Très forte	> 70

Tableau 2. Classification des sols

Série de sol	Parcelle	Formes dominantes du microrelief	Sous-groupe de sol	Texture	Drainage
Tingwick					
Leeds (Le)	T_1	Bosses	Podzol ferro-humique fragique	Loam sableux	Bon à modéré
Woodbridge (Wo)	T_1	Bosses	Brunisol dystrique éluvié	Loam sableux	Modéré à imparfait
Sainte-Marie (Mai)	T_1 et T_2	Creux, dépression	Gleysol orthique	Loam sableux	Imparfait à mauvais
Brompton (Br)	T_1 et T_2	Creux, dépression	Gleysol humique orthique	Loam sableux	Mauvais à très mauvais
Duchesnay					
Sainte-Agathe (Ag)	D_1 et D_2	Bosses	Podzol ferro-humique fragique	Sable à sable loameux	Bon
Sergent (Sg)	D_1 et D_2	Bosses, creux	Podzol humo-ferrique orthique	Sable à sable loameux	Modéré à imparfait

manière générale, on peut dire que plus les bosses sont grandes et hautes, meilleur sera le drainage des sols qui s'y développent. Ainsi, en fonction de l'importance de la surface et de la hauteur des bosses, le milieu pédologique sera plus ou moins humide (Tableau 1).

L'indice d'activité biologique des litières I_d

La vitesse de décomposition des litières a été évaluée par un indice qui tient compte du type et de l'importance des couches de résidus végétaux constituant l'épisolum humifère. L'indice d'activité biologique des litières I_d a été calculé de la façon suivante :

$I_d = (nL + 1) \times (F + 1)$ (équation de Pagé et Brown (1995) modifiée)

nL : nombre de couches annuelles de feuilles dans l'horizon L mesuré au cours du mois de septembre ou d'octobre, avant la chute des feuilles (une couche de feuilles est séparée d'une autre par des écailles de bourgeons, des brindilles, des graines d'arbres ou des résidus de plantes herbacées etc.)

F : épaisseur de l'horizon F (horizons constitués principalement de résidus de radicelles en décomposition sous l'action combinée des microbes et de la mésofaune (acariens, collemboles, larves d'insectes, enchytraeïdes etc.)

L'indice d'activité biologique des litières I_d est égal à 1 dans les sols de type mull, puisque aucune couche L n'est présente à l'automne et qu'il n'y a pas d'horizon F (Pagé et Brown 1995). L'indice I_d est supérieur à 1 dans les érablières à sols faiblement à très acides, car on retrouve sur le sol une à plusieurs couches annuelles de feuilles. L'épaisseur de l'horizon F varie de 0 à plusieurs centimètres. L'humus est alors généralement de type moder. Ainsi, plus l'indice I_d est grand, plus le nombre de couches annuelles de feuilles est élevé, plus l'horizon F est épais, et moins l'activité biologique et la vitesse de décomposition des litières sont importantes (Pagé et Brown 1995).

Les sols, la pente, la pierrosité et la roccosité

Ces critères ont été identifiés en utilisant les normes du système canadien de classification des sols (Commission canadienne de Pédologie 1978). Les séries de sols observées sur les sites à l'étude sont celles décrites par Rompré et al. (1984) et Raymond et al. (1976) (Tableau 2).

Dans l'érablière de Tingwick, les sols évoluent sur un till acide constitué de schistes à séricite, à chlorite, à quartz et à muscovite, et de quartzites, alors que ceux de l'érablière de Duchesnay se développent sur un till acide composé de gneiss granitique, de gneiss à biotite et à hornblende, et de quartzite (Tableau 2). Dans les parcelles T_1, D_1 et D_2, les sols ont été caractérisés à la rupture de pente de cinq bosses représentatives du milieu et dans les creux qui leurs sont associés. Dans la parcelle T_2 caractérisée par une dépression, les sols et l'indice I_d ont été caractérisés dans cinq profils de sol situés le long d'une droite qui traverse le centre de la parcelle.

Analyses des sols

L'horizon Ah caractérise relativement bien la fertilité des sols de l'érablière car il est formé sous l'action de l'activité biologique du sol laquelle dépend des conditions édaphiques du milieu (Pagé et Brown 1995). Ce type d'horizon est de plus le siège d'une activité radiculaire intense (Badibanga et al. 1992). Les échantillons des horizons Ah (0-5 cm)

de sols ont été prélevés à l'automne à la rupture de pente des bosses et des creux sélectionnés pour la mesure de l'indice I_d. Le pH ($CaCl_2$) ainsi que les teneurs en C (Walkley et Black 1934), N total (Isaac et Johnson 1976), P, K, Ca et Mg (Tran et al. 1990) ont été mesurés.

Échantillonnage des feuilles

Dix érables de DHP semblable ont été choisis de façon aléatoire dans chacune des parcelles T_1 et T_2 au site de Tingwick. Au site de Duchesnay, neuf érables ont été sélectionnés au hasard dans la parcelle D_1 et neuf dans la parcelle D_2. Les feuilles des arbres de chacun des sites ont été échantillonnées à mi-feuillage, à l'aide d'une perche télescopique, entre le 15 juillet et le 15 août. Immédiatement après le prélèvement, les feuilles ont été congelées par la glace sèche, puis lyophilisées, broyées (passant à la maille 60) et conservées à température ambiante jusqu'au moment des analyses biochimiques.

Analyses des feuilles

Pour chaque analyse, le nombre de répétitions choisi par échantillon a été de trois. Les analyses de N (Isaac et Johnson 1976), P, K, Mg et Ca (Rutledge et McCurg 1981) ont été réalisées sur les feuilles.

Détermination de la sévérité du dépérissement

L'évaluation de la sévérité du dépérissement étant basée sur le pourcentage de feuillage manquant, la variabilité de ce paramètre est considérée selon le nombre d'arbre (%) appartenant à l'une des trois classes suivantes : (1) Dép<5%, arbres sains; (2) Dép.=5-25%, arbres modérément atteints par le dépérissement; (3) Dép.>25%, arbres fortement atteints par le dépérissement. La méthode d'évaluation et de calcul utilisée est celle de Roy et Gagnon (1988; 1991).

Analyses statistiques

Une analyse de variance multidimensionnelle accompagnée d'analyses unidimensionnelles a été réalisée afin d'étudier plusieurs variables simultanément en fonction d'un facteur en particulier. Ces analyses ont été exécutées à l'aide des logiciels SAS et S-Plus.

Résultats

Caractérisation du milieu pédologique

Les sites de Tingwick sont caractérisés par des sols podzolisés ou gleysoliques (Figure 1, tableau 2). L'importance des bosses de la parcelle T_1 est très forte et les sols qui s'y développent sont bien à modérément drainés (séries Leeds et Woodbridge). Les sols dominants étant bien drainés, le milieu pédologique de T_1 est xérique (Tableau 3). Les sols de la parcelle T_2 évoluent dans une dépression et ont un drainage imparfait à mauvais (séries Brompton et Sainte-Marie). Le milieu pédologique de T_2 est hydrique.

Tableau 3. Caractérisation du milieu pédologique au site de Tingwick (T) et de Duchesnay (D)

Parcelle	T_1	T_2	D_1	D_2
Humidité	Xérique	Hydrique	Xérique	Mésique
Type d'humus	Moder	Moder	Moder	Moder
Bosselure	Moyenne	Faible	Faible	Très forte
Hauteur des bosses	Moyenne	Faible	Forte	Moyenne
Importance des bosses	Très forte	Faible	Très forte	Forte
Pente	Modérée	Faible	Forte	Modérée
Pierrosité	Modérée	Modérée	Modérée	Très forte
Roccosité	Faible	Faible	Faible	Faible

Tableau 4. Quelques caractéristiques chimiques des horizons Ah des sols

Parcelle	pH	C org.	N total	P	K	Ca	Mg
	$CaCl_2$	%	%	mg kg^{-1}	mg kg^{-1}	mg kg^{-1}	Mg kg^{-1}
Tingwick							
T_1	3,5	8,1	1,1	14	118	1501	82
T_2	5,0	14,2	0,9	33	137	3357	198
Duchesnay							
D_1	4,1	18,8	0,7	36	163	558	44
D_2	4,8	24,4	1,1	76	265	941	72
Analyse de variance*							
Tingwick vs Duchesnay	0,5780** (0,07)***	0,0414 (4,65)	0,6754 (0, 08)	0,0678 (3,45)	0,0497 (4,12)	0,0051 (8,35)	0,0452 (4,14)
T_1 et D_1 vs T_2 et D_2	0,0412 (4,23)	0,0031 (9,34)	0,7531 (0,07)	0,0006 (12,38)	0,0087 (7,81)	0,0042 ((9,11)	0,0081 (7,98)
T_1 vs T_2	0,0324 (6,45)	0,0034 (9,26)	0,7351 (0,07)	0,0004 (12,12)	0,0287 (6,68)	0,0042 (9,10)	0,0151 (7,42)
D_1 vs D_2	0,0501 (3,12)	0,0342 (6,34)	0,5351 (0,85)	0,0431 (4,18)	0,0487 (4,13)	0,0492 (4,13)	0,0351 (6,32)

*Réalisée selon le modèle Yij = variable étudiée = $\mu + \tau_i + \varepsilon_{ij}$, , où τ_i est l'effet combiné du site et de l'humidité du milieu pédologique, et ε_{ij} égale à N (v , v^2) avec 31 d.l. (degré de liberté), chaque contraste a 1 d.l. au numérateur

** pr > F

*** F

Dans les parcelles de Duchesnay, on retrouve uniquement des sols podzoliques (Figure 1, tableau 2). Ils ont une texture plus grossière que les sols de Tingwick. Étant donné que les bosses de la parcelle D_1 sont très importantes et sont caractérisées principalement par des podzols ferro-humiques bien drainés de la série Sainte-Agathe, le milieu pédologique est xérique (Tableau 3). Dans la parcelle D_2, les bosses sont moins importantes que dans D_1 et les sols contiennent de nombreuses pierres de taille importante, souvent de plus de 2 m de diamètre. On retrouve généralement autour des pierres dont une partie émerge de la surface du terrain, des podzols humo-ferriques modérément à imparfaitement drainés de la série Sergent. Ces sols étant dominants dans la parcelle, le milieu pédologique a été classé dans la catégorie mésique.

Les sols des sites étudiés évoluent sur une pente faible à modérée à Tingwick et modérée à forte à Duchesnay (Tableau 3). Il n'y a pas d'effleurement rocheux bien que le roc soit souvent situé à de faibles profondeurs (0,5 à 1,5 m environ). D'une manière générale, les sols sont acides et pauvres en éléments nutritifs. Au site de Tingwick, les sols sont toutefois significativement plus pauvres en C organique et K ($p < 0,05$) et plus riches en Ca ($p < 0,01$) et Mg ($p < 0,05$) que ceux de Duchesnay (Tableau 4). Soulignons que, dans chaque érablière, les sols des parcelles xériques T_1 et D_1 sont significativement plus acides ($p< 0,5$) et plus pauvres en C, P, K, Ca et Mg ($p < 0,01$) que ceux des parcelles hydrique T_2 et mésique D_2.

Tableau 5. Indice d'activité biologique des litières I_d dans l'érablière de Tingwick (T) et de Duchesnay (D)

Parcelle	**T_1**	**T_1**	**T_2**	**D_1**	**D_1**	**D_2**	**D_2**
Microrelief	Bosses	Creux	Dépression	Bosses	Creux	Bosses	Creux
Indice I_d	5,2	16,8	16,4	8,2	11,4	13,2	14,4
Analyse de variance *							
Tingwick vs Duchesnay			0.6700 **	(0.08) ***			
T_1 et D_1 vs T_2 et D_2			0.0405	(4.16)			
Bosses de T_1 vs creux de T_1			0.0001	(98.23)			
Bosses de T_1 vs dépression de T_2			0.0001	(76.76)			
D_1 vs D_2 (bosses)			0.0209	(7.22)			
T_2 vs D_2			0.7642	(0.07)			
Bosses de T_1 et D_1 vs creux de T_1 et D_1			0.0001	(16.24)			

*Réalisée selon le modèle Y_{ij} = variable étudiée = $\mu + \tau_i + \varepsilon_{ij}$, où τ_i est l'effet combiné du site et de l'humidité du milieu pédologique, et ε_{ij} égale à N (v , v^2) avec 31 d.l. (degré de liberté), chaque contraste a 1 d.l. au numérateur

** pr > F

*** F

Tableau 6. Sévérité moyenne du dépérissement des érables à sucre dans l'érablière de Tingwick (T) et de Duchesnay (D)

Parcelle		**T_1**	**T_2**	**D_1**	**D_2**
Sévérité moyenne du dépérissement (Dp) (%)		1	29	8	28
Analyse de variance*					
Tingwick vs Duchesnay	0,5700 **	(0,09) ***			
T_1 et D_1 vs T_2 et D_2	0,0005	(6,45)			
T_1 et T_2	0,0001	(33,12)			
D_1 vs D_2	0,0006	(7,91)			

*Réalisée selon le modèle Y_{ij} = variable étudiée = $\mu + \tau_i + \varepsilon_{ij}$, où τ_i est l'effet combiné du site et de l'humidité du milieu pédologique, et ε_{ij} égale à N (v , v^2) avec 31 d.l. (degré de liberté), chaque contraste a 1 d.l. au numérateur

** pr > F

*** F

Indice d'activité biologique des litières I_d des sols en relation avec le milieu pédologique

Il n'y a pas de différence significative entre l'indice I_d des deux sites (Tableau 5). L'indice I_d est toutefois significativement plus petit ($p = 0,0001$) dans les bosses de T_1 et D_1 que dans la dépression ou creux de T_2 et D_2. Au site de Tingwick, l'indice I_d est significativement plus petit sur les bosses de T_1 que dans la dépression de T_2 ($p = 0,0001$) et sur les bosses de D_1 et D_2 ($p = 0,0209$). Les résultats indiquent donc que la décomposition des litières, et donc l'activité biologique du sol, serait plus importante dans les sols des milieux pédologiques xériques T_1 et D_1 que dans ceux des milieux hydrique (T_2) et mésique (D_2). C'est donc davantage l'humidité du sol que sa richesse en éléments nutritifs qui serait, du moins pour les sites étudiés, le principal facteur limitatif de l'activité biologique du sol.

Le dépérissement des érables à sucre en relation avec le milieu pédologique

La sévérité moyenne du dépérissement est inférieure à 10 % dans les milieux xériques (T_1 et D_1) alors qu'elle est supérieure à 25 % dans les milieux hydrique (T_2) et mésique (D_2) (Tableau 6). On note une différence significative entre la sévérité moyenne du dépérissement des parcelles dans une même érablière ($p < 0,001$). Il n'y a cependant pas de différence significative entre l'ensemble des érables des deux sites. L'état de santé des arbres suit donc la même tendance que l'indice I_d, à savoir que l'on retrouve une plus forte sévérité du dépérissement dans les milieux mésique et hydrique, milieux caractérisés par une plus grande humidité, un pH et une teneur en éléments nutritifs plus élevés et une activité biologique moins intense que dans les milieux xériques.

Teneurs en éléments nutritifs dans les feuilles en relation avec le milieu pédologique

La nature du milieu pédologique influence significativement le statut nutritif foliaire des érables à sucre (Tableau 7). Ainsi, au site de Tingwick, dans le milieu pédologique xérique T_1, aucune carence nutritive foliaire n'est mise en évidence, alors que dans le milieu pédologique hydrique T_2, pourtant plus riche et moins acide, les feuilles sont moins riches en N et K. Les teneurs en N et K sont alors inférieures au seuil critique et présentent des symptômes de carence (Bernier et Brazeau 1988b; c). On note toutefois dans T_2 par rapport à T_1 des teneurs significativement plus élevées en Ca et Mg.

À Duchesnay, les teneurs en Ca et Mg foliaires sont inférieures au seuil critique tant dans le milieu xérique D_1 que dans le milieu mésique D_2. Une quantité significativement plus faible en N et K foliaires est observée dans le milieu mésique D_2 que dans le milieu xérique D_1, les sols de D_2 étant pourtant plus riches et moins acides que ceux de D_1 (Tableau 6). Les teneurs en N et K foliaires sont cependant supérieures à la valeur du seuil critique. Comme à Tingwick, on a observé une plus faible accumulation en éléments nutritifs foliaires dans le milieu plus humide.

Tableau 7. Teneurs moyennes (%) en éléments nutritifs dans les feuilles d'érables

	N	P	K	Ca	Mg
Tingwick					
T1	1,95	0,12	0,84	0,74	0,11
T2	1,36	0,11	0,49	1,25	0,17
Duchesnay					
D1	2,39	0,15	0,85	0,37	0,06
D2	2,13	0,16	0,72	0,29	0,06
Analyse de variance*					
Tingwick vs Duchesnay	0,0001** (95,10)***	0,0010 (12,91)	0,0018 (11,55)	0,0001 (122,23)	0,0001 (62,41)
T_1 et D_1 vs T_2 et D_2	0,0001 (46,21)	0,1817 (1,86)	0,0001 (44,70)	0,0011 (12,87)	0,0094 (7,60)
T_1 vs T_2	0,0001 (49,01)	0,0297 (5,16)	0,0001 (52,21)	0,0001 (39,09)	0,0004 (15,24)
D_1 vs D_2	0,0086 (7,81)	0,8144 (0,06)	0,0204 (5,93)	0,3864 (0,77)	0,8792 (0,02)

*Réalisée selon le modèle Y_{ij} = variable étudiée = $\mu + \tau_i + \varepsilon_{ij}$, où τ_i est l'effet combiné du site et de l'humidité du milieu pédologique, et ε_{ij} égale à N (v , v^2) avec 31 d.l. (degré de liberté), chaque contraste a 1 d.l. au numérateur

** pr > F

*** F

Discussion

Impacts des milieux pédologiques sur la nutrition minérale

Les conditions de mauvais drainage des sols observées dans le milieu hydrique T_2 de Tingwick et en intensité moindre dans le milieu mésique D_2 de Duchesnay, seraient en partie responsables d'un état asphyxiant pour les organismes du sol et les plantes qui s'y développent. Il résulterait de ce phénomène une décomposition lente des litières et une faible minéralisation de la matière organique (Duchaufour 1977), se concrétisant ici par un indice I_d élevé. Dans ces conditions, le développement du réseau radiculaire des arbres serait également affecté (Badibanga et al. 1992). En conséquence, l'absorption des éléments nutritifs par l'arbre serait réduite ainsi que les teneurs de ces mêmes éléments dans les feuilles (Sauvesty et al. 1992). C'est notamment le cas à Tingwick, où les teneurs en N et K sont relativement faibles dans les sols et se retrouvent sous un seuil critique dans les feuilles en milieu hydrique. Or, ces éléments étant impliqués dans les réactions biochimiques du métabolisme, leur déficience dans les feuilles perturbe les processus métaboliques en affectant notamment la respiration et la photosynthèse, le développement de la chlorophylle et la turgescence des feuilles (Kramer et Kozlowski 1979). À Tingwick, la perturbation du métabolisme foliaire engendrée en majeure partie par le milieu pédologique hydrique conduit à une diminution de la vigueur des érables à sucre se manifestant par la présence de symptômes de dépérissement plus marqués.

À Duchesnay, les faibles teneurs en Ca et Mg dans les sols se répercutent par des carences en ces mêmes éléments dans les feuilles d'érable à sucre, tant dans la parcelle xérique que dans la parcelle mésique. Ce phénomène entraîne une fragilité accrue des érables face à des conditions de stress environnemental. Les érables à sucre du milieu mésique D_2, caractérisé par un taux d'humidité et une quantité de grosses pierres relativement élevés, se développent donc dans des conditions de stress plus importantes que dans le milieu xérique D_1. Ce phénomène provoquerait une diminution de la vigueur des érables à sucre se manifestant par des symptômes marqués de dépérissement. De faibles teneurs en éléments minéraux associées au dépérissement ont été également retrouvées par plusieurs auteurs (Mader et Thompson 1969; Marschner 1986; Kolb et McCormick 1993; Roy et al. 1990; Wilmot et al. 1995). C'est ainsi qu'il a été démontré sur des érables à sucre évoluant dans le nord du Vermont, une très forte corrélation entre le pH et le Ca du sol, le Ca foliaire et le niveau de dépérissement des arbres. Cette région des États-Unis est, comme dans le cas du site étudié, caractérisé par une

dominance de sols podzolisés, et, d'après les auteurs, ces conditions pédologiques à la limite de la croissance de l'érable à sucre rendent ces arbres plus vulnérables à certains agents biotiques et abiotiques. C'est donc dans ces milieux que l'on retrouve les symptômes du dépérissement les plus marqués (Wilmot et al. 1995).

Conclusion

Tant à Tingwick qu'à Duchesnay, le dépérissement de l'érable à sucre s'est manifesté de manière plus marquée dans les milieux les plus humides. Ces milieux se caractérisent par une faible accumulation en éléments nutritifs foliaires. L'activité biologique y est faible, caractérisée par des indices I_d supérieurs à 10. Il est intéressant de constater que ce dernier paramètre serait un excellent indicateur de la qualité des sols d'une érablière. Il est ainsi montré dans ce travail que le dépérissement des érables à sucre n'est pas nécessairement associé aux milieux pédologiques les plus pauvres en éléments nutritifs ou les plus acides. Le dépérissement serait, dans les cas étudiés ici, davantage lié à des conditions de mauvais drainage du sol qui aurait entraîné une mauvaise aération du sol et affecté l'activité biologique du sol et l'absorption des éléments nutritifs par les racines. Par ailleurs, étant donnée que certaines années les sols peuvent geler en profondeur au Québec (Robitaille et Boutin 1993), il est possible que les sols humides aient dégelé plus tardivement au printemps, ce qui aurait eu des conséquences désastreuses sur l'absorption radiculaire et le développement de l'érable à sucre. Les changements climatiques observés au cours des dernières décennies, telles la diminution de la température des saisons de croissance entre 1976 et 1986 (Pagé et al. 1992) ou encore l'augmentation des précipitations, notamment au printemps (Roy 1998), puissent accroître l'anaérobie dans les sols à mauvais drainage et occasionner des perturbations importantes du métabolisme de l'érable à sucre. Les résultats de cette étude tendent donc à appuyer l'hypothèse de l'adaptation physiologique des érablières se développant sur des sols modérément à imparfaitement drainés aux changements climatiques qui auraient accru l'anaérobie de ces sols. Ces perturbations affecteraient d'une façon toute particulière la vigueur des érables dans ces érablières.

Remerciements

Nous tenons à remercier M. Louis Blais du Ministère des ressources naturelles pour son aide précieuse dans la réalisation et l'interprétation des données statistiques. Notre reconnaissance s'adresse également à MM. Carlo Gros Louis, Jean-Marc Boivin, Yvon Bélanger et Germain Laferrière pour la qualité du support technique qu'ils ont donnée tout au long de cette recherche ainsi qu'aux étudiants et stagiaires qui ont contribué à la réalisation de cette recherche.

Références bibliographiques

Badibanga, B. 1994. Étude du système radiculaire de l'érable à sucre en relation avec le milieu pédologique. Caractérisations morphologiques, micromorphologiques et biologiques. Thèse de doctorat. Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec. 225 p.

Badibanga, B., F. Pagé, A. Sauvesty et C. Ansseau, 1992. Le système radiculaire dans les érablières du Québec. II. Le développement radiculaire en relation avec le microrelief et la roche mère. Can. J. For. Res. 22 : 1568-1574.

Beaton, J.D. 1978. Fertilizer methods and applications to forestry practice. Forest fertilization. Symposium Proceedings, ASDA., Forest Service. Report. NE-3, pp. 19-36.

Bernier, B. et M. Brazeau, 1988a. Foliar nutrient status in relation to sugar maple dieback in the Québec Appalachians. Can. J. For. Res. 18(6) : 754-761.

Bernier, B. et M. Brazeau, 1988b. Nutrient deficiency symptoms associated with sugar maple dieback and decline in the Quebec Appalachians. Can. J. For. Res. 18 (6) : 762-767.

Bernier, B. et M. Brazeau, 1988c. Magnésium déficiency symptoms associated with sugar maple dieback in a lower Laurentiams site in southeastern Québec. Can. J. For. Res. 18(6) : 1265-1269.

Boutin, R.,G. Robitaille et L. Meyer, 1989. Expérience de fertilisation dans l'érablière de Norbertville. Impact sur la concentration des éléments nutritifs dans la solution du sol. *Dans*. Atelier sur le dépérissement dans les érablières. Cahier conf., M.A.P.A.Q., Centre de recherche acéricole, Serv. de la recher. sur les aliments. p120-125.

C.C.P. 1978. Le système canadien de classification des sols. Min. de l'Agric. du Canada. Direc. de la recherche. Comm. canadienne de pédologie. 170 p.

Duchaufour, P. 1977. Pédogenèse et classification. Masson. Paris. 475 p.

Gagnon, G., G. Roy, G. Gravel et J. Gagné, 1986. État de recherches sur le dépérissement au Ministère des l'Énergie et des Ressources. Dépérissement des érablières. Cahierde conf. AGDEX 300/637, Québec : 47-85.

Hendershot, W.H. 1991. Fertilization of sugar maple showing dieback symptoms in the Quebec Appalachians. Canada.Fert. Res. 27 (1) : 63-70.

Hendershot, W.H., H. Lalande and M. Champagne, 1989. Response of sugar maple in Beauce-Mégantic region to fertilisation. *Dans* : Atelier sur le dépérissement dans les érablières, cahier conf., M.A.P.A.Q. , Centre de recherche acéricole, Serv. de la recher. sur les aliments, p.94-97.

Isaac, A.R. and W.C. Johnson, 1976. Determination of total nitrogen in plant tissue using a block digestior. Journal of the AOAC, 59 : 98-100.

Kolb, T.E. and L.H. McCormick, 1993. Etiology of sugar maple decline in four Pennsylvania stands. Can. J. For. Res. 23 : 2395-2402.

Kramer, P.J. and T.T. Kozlowski, 1979. Physiology of woody plants. Academic Press. Inc. pp. 811.

Mader, D.L. and B.W. Thompson, 1969. Foliar and soil nutrients in relation to sugar maple decline. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 33 : 794-800.

Mahendrappa, M.K., N.W. Foster, G. F. Weetman and H.H. Krause, 1986. Nutrient cycling and availability in forest soils. Can. J. Soil Sci. 66 : 547-572.

Marschner, H. 1986. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press. London. pp. 186.

Moore, J.-D., C. Camiré and R. Ouimet, 2000. Effects of liming on the nutrition, vigor, and growth of sugar maple at the Lake Clair Watershed, Québec, Canada. Can. J. For. Res. 30: 725-732.

Pagé, F. et J.-L. Brown, 1995. Sols des écosystèmes des érablières. *Dans* : L'érable à sucre, caractéristiques, écologie et aménagement. Gouvernement du Québec, Gouvernement du Canada, Québec. pp. 139-164.

Pagé, F., G. Roy, G. Gagnon et M. Giroux, 1991. Le chaulage des sols d'érablières en dépérissement. Méthode d'échantillonnage des sols et impacts de la chaux. Agrosol, vol. 4 : 59-61.

Pagé, F., G. Roy, G. Gagnon et M. Rioux, 1992. Impact des mauvaises saisons de croissance (1976-1986) sur le dépérissement des érablières des milieux pédologiques pauvres du Québec. Agrosol V(1) : 5-9.

Paré, D. and B. Bernier, 1989. Origin of the sphosphorus deficiency observed in declining sugar maple stands in the Quebec Appalachians. Can. J. For. Res. 19 (1) : 135-137.

Robitaille, G. et R. Boutin, 1993. Les extrêmes climatiques : une cause du dépérissement. Dans : Colloque « La recherche sur le dépérissement : un premier pas vers le monitoring des forêts ». Édité par La Direction de la Recherche, Ministère des Forêts. Québec. pp. 223-238.

Robitaille, L. et G. Gagnon, 1974. Contribution du Service de la recherche au groupe de projets de recherche et de développement en acériculture. 1. Inventaire biophysique et dendrométrique. Service de la recherche, ministère des Terres et Forêts, rapport interne nº 135.

Rompré, M., G. Laflamme, L. Ouellet, D. Carrier, J.-C. Dubé et F. Pagé, 1984. Étude pédologique du comté d'Arthabaska, MAPAQ, Québec. 96 p.

Roy, G. 1998. Rôle des facteurs climatiques dans le mécanisme du dépérissement des érablières appalachiennes. Thèse de Doctorat. Université de Sherbrooke.

Roy, G. et G. Gagnon, 1988. Fiche technique de l'élaboration des places d'étude; dépérissement des érablières. Dir. de la rech. et du dév., Min. de l'Éner. et des Ress. Rap. Int. n° 307, 9p. + p.v.

Roy, G. et G. Gagnon, 1989. Résultats préléminaires du chaulage et de la fertilisation dans les érablières, trois ans après traitement. *Dans* : Atelier sur le dépérissement dans les érablières. cahier conf., M.A.P.A.Q. , Centre de recherche acéricole, Serv. de la recher. sur les aliments, p115-119.

Roy, G et G. Gagnon, 1991. Application de la phytosociologie à l'étude de l'évolution et du mécanisme du dépérissement des érablières dans le sud du Québec. Gouv. du Québec, Min. des Forêts, Direction de la recherche, Mémoire de recher. forestière n° 102, 174p. + carte et tableaux.

Roy, G. et G. Gagnon, 1992. Étude phytosociologique de l'érablière expérimentale de Tingwick. Min. des Forêts, Direc. de la recher. forestière, Québec, 59 p. + carte.

Roy, G., G. Gagnon et M. Ménard, 1990. Les facteurs environnementaux explicatifs du dépérissement des érablières. Pp. 29-37. *In* Camiré, C., Hendershot, W., et Lachance, D. (ed.). Le dépérissement des érablières, causes et solutions possibles. C.R.B.F., Fac. for. Géom., Univ. Laval, Québec, Canada.

Sauvesty, A. 1989. Le dépérissement des érables : interprétation physiologique du dépérissement. Agrosol, 2 : 34-46.

Sauvesty, A. 1995. Caractéristiques physiologiques de l'érable à sucre – Métabolisme de défense et de réserve. *Dans* : L'érable à sucre. Caractéristiques, écologie et aménagement. Ressources naturelles Canada et Gouvernement du Québec (Ministère des Ressources naturelles et Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation). ISBN 2-550-24350-1. 47-49.

Sauvesty, A., F. Pagé et M. Giroux, 1992. Le dépérissement des érablières du Québec en relation avec les mauvaises saisons de croissance. Eurêka. Gouvernement du Québec, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Direction de la Recherche et du Développement. Mars-avril. pp. 8-9.

Sauvesty, A., F. Pagé et M. Giroux, 1993. Impacts des milieux pédologiques en bosses et creux sur les teneurs en composés phénoliques et en éléments minéraux dans les feuilles d'érables à sucre (*Acer saccharum*) en dépérissement du Québec. Can. J. For. Res. 23 : 190-198.

Toutain, F., A. Diagne et F. Le Tacon, 1987. Effets d'apports d'éléments minéraux sur le fonctionnement d'un écosystème forestier de l'est de la France. Rev. Écol. Biol. Sol. 23(3) : 283-300.

Tran, T.S., M. Giroux, J. Guilbeault and P. Audesse, 1990. Evaluation of Mehlich-111 extractant to estimate the available P in Quebec soils. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 21 : 1-28.

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

Weetman, G.F. and S.B. Hill, 1978. General environmental and biological concerns in relation to forest fertilization. Forest fertilization. Symposium Proceedings, ASDA » Forest Service. Report, NE-3, pp. 19-36.

Wilmot, T.R., D.S. Ellsworth and M.T. Tyree, 1995. Relationship among crown condition, growth, and stand nutrition in seven northern Vermont sugarbushes. Can. J. For. Res. 25: 386-397.

Wright, J., H. Poitras et G. Lavoie, 1988. Étude sur la fertilisation et le chaulage des érablières. Rapports 1 et 2 , déposés à l'entente Auxiliaire Canada – Québec sur le développement Agro-Alimentaire. Dossier 1A1 62515 250-007.

Étude de quatre érablières du Québec en relation avec le milieu pédologique : II. Paramètres physiologiques et dépérissement

G. Roy [1], A. Sauvesty [2], F. Pagé [2] et R. Van Hulst [3]

Résumé, G. Roy [1], A. Sauvesty [2], F. Pagé [2] et R. Van Hulst [3], 2001. **Étude de quatre érablières du Québec en relation avec le milieu pédologique : II. Paramètres physiologiques et dépérissement.** ***Agrosol.*** **12 (1) : 13-20.** Cette étude vise à mieux connaître les changements physiologiques qui se produisent dans les feuilles d'érables en cours de dépérissement. Il s'agit également de trouver des indicateurs physiologiques de la vigueur des tiges d'érables afin de faciliter les opérations de martelage lors de l'aménagement acérico-forestier des érablières. L'expérience a été réalisée dans quatre érablières, deux sont localisées dans les Appalaches à Tingwick, les deux autres dans les Laurentides à Duchesnay . À Tingwick, l'érablière T_1 est caractérisée par un milieu pédologique xérique alors que dans l'érablière T_2 le milieu pédologique est hydrique. À Duchesnay, l'érablière D_1 est caractérisée par un milieu pédologique xérique alors que dans l'érablière D_2 le milieu pédologique est mésique. Les érables à sucre des milieux les plus humides des deux sites, le milieu hydrique T_2 et le milieu mésique D_2, sont caractérisés par des symptômes de dépérissement > 25 %. L'érablière de Duchesnay se distingue de l'érablière de Tingwick par de plus fortes accumulations foliaires de sucres solubles, notamment le québrachitol, ainsi que d'amidon ($p < 0,05$). Par ailleurs, les teneurs en composés phénoliques dans les feuilles sont significativement plus faibles en milieu xériques des deux sites ($p > 0,05$). Nos résultats indiquent que l'abondance des composés phénoliques, du québrachitol et de l'amidon foliaire pourrait être utilisée comme indicateur de la vigueur des érables. Le québrachitol foliaire est la variable la plus importante pour discriminer les deux types d'habitats à l'étude en relation avec la roche mère, alors que l'amidon et surtout les composés phénoliques foliaires sont les meilleurs indicateurs des conditions de drainage du sol. Les changements climatiques, telles des saisons de croissance plus humides, accroîent l'anaérobie des sols plus humides et pourraient ainsi occasionner des perturbations importantes du métabolisme de l'érable à sucre. Ceci serait en accord avec la théorie de l'adaptation physiologique des érablières aux changements climatiques.

Mots clés : Dépérissement, *Acer saccharum*, feuille, composés phénoliques, amidon, fructose, glucose, québrachitol, éléments nutritifs foliaires, sols.

Abstract, G. Roy [1], A. Sauvesty [2], F. Pagé [2] and R. Van Hulst [3], 2001. **Study of four maple stands of Québec in relation with soil quality. II. Physiological parameters and maple dieback.** ***Agrosol.*** **12 (1) : 13-20.** This study aimed to understand physiological changes in leaves of maple trees subject to dieback. We would also like to find physiological indicators of the vigour of sugar maple trees to facilitate marking of trees in sugar bush management. Here, we report on work done in four maple stands, two situated in the Appalachian foothills near Tingwick, exhibiting xeric (T_1) or hydric (T_2)conditions, and others situated in the Laurentides near Duchesnay, characterized by xeric (D_1)or mesic (D_2) conditions. The soils in both maple stands are acid and poor in nutrients. We observed in moister stands of both sites, hydric T_1 and mesic D_2 stands, foliar nutrient deficiencies and maple dieback in excess of 25% ($p < 0,05$). The maples at Duchesnay were found to contain significantly higher leaf concentrations ($p > 0,05$)of soluble sugars, especially of quebrachitol, and of starch. Moreover, foliar phenolic compounds were significantly lower in the xeric stand of both sites than in the moister stands. Our results suggest that the foliar concentrations of phenolics, quebrachitol, and starch can be used as indicators of the vegetative vigour of maple trees. Climatic changes such as more humid growing seasons, can increase the anaerobic status of moister forest soils, and increase the effects of subsequent draughts. They can therefore cause important perturbations in the metabolism of sugar maples, and negatively influence the physiological adaptation of maple stands to their normal growing conditions.

Keywords: dieback, *Acer saccharum*, leaves, foliar phenolic compounds, starch, fructose, glucose, quebrachitol, foliar nutrients, soils.

1. Direction de la recherche forestière, Ministère des ressources naturelles, 2 700 rue Einstein, Sainte-Foy (Québec), G1P 3W8, CANADA
2. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), 2700, rue Einstein, Sainte-Foy, (Québec), G1P 3W8, CANADA
3. Université Bishop's, dép. de sciences biologiques, Lennoxville (Québec), J1M 1Z7, CANADA

Introduction

L'adaptation physiologique des érablières aux changements climatiques se traduirait par des symptômes marqués du dépérissement, notamment dans les milieux pédologiques humides (Roy et al. 2001). Les processus d'adaptation physiologique aux conditions environnementales se traduisent dans la feuille par des changements dans l'allocation du carbone nouvellement formé (Geiger et Servaites 1991). Il s'établit alors un nouvel équilibre entre le taux de fixation du carbone par photosynthèse et l'utilisation et la translocation des produits formés. Cet équilibre peut toutefois être modifié à court ou à long terme par des conditions de stress (Zôttl et Hûttl 1986; Schulze et al. 1989; Eagar et Adams 1992; Wilmot et al. 1995). Quelle que soit sa nature ou son origine, ce stress peut provoquer un dérèglement dans le cycle minéral de l'arbre qui va entraîner à long terme une série en chaîne d'événements physiologiques. Ces modifications dans les processus physiologiques sont appelées « réponses compensatoires » et elles sont dépendantes des capacités physiologiques et morphologiques de l'arbre (Geiger et Servaites 1991).

Ainsi, s'il y a déviations dans les voies métaboliques en présence de conditions environnementales défavorables, elles se réaliseraient au détriment de la croissance et du développement de l'arbre. Un mécanisme de communication et d'intégration des réponses à ces stress se mettrait alors en place au niveau de la plante entière (Geiger et Servaites 1991). Ce mécanisme se manifesterait par le développement de nouvelles capacités physiologiques et d'une nouvelle morphologie de la plante.

Cette interprétation du phénomène d'adaptation de la plante face à un stress demeure toutefois encore à l'état de modèle théorique (Geiger et Servaites 1991). Néanmoins, soulignons que certains travaux tendent à montrer que l'amidon et les composés phénoliques pourraient être considérés comme étant une adaptation de la plante face au stress (Davies et al. 1960; Chapin 1991, Sauvesty et al. 1992), l'amidon reflétant le métabolisme de réserve et les composés phénoliques le métabolisme de défense. De même, la synthèse de sucres réducteurs chez certains arbres, notamment le québrachitol et le pinitol, pourrait également être perçue comme étant une réponse à des stress. Le québrachitol (2-*0*-méthyl-L-inositol) dans les plantes du genre Acer a été mise en évidence par Plouvier (1948) et a été retrouvé en quantité relativement abondante dans les feuilles et la sève de l'érable à sucre (Stinson et al. 1968). Son homologue biochimique, le pinitol (3-*0*-méthyl-D-inositol), présent chez certains conifères, légumineuses et cariophyllacées, est cependant connu pour son implication dans la réaction au stress. En effet, il agirait comme régulateur de la pression osmotique dans les cellules subissant un stress lié à un déficit hydrique (Nguyen et Lamant 1988) ou à la salinité (Gorham et al. 1981; Ford 1982). La concentration en pinitol dans les parties aériennes du pin maritime serait donc en relation avec le degré d'adaptation à la sécheresse. La concentration en pinitol pourrait également être particulièrement affectée par des teneurs élevées en ozone chez les pins (Landolt et al. 1989). Par ailleurs, le pinitol présent dans les feuilles de certains légumes permettrait une meilleure résistance contre les insectes en agissant comme un antagoniste du métabolisme du myo-inositol des insectes (Dreyer et al. 1979).

Les feuilles étant le siège des synthèses et de la translocation des hydrates de carbone et des composés phénoliques, elles constituent donc un organe d'étude privilégiée pour mettre en évidence les déviations métaboliques engendrées par d'éventuels stress. Cette étude a été réalisée afin de mieux comprendre les mécanismes physiologiques foliaires dans le phénomène du dépérissement des érables à sucre. Ainsi, les teneurs en sucres dans la feuille peuvent être utilisées comme indicateurs de l'activité photosynthétique, les teneurs en amidon comme indicateur du métabolisme de réserve et les teneurs en composés phénoliques comme indicateur du métabolisme de défense (Sauvesty et al. 1993). Afin de vérifier si le québrachitol dans les feuilles d'érable à sucre reflète, tout comme le pinitol chez d'autres espèces de plantes, le métabolisme de défense, les teneurs foliaires de ce métabolite ont été également mesurées. Ces paramètres physiologiques ont été étudiés en relation avec la sévérité du dépérissement de l'érable à sucre et la nature du milieu pédologique. Enfin, ce travail a été entrepris dans le but de trouver des indicateurs physiologiques qui permettraient de sélectionner les tiges des érables à sucre les plus vigoureuses afin de faciliter les opérations de martelage lors de l'aménagement acérico-forestier de l'érablière.

Matériel et méthodes

Cette étude a été réalisée dans les quatre érablières à bouleaux jaunes (*Betula alleghaniensis* Britton) et hêtres (*Fagus grandifolia* Ehrh.) étudiées par Roy et al. 2001. La description du milieu pédologique et des analyses des éléments nutritifs dans les sols et dans les feuilles ainsi que la détermination de la sévérité du dépérissement ont donc été décrites par ces auteurs. L'expérience a été réalisée dans deux parcelles de 50 x 50 m dans l'érablière de Tingwick (T_1 et T_2) et de 50 x 25 m dans l'érablière de Duchesnay (D_1 et D_2).

Analyses des composés phénoliques et des sucres

Pour chaque analyse, le nombre de répétitions choisi pour le dosage de chaque échantillon a été de trois. La teneur en composés phénoliques a été déterminée sur des extraits de feuilles d'érables (50 mg) réalisés avec 30 ml d'éthanol à 50% (v/v) pendant 3 heures dans un four à 40^0 C (Sauvesty *et al.* 1992). Le dosage a été réalisé par la technique colorimétrique utilisant le réactif de Folin-Ciocalteu (Marigo 1973).

Les lectures au spectrophotomètre ont été faites au maximum d'absorption, à 760 nm, à l'aide d'un Spectronic 1201 (Compagnie Milton Roy). Les résultats ont été exprimés en pourcentage de composés phénoliques par gramme de matière sèche, par référence à une gamme étalon. L'extraction des sucres solubles, glucose, fructose et québrachitol, a été réalisée grâce à la méthode de Nelson (1944). Le dosage a été réalisé à l'aide d'un HPLC. L'amidon a été extrait des feuilles d'érables par immersion de celles-ci dans l'acide perchlorique 35% (Viles et Silverman 1949 et modifiée par McCready et al. 1950). Les extraits d'amidon sont ensuite convertis en glucose puis dosés par une technique colorimétrique utilisant le réactif d'Anthrone. Les lectures au spectrophotomètre ont été faites au maximum d'absorption, à 630nm, à l'aide d'un Spectronic 1201 (Compagnie Milton Roy). Les résultats ont été exprimés en pourcentage d'amidon après avoir utilisé le facteur de correction 0,91 (Volenec 1904).

Analyses des feuilles

Pour chaque analyse, le nombre de répétitions choisi par échantillon a été de trois. Les analyses de N (Isaac et Johnson 1976) et de P, K, Mg et Ca (Rutledge et McCurg 1981) ont été réalisées sur les feuilles. Les résultats obtenus ont été analysés et discutés par Roy et al. (2001) et sont présentés au tableau 1 de cet article.

Analyses statistiques

Des analyses de variance ont été réalisées afin d'étudier s'il existait des différences significatives entre plusieurs variables en fonction d'un facteur en particulier. Un arbre de classification (CART) a été effectué afin de mettre en évidence les variables foliaires qui permettent de différencier les deux érablières, ou encore les sols d'une même érablière. Ces analyses ont été exécutées à l'aide des logiciels SAS et S-Plus.

Résultats

Teneurs en sucres et en composés phénoliques dans les feuilles en relation avec le milieu pédologique

À Tingwick, 73 % des hydrates de carbone présents dans les feuilles sont représentés par l'amidon alors qu'à Duchesnay on en retrouve en moyenne 56 %. À Tingwick et à Duchesnay, les sucres solubles sont constitués respectivement d'environ 22 et 30 % de glucose, 23 et 45 % de québrachitol et 25 et 55 % de fructose (Tableau 2). Parmi les sucres solubles, le fructose est le plus abondant (55 %) à Tingwick alors que le québrachitol est le plus important (43 %) à Duchesnay. Les deux érablières se distinguent significativement par les teneurs foliaires en sucres solubles (glucose, fructose et québrachitol) et en amidon. C'est à Duchesnay que les feuilles des érables renferment le plus de sucres solubles et d'amidon, les teneurs pouvant être jusqu'à 5 fois plus élevées selon le type d'hydrate de carbone qu'à Tingwick. Soulignons que, pour chacun des sites, moins d'amidon (Tableau 2) est noté dans les parcelles xériques que dans les parcelles hydriques ou mésiques. Par ailleurs, c'est en milieu pédologique xérique que les feuilles d'érables possèdent les teneurs les moins élevées en composés phénoliques (Tableau 2).

Tableau 1. Teneurs moyennes (%) en éléments nutritifs dans les feuilles d'érables

	N	P	K	Ca	Mg
Tingwick					
T1	1,95	0,12	0,84	0,74	0,11
T2	1,36	0,11	0,49	1,25	0,17
Duchesnay					
D1	2,39	0,15	0,85	0,37	0,06
D2	2,13	0,16	0,72	0,29	0,06

Tiré de Roy et al. (2001)

Tableau 2. Teneurs en sucres solubles, en amidon et en composés phénoliques (% poids sec) dans les feuilles d'érables à sucre.

	Glucose	Québrachitol	Fructose	Amidon	Composés phénoliques
Tingwick					
T_1 (xérique)	0,36	0,42	0,95	3,50	19,7
T_2 (hydrique)	0,35	0,35	0,83	5,45	27,2
Duchesnay					
D_1 (xérique)	1,48	2,43	1,38	5,34	19,5
D_2 (mésique)	1,89	2,59	1,81	9,14	23,2
Analyse de variance *					
Tingwick vs Duchesnay	0,0001** (150,76)***	0,0001 (356,13)	0,0001 (150,76)	0,0001 (30,61)	0,0346 (4,86)
T_1 et D_1 vs T_2 et D_2	0,0764 (3,35)	0,7908 (0,07)	0,760 (3,35)	0,0001 (33,12)	0,0001 (34,69)
T_1 vs T_2	0,7576 (0,10)	0,3088 (1,07)	0,7576 (0,10)	0,0069 (8,29)	0,0001 (33,65)
D_1 vs D_2	0,0091 (7,69)	0,1976 (1,73)	0,0091 (7,69)	0,0001 (26,74)	0,0118 (7,11)

*Réalisée selon le modèle Y_{ij} = variable étudiée = μ_{iij}, où $_i$ est l'effet combiné du site et de l'humidité du milieu pédologique, et égale à N (0 , σ^2) avec 33 d.l. (degré de liberté), chaque contraste a 1 d.l. au numérateur

** pr > F

*** F

Application de la matrice de corrélation et de la méthode statistique CART

La matrice des corrélations est cohérente avec l'ensemble des résultats statistiques précédemment évoqués (Tableau 3). Les corrélations positives significatives ($r^2 >$ 0,7000) ont été retrouvées entre N-K, N-Mg, Ca-Mg, québrachitol-N, entre les sucres solubles eux-mêmes et avec l'amidon. Des corrélations négatives significatives ont été retrouvées entre N-Ca, glucose-Ca, fructose-Ca, québrachitol-Ca, glucose-Mg, québrachitol-Mg et composés phénoliques-N. On ne retrouve pas de corrélations significatives entre ces paramètres et la sévérité du dépérissement.

La méthode statistique CART a d'abord été appliquée sur l'ensemble des paramètres physiologiques afin de vérifier s'il est possible à partir des résultats d'analyses de distinguer entre eux les deux types d'habitats. D'après le modèle obtenu (Figure 1), le québrachitol foliaire est la variable la plus importante pour discriminer les deux types d'habitats à l'étude en relation avec la roche mère (minéralogie, texture, pierrosité, etc.). Ainsi, lorsque les teneurs foliaires en québrachitol sont inférieures à 1,6 % les érables sont de Tingwick, alors que lorsqu'elles sont supérieures à cette valeur ils sont de Duchesnay. La variable qui distingue le mieux le type de drainage à Tingwick est l'azote foliaire. Lorsque les teneurs sont inférieures à 1,70 %, le milieu pédologique est hydrique alors que pour des teneurs plus élevées, le milieu est xérique. À Duchesnay, le potassium foliaire est la valeur la plus discriminante afin de distinguer la parcelle xérique de la parcelle mésique. Lorsque les teneurs foliaires en potassium sont inférieures à 0,77 % le milieu est mésique, sinon le milieu est xérique. En d'autres mots, le drainage du sol affecte de façon toute particulière l'azote à Tingwick et le potassium à Duchesnay. La dispersion de toutes les paires de ces trois variables montre que le milieu hydrique de Tingwick correspond à de faible taux de québrachitol, d'azote et de potassium. Le milieu mésique de Duchesnay correspond à un taux élevé de québrachitol et un faible taux de potassium.

D'autre part, la méthode statistique CART a été appliquée sur l'ensemble des paramètres physiologiques, mais en tenant compte uniquement du drainage du sol (Figure 2). Les résultats montrent que, dans les milieux étudiés, les composés phénoliques foliaires sont les meilleurs indicateurs des conditions de drainage du sol. Lorsque leurs teneurs sont supérieures à 25 %, les érables seraient soumis à des conditions d'humidité, ou encore d'anaérobie, compromettant leur développement. Lorsque les teneurs sont moindres, les arbres se développent en milieux xériques dans de bonnes conditions d'aération, sauf si leurs teneurs en amidon sont plus grandes que 5,6 %. Dans ce dernier cas, les érables à sucre se développent dans des conditions d'humidité qui ne leur sont pas favorables.

Roy et al. (2001) ont montré que les érables des parcelles xériques sont sains alors que ceux des parcelles hydrique et mésique, plus humides, sont sévèrement atteints par le dépérissement. Les résultats obtenus dans ce travail suggèrent donc que les composés phénoliques, ainsi que l'amidon, seraient des indicateurs physiologiques aptes à distinguer le milieu dans lequel le drainage assurerait un bon développement de l'érable à sucre. De même les sucres solubles, et d'une façon toute particulière le québrachitol, seraient des indicateurs physiologiques qui permettraient de

Tableau 3. Matrice de corrélation (r^2)

	N	P	K	Ca	Mg	Glucose	Québrachitol	Fructose	Amidon	Composés phénoliques
N	1.000	0.6564	0.7256	-0.7710	-0.7120	0.6053	0.7208	0.6059	0.1785	-0.7064
P		1.0000	0.4690	-0.5284	-0.3693	0.4614	0.5309	0.4597	0.2569	-0.4764
K			1.0000	-0.6281	-0.6112	0.2276	0.3666	0.2255	-0.2442	-0.6448
Ca				1.0000	0.9217	-0.7644	-0.7804	-0.7522	-0.3478	-0.3289
Mg					1.0000	-0.7026	-0.7076	-0.6903	-0.3332	0.2681
Glucose						1.0000	0.8673	0.9932	0.7112	-0.1216
Québrachitol							1.0000	0.8429	0.5246	-0.2390
Fructose								1.0000	0.7067	-0.1312
Amidon									1.0000	0.1595
Composés phénoliques										1.0000

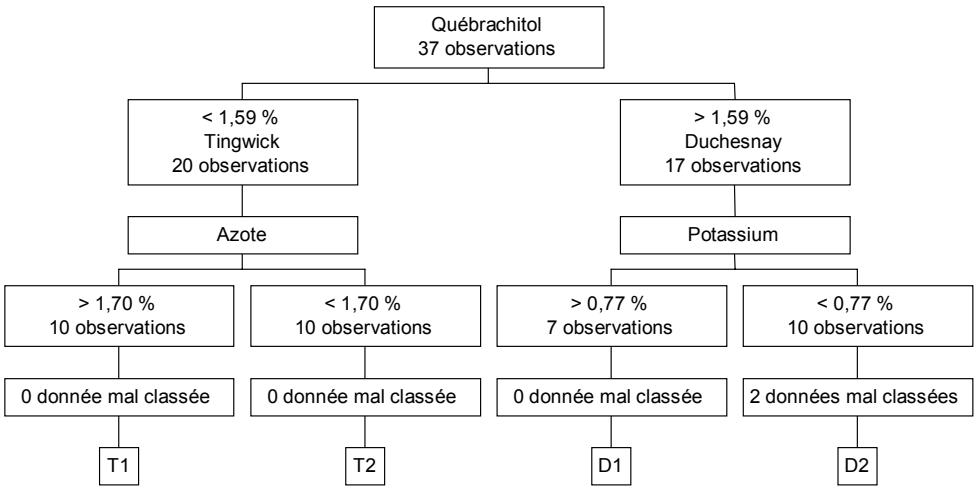


Figure 1. Arbre de classification (CART) représentant les paramètres physiologiques foliaires différenciant les milieux pédologiques des parcelles de Tingwick et de Duchesnay

distinguer le milieu dans lequel la nature du matériel constituant le sol serait la plus adéquate pour le développement de l'arbre.

Discussion

Processus d'adaptation physiologique de l'érable à sucre soumis à un stress environnemental

Roy et al. (2001) ont montré que dans les milieux pédologiques relativement humides (T_2 et D_2), l'érable à sucre se développe dans un état de stress important entraînant une diminution du statut nutritif foliaire et une augmentation de la sévérité du dépérissement. Les résultats obtenus ici indiquent que cet état de stress a provoqué des changements dans l'équilibre « normal » des réactions du métabolisme carboné. C'est ainsi que l'on a obtenu une relation évidente entre ces milieux humides et la présence de quantités importantes de composés phénoliques et d'amidon dans les feuilles. Cette constatation rejoint celle faite par Sauvesty et al. (1993) lors d'une étude menée sur une érablière des Appalaches. Par ailleurs, le site de Duchesnay diffère du site de Tingwick par la pauvreté de ses sols en Ca et Mg, entraînant de ce fait chez tous les érables à sucre des parcelles xérique D_1 et mésique D_2 de faibles teneurs en ces éléments (Roy et al. 2001). Une forte corrélation négative a été notée entre Ca et Mg foliaires et les sucres solubles (fructose, glucose, et québrachitol). Ces arbres ainsi carencés se développent dans un état de stress qui se traduirait par une perturbation du métabolisme foliaire, notamment celui des hydrates de carbone. Il en résulterait alors une accumulation de ces derniers plus importante qu'à Tingwick. Soulignons que Joham (1957) a également associé une telle accumulation à une diminution de la translocation des hydrates de carbone lors d'une déficience en calcium. En effet, le calcium foliaire joue un rôle très important dans les différentes voies métaboliques; il est impliqué étroitement dans les structures des parois cellulaires, ce qui affecte grandement leur élasticité (Devlin et Witham 1983). Son rôle est essentiel dans le fonctionnement méristématique et dans la formation des structures lipidiques. Par ailleurs, le calcium est un activateur de plusieurs enzymes, il joue ainsi un rôle actif dans la majorité des processus biochimiques. D'ailleurs, il a déjà été observé une diminution du taux de photosynthèse dans les arbres présentant des carences en calcium dans les feuilles (Ellsworth et Liu 1994). Enfin, le magnésium est un constituant de la molécule de chlorophylle et joue un rôle dans le fonctionnement de la photosynthèse.

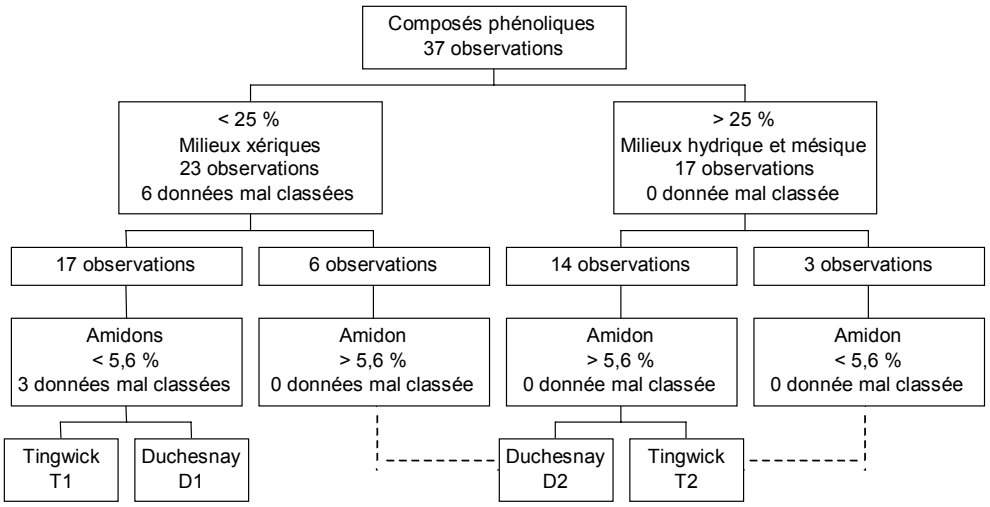


Figure 2. **Arbre de classification (CART) représentant les paramètres physiologiques foliaires différenciant les parcelles de Tingwick et de Duchesnay selon l'humidité du milieu pédologique**

L'accumulation dans les feuilles des composés phénoliques, d'amidon et de sucres réducteurs, en particulier le québrachitol, indique qu'au lieu d'être consacrée principalement aux synthèses des structures cellulaires comme la « normale » le prévoit en pleine saison de croissance, une partie du pool de carbone nouvellement formé est allouée au métabolisme de défense ou de réserve. Les résultats obtenus montrent donc qu'une accumulation importante de composés phénoliques et de québrachitol foliaires, tout comme le serait son homologue le pinitol chez d'autres espèces de plantes (Gorham et al. 1981; Ford 1982; Nguyen et Lamant 1988), serait allouée au métabolisme de défense. L'accumulation des composés phénoliques serait associée au stress causé par de mauvaises conditions d'humidité ou de terrain (ex. pierrosité élevée) comme l'ont observé Sauvesty (1995), alors que le québrachitol serait davantage le résultat d'un stress associé à la pauvreté du sol en Ca et Mg. Par ailleurs, l'accumulation de fructose et de glucose, métabolites primaires de l'activité photosynthétique, serait également liée à la pauvreté du sol en Ca et Mg à Duchesnay. L'amidon alloué au métabolisme de réserve serait associé à l'humidité du sol, tant à Tingwick qu'à Duchesnay. Ces réserves encore appelées « réserves tampon » ont pour rôle à la fois de restaurer et de maintenir l'homéostasie au niveau cellulaire.

Ainsi, les processus d'adaptation aux conditions environnementales se traduisent dans la feuille par des changements dans l'allocation du carbone nouvellement formé. Ces déviations dans les voies métaboliques se réalisent probablement au détriment de la croissance et du développement de l'arbre, car les plantes établissent un équilibre entre le taux de fixation du carbone par photosynthèse et l'utilisation et la translocation des produits formés

(Geiger et Servaites 1991). Les arbres ont alors développé des réponses « compensatoires » aux conditions de stress en modifiant l'équilibre des voies biochimiques du métabolisme carboné. Ces réponses compensatoires ont, dans le cas de stress importants, provoqué une diminution de la vigueur des arbres qui se traduit par une sévérité élevée de dépérissement.

Conclusion

Les milieux pédologiques étudiés se sont distingués entre eux par des adaptations différentes du métabolisme général de la plante. L'allocation du carbone, c'est-à-dire le devenir du carbone nouvellement assimilé a ainsi différé selon la nature et l'importance du stress environnemental. Tant à Tingwick qu'à Duchesnay, ce phénomène s'est manifesté dans les milieux les plus humides par une plus faible accumulation en éléments nutritifs et une production accrue de composés phénoliques et d'amidon foliaire que dans les milieux xériques. À Duchesnay, les érables à sucre se développant en milieux pédologiques pauvres en Ca et Mg, ont eu pour effet d'accroître la production en hydrates de carbone foliaires, notamment en québrachitol et amidon. Dans le milieu hydrique de Tingwick et mésique de Duchesnay, les déviations métaboliques liées au stress environnemental se sont traduites par une même modification de la morphologie de la canopie des érables puisque ces derniers sont fortement marqués par les symptômes du dépérissement. Les résultats de cette étude indiquent donc que ce sont les composés phénoliques qui répondent le mieux aux conditions d'humidité du sol alors que le québrachitol serait le plus sensible à la nature du matériel parental du sol.

Enfin, il est intéressant de constater que certains paramètres physiologiques seraient d'excellents indicateurs, tout comme l'indice I_d de l'activité biologique du sol rapporté par Roy et al. (2001), afin de sélectionner les milieux pédologiques ainsi que les tiges d'érables à sucre qui permettraient d'assurer un développement durable d'une érablière. Les paramètres physiologiques indiquent la manière dont les arbres s'adaptent à des stress environnementaux, alors que l'indice I_d, indicateur de la fertilité des sols, donne des informations sur l'adaptation des sols aux modifications du cycle géochimique liées également à des facteurs environnementaux. Dans le cas des sites étudiés, les résultats montrent que les composés phénoliques, l'amidon, le québrachitol foliaires et l'indice I_d seraient de bons indicateurs, d'abord de la vigueur des tiges d'érables à sucre pour les paramètres physiologiques, puis de la fertilité des sols pour l'indice I_d (Tableau 4). Ainsi, dans le cas où l'indice I_d est inférieur à 10 et les teneurs en québrachitol, en amidon et en composés phénoliques foliaires inférieures à 1,6, 5,6 et 25 % respectivement, les tiges se développeraient dans un milieu favorable à leur développement. Les arbres se développeraient alors de façon optimale avec un aménagement sylvicole approprié. À l'inverse, comme dans le cas des parcelles T_2 et D_2 étudiés dans ce travail, un aménagement sylvicole peut s'avérer insuffisant. Il faudrait alors envisager d'autres traitements, tels que chaulage, fertilisation, voire même drainage des sols, afin d'assurer un développement durable de l'érablière. Des études complémentaires plus approfondies seront toutefois nécessaires pour affirmer qu'un mécanisme de communication et d'intégration des réponses physiologiques aux conditions de stress a été mis en évidence. Il sera alors possible de développer un outil de diagnostique précoce de la vigueur des tiges d'une érablière.

Tableau 4. Valeurs des indicateurs de la fertilité des sols et de la qualité des tiges pour un bon développement de l'érable à sucre

	Valeurs inférieures à
Indice I_d	10
Composés phénoliques	25
Amidon	5,6
Québrachitol	1,6

Remerciements

Nous tenons à remercier M. Louis Blais du Ministère des ressources naturelles pour son aide précieuse dans la réalisation et l'interprétation des données statistiques. Notre reconnaissance s'adresse également à MM. Carlo Gros Louis, Jean-Marc Boivin, Yvon Bélanger et Germain Laferrière pour la qualité du support technique qu'ils ont donnée tout au long de cette recherche ainsi qu'aux étudiants et stagiaires qui ont contribué à la réalisation de cette recherche.

Références bibliographiques

Chapin, F.S. 1991. Effects of multiple environmental stresses on nutrient availability and use. *Dans.* Response of plants to multiple stresses. *Éditeur :* H.A. Mooney. Academic Press, New York. Pp. 67-88.

Davies, R.I., C.B. Coulton and D.A. Lewis, 1960. Polyphenols in plant, humus, and soil. !V. Factors leading to increase in biosynthesis of polyphenol in leaves and their relationship to mull and mor formation. J. Soil Sci. 15 : 310-318.

Devlin, R.M. and F.H. Witham, 1983. Plant Physiology. 4ème édition. Willard Grand Press, Boston. pp. 577.

Dreyer, D.L., R.G. Binder, B.G. Chan, A.C.Jr. Waiss, E.E., Hartwig and G.L. Beland, 1979. Pinitol, a larval growth inhibitor for *Heliothis zea* in soybeans. Experientia. 35 : 1182-1183.

Eagar, C. and M. Adams, B. 1992. Ecology and decline of red spruce in eastern North America. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

Ellsworth, D.S. and X. Liu, 1994. Photosynthesis and canopy nutrition of four sugar maple forest on acid soil in northern Vermont. Can. J. For. Res. 24 : 2118-2127.

Ford, CW. 1982. Accumulation of 0-methyl-inositols in water-stressed Vigna species. Phytochemistry. 21 : 1149-1151.

Geiger, D.R. and J.C. Servaites, 1991. Carbon allocation and response to stress. Chapitre 5. Academic Press. 103 – 127.

Gorham, J., L. Hughes and G.W. Jones, 1981. Low-molecular-weight carbohydrates in some salt-stressed plants. Physiol. Plant. 53 : 27-33.

Joham, H. E. 1957. Carbohydrate distribution as affected by calcium deficiency in cotton. Plant Physiol. 32:113.

Landolt, W., I. Pfenninger and B. Lüthy-Krause, 1989. The effect of ozone and season on the pool sizes of cyclitols in Scots pine (*Pinus sylvestris*). Trees : Structure and fonction. 3 : 85-88.

Marigo, G. 1973. Sur une méthode de fractionnement et d'estimation des composés phénoliques chez les végétaux. Analusis, 2 : 106-110.

McCready, R., J. Guggolz, V. Silviera and H. Owens, 1950. Determination of starch and amylose in vegetables, application to peas. Anal. Chem. 22 : 1156-1158.

Nelson, N. 1944. A photometric adaptation of the Somogyi method for determination of glucose. J. Biol. Chem. 153 : 375-380.

Nguyen, A. et A. Lamant, 1988. Pinitol and Myo-inositol accumulation in water-stressed seedlings of Maritime pine. Phytochemistry, 27(11) : 3423-3427.

Plouvier, V. 1948. Sur la recherche du Québrachitol et de l'allantoïde chez les Érables et le Platane. Comptes Rendus des séances de l'Académie des sciences. Vol.227, no 3, 225-227.

Roy, G. et G. Gagnon, 1988. Fiche technique de l'élaboration des places d'étude; dépérissement des érablières. Dir de la rech. et du dév., Min. de l'Éner. et des Ress. Rap. Int. n° 307, 9p. + p.v.

Roy, G. et G. Gagnon, 1989. Résultats préléminaires du chaulage et de la fertilisation dans les érablières, trois ans après traitement. *Dans* : Atelier sur le dépérissement dans les érablières. cahier conf., M.A.P.A.Q. , Centre de recherche acéricole, Serv. de la recher. sur les aliments, p115-119.

Roy, G. et G. Gagnon, 1991. Application de la phytosociologie à l'étude de l'évolution et du mécanisme du dépérissement des érablières dans le sud du Québec. Gouv. du Québec, Min. des Forêts, Direction de la recherche, Mémoire de recher. forestière n° 102, 174p. + carte et tableaux.

Roy, G. et G. Gagnon, 1992. Étude phytosociologique de l'érablière expérimentale de Tingwick. Min. des Forêts, Direc. De la recher. forestière, Québec, 59 p. + carte.

Roy, G., G. Gagnon et M. Ménard, 1990. Les facteurs environnementaux explicatifs du dépérissement des érablières. Pp. 29-37. *In* Camiré, C., Hendershot, W., et Lachance, D. (ed.). Le dépérissement des érablières, causes et solutions possibles. C.R.B.F., Fac. for. Géom., Univ. Laval, Québec, Canada.

Sauvesty, A. 1995. Caractéristiques physiologiques de l'érable à sucre – Métabolisme de défense et de réserve. *Dans* : L'érable à sucre. Caractéristiques, écologie et aménagement. Ressources naturelles Canada et Gouvernement du Québec (Ministère des Ressources naturelles et Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation). ISBN 2-550-24350-1. 47-49.

Sauvesty, A., F. Pagé et M. Giroux, 1992. Le dépérissement des érablières du Québec en relation avec les mauvaises saisons de croissance. Eurêka. Gouvernement du Québec, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Direction de la Recherche et du Développement. Mars-avril. pp. 8-9.

Sauvesty, A., F. Pagé et M. Giroux, 1993. Impacts des milieux pédologiques en bosses et creux sur les teneurs en composés phénoliques et en éléments minéraux dans les feuilles d'érables à sucre (*Acer saccharum*) en dépérissement du Québec. Can. J. For. Res. 23 : 190-198.

Schilling, N., P. Dittrich and O. Kandler, 1972. Formation of L-Quebrachitol from D-Bornesitol in leaves of Acer pseudoplatanus. Phytochemistry. Vol. 11, no 4,1401-1404.

Scholda, R., G. Billek and O. Hoffmann-Ostenhof, 1964. Monatsh. Chem. 95 : 541.

Schulze, E.-D., O.L. Lange and R. Oren, 1989. Forest decline and air pollution : a study of spruce (*Picea abies*) on acid soil. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

Stinson, E.E., C.J. Dooley, J.M. Purcell and J.S. Ard, 1968. Agric. Food. Chem. 15 : 394.

Viles, F. and L. Silverman, 1949. Determination of starch and cellulose with anthrone. Anal. Chem. 21 : 950-953.

Wilmot, T.R., D.S. Ellsworth and M.T. Tyree, 1995. Relationship among crown condition, growth, and stand nutrition in seven northern Vermont sugarbushes. Can. J. For. Res. 25: 386-397.

Zôttl, H.W. et R.F. Hûttl, 1986. Nutrient supply and forest decline in southwest Germany. Water Air Soil Pollut. 31 : 449-462.

Effet du pH sur la solubilité du phosphore dans les sols calcaires du nord de Varamine (Iran)

D. Ghazanshahi [1] et A. Jaouich [2]

Résumé, D. Ghazanshahi [1] et A. Jaouich [2], 2001. **Effet du pH sur la solubilité du phosphore dans les sols calcaires du nord de Varamine (Iran).** ***Agrosol.*** **12 (1) : 21-24.** Partant d'un sol calcaire, à pH 8,2, nous avons diminué son pH avec une solution acide et soumis à l'action de différentes concentrations de phosphore (P) sous forme de phosphate monocalcique ($Ca(H_2PO_4)_2$). L'adsorption de P a été déterminée en tenant compte des concentrations utilisées et des concentrations présentes dans la solution d'équilibre. Les résultats ont montré que l'absorption maximale de P dans le sol en relation avec la concentration maximale dans la solution d'équilibre a été obtenue à un pH proche de 6,0. L'absorption du P a diminué avec l'augmentation du pH, de sorte qu'au pH $>$ 7,5 la plus grande partie du phosphore ajouté en solution s'est précipitée sous forme de phosphate tricalcique ($Ca_3(PO_4)_2$). Dans les conditions acides, une part plus importante de P a été retrouvée dans la solution d'équilibre et même quand le sol est devenu très acide on a observé une concentration du phosphore dans cette solution plus élevée que celle de la solution utilisée suite à la dissolution et/ou la désorption du P. En corollaire, compte tenu de la réaction du milieu, une meilleure disponibilité du phosphore s'est produite aux environs du pH 6,0 en fonction d'une absorption suffisante de cet anion dans le sol.

Mots clés : absorption du phosphore, engrais phosphaté, phosphore, phosphate dicalcique, phosphate tricalcique, disponibilité du phosphore

Abstract, D. Ghazanshahi [1] and A. Jaouich [2], 2001. **Phosphorus availability in northern Varamine calcareous soils (Iran): pH effect.** ***Agrosol.*** **12 (1) : 21-24.** This study was conducted on a calcareous soil (pH 8,2). Different pHs were studied at different concentrations of phosphorus (P), as monocalcium phosphate ($Ca(H_2PO_4)_2$). The absorption rate of P in the soil and its rate in the equilibrium solution were determined. The results showed that the maximum absorption rate of P, in relation to high concentration of P in equilibrium solution occurred around pH 6.0. However, when the pH increased, the capacity of soil for adsorbing P decreased. It was observed that at pH $>$ 7.5 most of P precipitated in the form of tricalcium phosphate ($Ca_3(PO_4)_2$). In the acid conditions more P was in equilibrium solution, and even under high acidity the concentration at equilibrium was higher than the applied concentration because of solubilization and/or desorption. Therefore and in accordance to soil reaction, the best availability of phosphorus occurred around pH 6.0 because of sufficient absorption of this anion in the soil.

Key words: phosphorus, phosphorus fertilizer, phosphorus availability, pH and phosphorus, dicalcium phosphate, tricalcium phosphate.

Introduction

L'absorption et la disponibilité du phosphore dans le sol dépend de plusieurs facteurs tels le pourcentage de la matière organique ; la biologie du sol d'où résulte la décomposition et la réorganisation des composés organiques et inorganiques phosphatés . De même la présence des colloïdes minéraux et organiques détermine la capacité d'échange des anions et des sites d'absorption des phosphates et influence l'absorption et la disponibilité du P.

L'absorption du phosphore peut se produire aussi bien dans les sols acides que dans les sols neutres et alcalins. Dans le premier cas, le fer ou l'aluminium sous forme d'hydrate de fer ou d'aluminium colloïdal peuvent adsorber suffisamment l'ion PO_4^{---}, et dans le deuxième cas des ions calcium et magnésium échangeables, ou Ca et Mg des carbonates actifs facilitent l'absorption et la fixation de P, ce qui est d'ailleurs le problème du sol étudié (Arvieu, 1972 ; Ryan et Stroehlein, 1979 ; Jurinak et al., 1986).

La plupart des travaux sur l'absorption des ions ont été menés sur des argiles ou des oxydes purs, tandis que les études menées sur les sols « en place » restent encore insuffisantes. Nous nous sommes inspirés des travaux de Muljadid et Quirk

1. Campus Aboureïhan, Département de technologie agricole, Université de Téhéran, km 25, Route Khavaran, Téhéran, IRAN
2. Département des sciences de la Terre, Université du Québec à Montréal, C.P. 8888, Montréal (Québec), H3C3P8, CANADA



Figure 1 Carte de localisation de la région d'étude

(1966) sur la kaolinite et la gibbsite de grade industriel. L'extrapolation de leurs résultats à des sols aux caractères différents est assez difficile et parfois non comparable.

Les sols de la région de Varamine sont calcaires ($CaCO_3$ = 16,5%) avec un pH élevé (8,2) qui favorise la précipitation des engrais phosphatés. Par conséquent, ces derniers ne sont plus assimilables par les plantes et leur accumulation en profondeur peut même provoquer la dégradation des propriétés physiques du sol par induration. D'ailleurs, c'est le cas de la plupart des sols calcaires (Arvieu, 1980), surtout dans les régions semi-arides, où les agriculteurs iraniens se plaignent souvent de l'inefficacité des engrais phosphatés.

Dans cette étude, nous avons essayé d'identifier la plage du pH optimale pour avoir une meilleure assimilabilité du phosphore en relation avec l'absorption de cet anion dans le sol.

Matériel et méthodes

Cette recherche a été effectuée dans un sol limoneux situé près du Campus Aboureïhan de l'université de Téhéran (Figure 1). La région a un climat aride très variable. Ainsi, sa température varie entre un minimum de –5°C en hiver et un maximum de 40°C en été. La précipitation moyenne est de l'ordre de 180 mm par an, dont la majorité tombe entre les mois d'octobre et d'avril.

Tableau 1. Analyse granulométrique de l'horizon de surface d'un sol brun sierozem du nord de Varamine

argile	limon	sable
< 2 µm	2-50 µm	50-2000 µm
18,4%	48%	33,6%

Le sol étudié provient de l'horizon de surface d'un sol brun sierozem qui se répand sur plus de 80% du nord de Varamine. D'après la classification américaine, on peut le placer dans l'ordre aridisols (sols de climat aride et désertique) et sous-ordre orthids. La nappe est située assez loin de la surface ; à l'exception des dépressions qui sont alimentées par les eaux de drainage canalisées de Téhéran, où elle se maintient à 80 cm de la surface. Elle est plus ou moins salée et polluée. Sa conductivité électrique se situe entre 4 et plus de 10 mS/cm, la pollution est surtout due aux rejets organiques et inorganiques urbains qui contiennent des nitrates, des phosphates et des métaux lourds.

D'après les tableaux 1 et 2, on peut observer les caractères du sol limoneux étudié. La conductivité électrique de l'extrait saturé (CEe) est assez élevée, elle est due aux sels solubles bicarbonatés qui font monter le pH jusqu'à 8,2.

Le pourcentage de la matière organique est faible (0,93%), mais il est plus élevé que celui des sols non cultivés de la région. Pour le phosphore d'un sol plus ou moins fertile, déterminé par la

Tableau 2. Analyse chimique de l'horizon de surface d'un sol brun sierozem du nord de Varamine

pH	MO	N	P assi.	CEC	CEe	Soluble meq/100g				Échangeable meq/100g				calcaire	gypse
	%	%	ppm	meq/100g	dS/m	Ca	Mg	Na	K	Ca^{++}	Mg^{++}	Na^{+}	K^{+}	%	
8,2	0,93	0,07	9,0	13,6	3,21	0,64	0,44	0,52	0,04	10,56	1,6	0,58	0,71	16,5	trace

méthode Olsen (Olsen et al., 1954), un minimum de P assimilable, de l'ordre de 15 ppm est mesurable, tandis que dans notre sol la concentration est de 9 ppm (P total ≈100 ppm).

L'expérience a été effectuée en laboratoire où 2 g de sol étaient mélangés avec différentes concentrations de phosphate monocalcique et différentes doses de H_2SO_4 0,01N dans des tubes centrifuges de 40 ml. Nous avons fait varier les concentrations de P et de pH. Après une agitation pendant quelques heures, le contenu des tubes était centrifugé et le phosphore mesuré dans la solution d'équilibre par la méthode Olsen (Olsen et al., 1954) à l'aide d'un spectrophotomètre.

Six concentrations de phosphate monocalcique : 30, 48, 64, 92, 120 et 160 mg P/l (numérotées de 1 à 6), en 3 répétitions ont été examinées. Les différentes concentrations de phosphate monocalcique sont préparées en laboratoire à partir de différentes doses d'acide orthophosphorique (H_2PO_4) et de sulfate de calcium ($CaSO_4$).La quantité du P adsorbé a été évaluée en tenant compte de la quantité introduite et présente dans la solution d'équilibre :

$qa = (qi - v \cdot Ce)/m$
où : qa = quantité adsorbée en µg/g
qi = quantité introduite en µg
v = volume de la solution d'équilibre en ml
Ce = concentration du P dans la solution d'équilibre en µg/ml
m = poids du sol en g

Résultats

La variation de l'absorption du phosphore dans différentes conditions de pH est illustrée dans la figure 2. Les concentrations utilisées varient de 30 à 160 mg P/l.

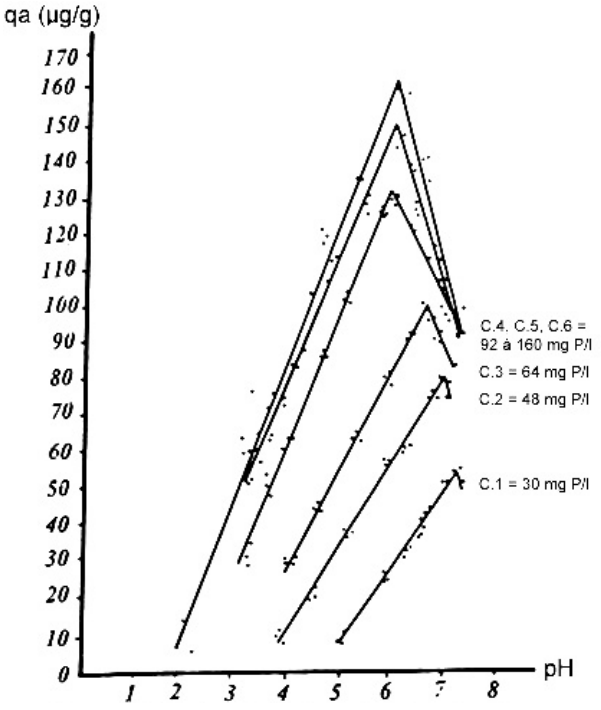
En milieu très acide, une faible part de phosphore du sol est dissoute dans la solution d'équilibre, comparativement à la solution utilisée qui est plus concentrée en P (92 à 160 ppm). Dans ce cas l'absorption maximale de cet anion se produit à un pH de 6. Quand la concentration de P est de 64 ppm, l'absorption maximale se manifeste à pH 6,6. Avec les plus faibles concentrations (30 et 48 ppm), l'absorption maximale se réalise à pH 7,2.

La quantité totale de P adsorbé est importante lorsque la concentration de P introduit augmente. Pourtant, si nous présentons le maximum de qa (quantité adsorbée) en pourcentage de la totalité de P introduit, nous arrivons respectivement pour les six concentrations de l'essai (de C.1 à C.6) aux chiffres : 74,1%, 64,2%, 62,5, 59,5%, 49,2% et 40% . Ces résultats indiquent qu'au pH de l'absorption maximale un pourcentage considérable de P introduit reste en équilibre avec celui adsorbé, et cela est d'autant plus significatif que la concentration de P introduit est moins élevée.

Bien que les pH entre 5 et 7,2 étaient favorables pour une absorption satisfaisante de P échangeable, la précipitation des phosphates s'est produite lorsque le pH du milieu se rapprochait de 7,5. En effet dans cette gamme de pH nous avons trouvé que le pH ≈ 6,0 est le meilleur pour la disponibilité du phosphore; de sorte que, dans cette limite de pH une quantité maximale du phosphore présente dans la solution est en équilibre avec le taux important de cet anion adsorbé par les colloïdes du sol (figure 3).

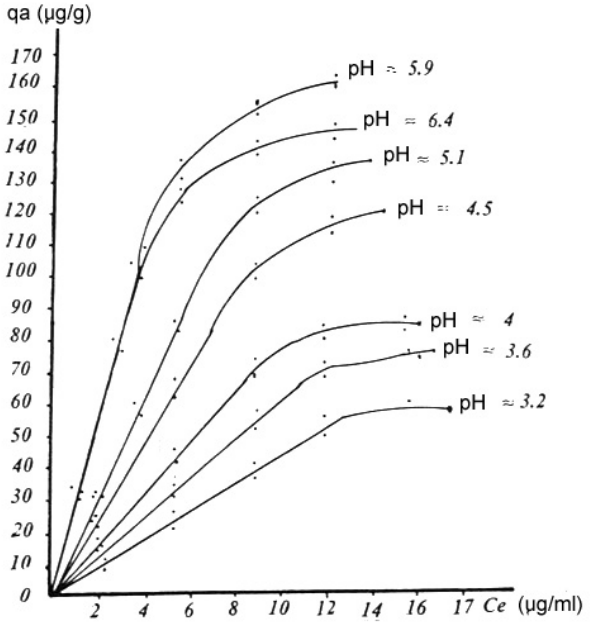
Enfin, ce corollaire nous rappelle d'autres résultats de recherche dans le domaine de l'équilibre ionique (Freiser et Quints, 1963).

Si nous étudions les différents niveaux de pH et les courbes de P adsorbé en fonction de la concentration de P introduit (figure 4), nous trouvons que pour les pH 4,5, 5,1 et 5,9 ces courbes sont quasiment parallèles, ce qui prouve la non-interaction entre les paramètres. Tandis qu'en milieu moins acide, surtout pour les concentrations plus élevées que 64 mg P/l et d'autre part au



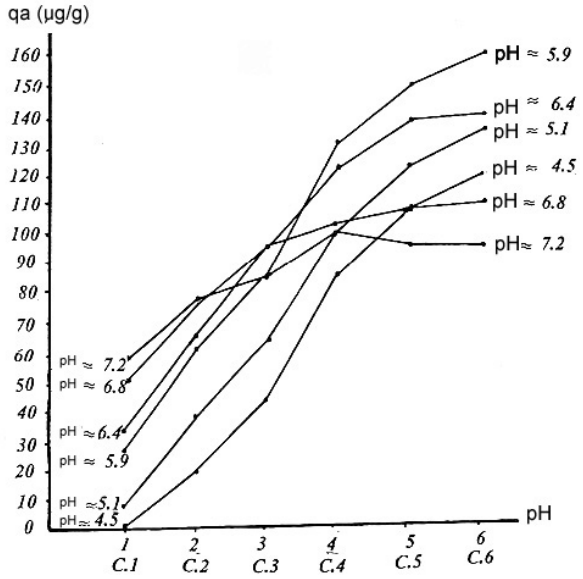
qa = quantité d'adsoption du phosphore en mg P/g sol
C. = concentration de phosphate monocalcique introduit en mg P/l

Figure 2. Variation de l'adsorption du phosphore en fonction du pH



qa = quantité d'adsoption du phosphore en μg P/g sol
Ce = concentration du phosphore dans la solution d'équilibre en μg P/ml solution

Figure 3. Isotherme du phosphore



qa = quantité d'adsoption du phosphore en μg P/g sol

C. = concentration de phosphate monocalcique introduit en mg P/l

Figure 4. Variation de l'adsorption du phosphore en fonction de la concentration de P introduit, en milieux de différents pH

niveau des pH 6,8 et 7,2 surtout pour les concentrations plus forte que 48 mg P/L les courbes se rencontrent, démontrant donc une interaction des paramètres.

Discussion

Le calcium est un cation actif et utile pour les propriétés physiques et chimiques du sol. Pourtant, quand le taux de cet élément dépasse une certaine limite (15 %) surtout dans les sols pauvres en matière organique, il devient nocif et provoque la précipitation de plusieurs éléments nutritifs, en particulier du phosphore.

Dans les sols du nord de Varamine le taux élevé de bicarbonate de calcium et les autres sels alcalins font monter le pH et provoquent ainsi la précipitation du phosphore surtout sous forme de phosphate tricalcique.

Dans cet essai, nous avons démontré que la variation du pH joue un rôle essentiel sur le taux d'absorption du phosphore dans le sol. Nous avons suivi la présence de P dans la solution d'équilibre en relation avec sa valeur de l'absorption dans le sol. En milieu très acide, le taux de cet anion adsorbé est minime, mais au fur et à mesure que le pH monte, la quantité de P adsorbé dans le sol augmente. Pourtant, cette fonction n'est pas continue, de sorte que quand le pH du milieu dépasse le seuil de la neutralité, nous avons observé une chute de l'absorption et le début de la précipitation de cet anion.

À cet égard, et dans les limites de notre essai, l'assimilabilité maximale du phosphore s'est produite aux environs du pH $\approx$ 6 en fonction d'une absorption suffisante de cet anion dans le sol.

Références bibliographiques

Arvieu, J.C. 1972. Contribution à la connaissance de l'évolution des engrais phosphatés en sol calcaire : étude cinétique des réactions entre orthophosphates solubles et $CaCO_3$. Propriétés physico-chimiques des apatites phosphocalciques formées. Thèse doctorat es sciences, Université de Nice, 151 pages.

Freiser, H. and F. Quints. 1963. Ionic equilibria in analytical chemistry, JohnWiley and son, Inc. New York. London.

Jurinak, J.J., L.M. Dudley, M.F. Allen and W.G. Knight. 1986. The rol of calcium oxalate in the availability of phosphorus in soils of semi-arid regions: A thermodynamic study. Soil Sciences. 142: 255-261.

Knight, W.G., L.M. Dudley and J.J. Jurinak. 1992. Oxalate effect on solution phosphorus in a calcareous soil. Arid soil Res. Rehab. 6:11-20.

Muljadid Posner, A.M. and J.P. Quirk. 1966. The mechanism of phosphate absorption by Kaolinite, Gibbsite and Pseudoboehmite. Part I, the isoterms and the effect of pH on absorption. Journal of soil science, Vol. 17, No.2.

Olsen, S.R., C.V. Cole, F.S. Watanake and L.A. Dean. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA Circ.939.

Ryan, J. and J.L. Stroehlein. 1979. Sulfuric acid treatment of calcareous soils: Effect on Phosphorus solubility, inorganic phosphorus form and plant growth. Soil Sci. Amer.J.43: 731-732.

Valeur fertilisante des boues mixtes de papetières (biosolides) dans des sols cultivés en maïs-grain, soya et orge

A. N'Dayegamiye [1], S. Huard [2] et Y. Thibault [3]

Résumé, A. N'Dayegamiye [1], S. Huard [2] et Y. Thibault [3], 2001. **Valeur fertilisante des boues mixtes de papetières (biosolides) dans des sols cultivés en maïs-grain, soya et orge, *Agrosol*. 12 (1) : 25-34.** Une étude de 3 ans (1997-1999) a été effectuée sur un loam limono-argileux de la série Nicolet et un loam limoneux de la série Baudette, afin d'évaluer sur les cultures de maïs, soya et orge les effets des boues mixtes générées par trois papetières de la compagnie Abitibi Consolidated inc. Des applications annuelles ou biennales de boues mixtes à raison de 20, 30, 40, 60 et 90 t/ha selon les cultures, ont été comparées au témoin et à la fertilisation minérale complète (NPKMG) recommandée pour chaque culture. Le dispositif comprenait également des traitements combinant les doses de boues mixtes de papetières (20 et 40 t/ha; 30 et 60 t/ha) et les engrais minéraux (NPKMg) en doses réduites à 50 à 75% de la quantité recommandée en vue d'ajuster la fertilisation minérale. Des parcelles sans engrais azotés avaient été prévues à l'intérieur des sites expérimentaux afin de mesurer les coefficients d'efficacité en azote de première année en 1999. Dans les deux types de sol, les applications annuelles et biennales de boues mixtes de papetières seules (20 à 90 t/ha) ont augmenté en moyenne de près de trois tonnes par hectare les rendements en grains de maïs, en comparaison avec le témoin sans engrais. Par ailleurs, les apports répétés de boues mixtes (20 à 60 t/ha), complétées de doses réduites d'engrais minéraux (50 à 75%), ont permis d'obtenir des gains de rendements en grains d'environ 1 t/ha, comparativement à la fertilisation minérale complète NPKMg. Des applications antérieures de boues mixtes de papetières seules en 1997 et 1998 ont également permis l'obtention de rendements élevés en orge, avec des gains de plus de 600 kg/ha, ce qui démontre des arrières-effets importants provenant de cette matière résiduelle fertilisante. Les effets des apports de boues mixtes ont été plus faibles sur les rendements de soya, en comparaison avec le maïs et l'orge. En comparaison avec l'engrais minéral azoté, les coefficients d'efficacité en azote des boues mixtes étaient élevés pour le maïs-grain; ils ont varié de 25 à 42% et de 27 à 45%, respectivement en 1997 et 1999, diminuant proportionnellement avec les doses de boues mixtes. En 1998, les coefficients d'arrières-effets azotés des boues mixtes étaient importants sur la culture de maïs-grain. Dans la culture d'orge, les coefficients d'efficacité d'azote ont varié de 13 à 27% en 1999. Cette étude a démontré que les augmentations soutenues de rendements de maïs et d'orge ont été attribuables à l'équilibre en éléments nutritifs des boues mixtes, mais également à leur effet rapide sur l'amélioration des propriétés de sol, notamment l'agrégation, les activités biologique et enzymatique, ainsi que l'augmentation des niveaux de matière organique (données obtenues dans cette étude). Les résultats obtenus sur deux types de sol et pendant trois années nous permettent de conclure que les doses de boues mixtes variant de 20 à 40 t/ha sur base humide sont économiques et ne comportent aucun impact négatif sur l'environnement. De plus, il est recommandable d'appliquer les boues mixtes directement sur les cultures ayant une plus longue période de végétation, tel le maïs, et qui valorisent le plus les éléments nutritifs. Les cultures de céréales ou de soya peuvent mieux bénéficier des arrières-effets importants des boues mixtes de papetières sur la fertilité et les propriétés du sol. Il est recommandé de réduire les doses d'engrais minéraux suite aux apports répétés de boues mixtes, en se basant sur les analyses de sol et les besoins des cultures.

Mots clés : boues mixtes de papetières (biosolides), applications annuelle ou biennale, maïs-grain, soya, orge, rendement, coefficient d'efficacité, arrières-effets.

Abstract, A. N'Dayegamiye [1], S. Huard [2] and Y. Thibault [3], 2001. **Paper mills sludges effects on soil fertility, *Agrosol*. 12 (1) : 25-34.** A three yr study (1997-1999) was conducted on a Nicolet clay loam and on a Baudette silt loam to evaluate paper mill sludge (PMS) effects on corn, soya and barley yields. Compared treatments were a control without mineral fertilizers or PMS applications, complete mineral fertilizers (NPKMg), annual and biennal PMS applications (20, 30, 40, 60 and 90 t/ha depending of soils and crops), and PMS rates (20 and 40 t/ha; 30 and 60 t/ha) combined to mineral fertilizers (NPKMg) at reduced rates (50

1. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement, 2700, rue Einstein, Sainte-Foy (Québec), G1P 3W8, CANADA
2. Bioconseil, 3480, Notre Dame, Pointe-du-Lac (Québec), G0X 1Z0, CANADA
3. Abitibi Consolidated inc. (Usine Belgo), Avenue Cascades, Shawinigan (Québec), G9N 6W5, CANADA

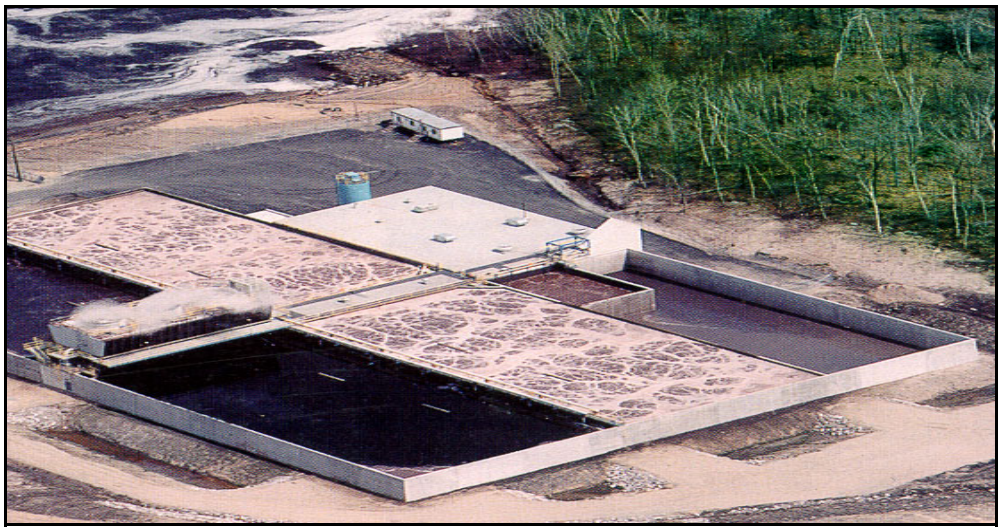


Figure1 : **Traitement biologique des fibres dissoutes dans un bassin secondaire.**

to 75%). Other plots without mineral fertilizers were included in the experiment to evaluate PMS N recoveries in the 1999 cropping season. On both soils, annual and biennal PMS applications without mineral fertilizers induced a 3 t/ha increase of corn yields, compared to the control. Repeated PMS applications combined to mineral fertilizers at reduced rates (50 to 75%) also increased corn yields by 1 t/ha, compared to complete mineral fertilizers (NPKMg). Prior PMS applications in 1997 and 1998 without mineral fertilizers also increased barley yields by more than 600 kg/ha in 1999, compared to the control, which indicates high PMS residual effects. Application of paper mill sludges had lower effect on soya yields, in comparison to corn and barley. Compared to N mineral fertilizers, PMS N recoveries were high for corn, representing between 25 to 42% and 27 to 45% in 1997 and 1999 respectively, and decreased proportionnally with PMS rates. PMS residual N recoveries on corn were high in 1998, and N recoveries from applied PMS in 1999 varied from 13 to 27% for barley. This study suggests that important increases of corn and barley yields were mainly due to high PMS nutrient efficiency and also to the significant improvement of soil aggregation, biological and enzymatic activities as well as soil organic matter levels after PMS applications (data obtained in this experiment) Based on this three yr study conducted on two soils, we could conclude that 20 to 40 t/ha PMS rates were found more economical and environnemental, compared to higher PMS rates (60-90 t/ha). This study also demonstrates that PMS should be applied directly on crops with longer cropping season such as corn, and which present high nutrient needs. Cereals and soya could benefit from PMS residual effects on nutrient availabilty and soil properties. It is recommended to reduce mineral fertilizer rates after subsequent PMS applications and this fertilizer reduction will be based on soil analysis and on crop needs.

Key words : paper mill sludges (biosolids), annual and biennial applications, corn, soya, barley, yields, N recoveries, residual effects.

Introduction

Les boues mixtes de papetières constituent un nouvel amendement intéressant pour l'agriculture, tant par leur volume disponible, leur localisation sur le territoire, que pour leurs qualités agronomiques. Plus de 1 900 000 tonnes métriques de boues mixtes (biosolides) de papetières sont produites annuellement au Québec (Desilets 2000). En se basant sur les certificats d'autorisation accordés par le MEF pour les épandages, un peu plus de la moitié de cette quantité a été valorisée en agriculture au Québec depuis 1999. En comparaison, les fumiers épandus au champ représentent plus de 30 millions de tonnes métriques annuellement. Les boues mixtes de papetières se prêtent bien à la valorisation agricole en raison de leur inocuité et de leur richesse en éléments nutritifs et en matière organique.

Dans la chaîne de fabrication du papier, les boues sont en fait générées pendant les phases d'extraction des débris de fibres trop fines et des fibres dissoutes. Cette séparation se fait d'abord par décantation dans un premier bassin (boues primaires), puis par traitement biologique en bassin secondaire (boues secondaires) (figure 1). Dans le bassin secondaire, des ajouts d' éléments nutritifs sont effectués (N, P et K) pour la croissance et l'activité des microorganismes qui digèrent ainsi les débris de fibres dissoutes, entraînant leur décantation et la purification des eaux avant leur rejet dans les cours d'eau. Les boues mixtes sont donc constituées de boues primaires et secondaires souvent dans un rapport 60 :40; elles présentent une importante valeur fertilisante et elles constituent également un amendement d'excellente qualité en raison de leur teneur élevée en matière organique.

Un amendement organique est considéré comme une matière résiduelle fertilisante (MRF) valorisable en agriculture lorsqu'il est riche non seulement en matière organique, mais également en éléments nutritifs (MENV 1997). Par ailleurs, un amendement de qualité se caractérise par un équilibre nutritif, des rapports C/N faibles (< 30) ainsi que par une forte proportion de particules fines, ce qui favorise sa décomposition optimale dans le sol et son action rapide sur la fertilité et les propriétés du sol. Un amendement organique de qualité doit donc agir rapidement sur les propriétés du sol (N'Dayegamiye 2000).

Par exemple, N'Dayegamiye et Angers (1993) ont démontré que les résidus d'émondage faibles en éléments nutritifs notamment l'azote, et présentant des particules grossières, se décomposent lentement dans le sol et de cette façon, leur effet sur la fertilité, sur la structure et les activités biologiques est demeuré moindre à court terme.

Comme les fumiers, les boues mixtes de papetières présentent des rapports C/N moins élevés (18-30) ; elles sont riches en éléments nutritifs et en MO, pouvant donc être directement valorisées sans créer de nuisance à la croissance et à la production des cultures. Toutefois, la valorisation optimale des boues mixtes exige la connaissance de leurs coefficients d'utilisation et d'efficacité en azote, phosphore et potassium, en fonction des sols et des cultures, ainsi que leur action sur le sol, notamment l'amélioration de la structure, l'augmentation des niveaux de matière organique et du potentiel biologique des sols.

Les objectifs de cette recherche consistaient à déterminer les effets de l'apport de boues mixtes sur les rendements du maïs-grain, du soya et de l'orge, à évaluer la valeur fertilisante des boues mixtes en déterminant les coefficients d'efficacité d'azote, et à ajuster les doses d'engrais minéraux suite à l'application de ces produits organiques dans les sols. Cette étude visait également à déterminer les doses optimales de boues mixtes capables d'assurer des productions élevées et une meilleure qualité des sols.

Matériel et méthodes

Cette étude a été effectuée de 1997 à 1999 sur les cultures de maïs-grain, de soya et d'orge. Comme les propriétés du sol peuvent influencer la valorisation optimale des éléments nutritifs en provenance des boues mixtes de papetières, l'expérience s'est déroulée sur deux types de sols, soit un loam limono-argileux de la série Nicolet situé sur la ferme Proulx à Saint-Jean-Baptiste-de-Nicolet et un loam limoneux de la série Baudette sur la ferme Mylamy à Yamachiche (Tableau 1).

Dans chaque site, le dispositif expérimental comportait trois répétitions et comprenait un témoin sans engrais, une fertilisation minérale complète (NPKMg) selon les recommandations du C.P.V.Q. et trois doses croissantes de boues mixtes : 20, 40 et 60 t/ha sur la série Nicolet et 30, 60 et 90 t/ha sur la série Baudette. Enfin, deux traitements combinaient les boues mixtes et les engrais minéraux NPKMg, en doses ajustées à 50 et 75% de la quantité recommandée. Les propriétés des boues mixtes utilisées sont présentées dans le tableau 2.

Pour le maïs-grain, les doses d'engrais apportés étaient de 180kg N, 80 kg P_2O_5 et 100 kg K_2O/ha. Pour le soya, les doses de phosphore et de potassium s'élevaient à 50 kg P_2O_5 et 60 kg K_2O/ha, sans fertilisation azotée. Enfin les quantités d'engrais pour l'orge étaient de 60 kg N, 50 kg P_2O_5 et 60 kg K_2O/ha. Les essais étaient effectués dans le cadre des rotations **maïs-maïs-maïs** sur les séries Nicolet et Baudette, et **soya-soya-orge** seulement sur la série Nicolet.

En deuxième et troisième année du projet (1998, 1999), les parcelles principales (5 x 25 m) ont été sub-divisées en deux parties égales (5 x 12,5 m). Pour la culture de maïs, des boues mixtes seules ou combinées avec des engrais minéraux ont été appliquées dans la première moitié des parcelles (A) afin d'évaluer les effets des applications répétées annuellement, sur les rendements des cultures étudiées. L'autre moitié des parcelles (B) n'a pas reçu d'apport de boues mixtes en 1998, mais seulement en 1999 (Tableau 4). Dans la rotation soya-soya céréales, les boues mixtes de papetières ont été appliquées en 1997 et 1998 dans la

Tableau 1. Propriétés physico-chimiques des séries de sols.

	Texture	pH	M.O.	N	P	K	Ca	Mg
			---%---		----------kg/ha--------			
Série Nicolet	Loam limono-argileux	6,8	3,8	0, 21	277	294	2978	259
Série Baudette	Loam limoneux	6,5	4,3	0,19	208	336	2549	409

Tableau 2. Composition physique et chimique des boues mixtes de papetières.

Boues	pH	M.S.	M.O.	C	N	C/N	N-NH_4	N-NO_3	P
		----------(%)----------					----------(mg/kg)----------		
1	6,4	26,4	58,1	33,7	2,67	12	2 114	0,46	3 447
2	6,8	40,0	77,0	44,7	1,99	22	1 966	1,53	6 036
3	5,9	28,9	87,2	50,6	3,40	15	782	0,29	5 203
	K	**Ca**	**Mg**	**B**	**Cu**	**Fe**	**Mn**	**Zn**	**Na**
	----------(mg/kg)----------								
1	1 203	4 846	827	13,1	14,5	4 611	137,2	77,4	614,7
2	1 987	29 678	1 427	34,6	104,8	1 153	296,8	81,7	762,7
3	1 925	6 230	1 353	5,3	27,6	1 878	306,8	82,6	1116,2

première moitié des parcelles (A) et seulement en 1997 dans l'autre partie (B) (Tableau 8), afin d'évaluer si ces cultures bénéficient davantage des arrières-effets des boues mixtes de papetières et de leurs effets sur les propriétés du sol.

Comme l'efficacité des éléments nutritifs des boues de papetières peut varier en fonction des conditions climatiques, nous avions prévu à cet effet des parcelles expérimentales à l'intérieur des rotations 1 et 2 afin de mesurer les coefficients d'utilisation et d'efficacité d'azote en culture de maïs-grain et d'orge en 1999. Ces parcelles avaient uniquement reçu une fertilisation minérale phosphatée et potassique.

Les boues mixtes de papetières ont été appliquées au printemps avec un épandeur à fumier quelques jours avant le semis. Par la suite, elles ont été incorporées à la herse à disques dans la couche superficielle du sol (0-10 cm). En 1997, le semis du maïs-grain a été fait avec la variété Pioneer 3921-2650 UTM à la ferme RDR Proulx et la variété DEKALB 220-2250 UTM à la ferme Mylamy. Le taux de semis était de 74130 plants/ha dans les deux fermes et l'application de l'herbicide Dual a été effectuée en prélevée du maïs. En 1998, le semis du maïs-grain a été effectué avec l'hybride *DEKALB 343 -2550 UTM* sur la série Nicolet à un taux de 76 100 plants /ha, et les herbicides *Fieldstar* (220g/ha) et *Dual* (2,5 l /ha) ont été appliqués en prélevée du maïs. Sur la série Baudette, le semis a été fait avec la variété *DEKALB 221-2250 UTM* à un taux de 74130 plants / ha. L'herbicide *Dual* a été appliqué au semis à raison de 1 l/ha, suivi de l'herbicide *Partner* au sarclage. Le taux de semis du soya en 1997 et 1998 était de 140 kg/ha, avec la variété Bayfield 2675 UTM et l'herbicide Dual combiné à Affolan a été appliqué en prélevée. En 1999, les régies effectuées étaient similaires à celles utilisées lors de l'année 1998. Le taux de semis de l'orge en 1999 était de 140 kg/ha, avec la variété Chapais.

En 1997, des échantillons de végétaux ont été prélevés en juillet au moment de la floraison du maïs. Une analyse foliaire a été effectuée afin de déterminer l'équilibre nutritif des cultures en éléments majeurs et mineurs suite aux applications de boues mixtes de

Tableau 3. Effet d'apports de boues mixtes de papetières et d'engrais minéraux sur la concentration en éléments majeurs et mineurs du maïs-grain en période de floraison (série Nicolet)

Traitements	Éléments majeurs					Éléments mineurs			
	N	P	K	Ca	Mg	B	Cu	Mn	Zn
	----------(%)----------					----------(mg/kg)----------			
Témoin	2,3 d	0,29 a	2,6 ab	0,57 c	0,20 c	7,1 a	8,5 b	32,8 abc	19,8 c
NPKMg	3,3 a	0,35 a	2,5 b	0,57 c	0,23 a	7,7 a	13,4 a	52,5 a	21,6 b
20 t/ha*	2,5 cd	0,36 a	2,6 ab	0,61 b	0,20 a	8,0 a	9,8 b	18,0 c	25,4 b
40 t/ha	2,9 bc	0,40 a	2,7 a	0,63 a	0,21 a	7,8 a	13,0 a	22,7 bc	28,1 a
60 t/ha	3,0 b	0,48 a	2,6 b	0,65 a	0,21 a	7,9 a	13,4 a	33,0 abc	30,8 a
20 t/ha + ¾ NPKMg	3,3 a	0,39 a	2,5 b	0,61 ab	0,24 a	7,3 a	13,0 a	42,0 ab	34,0 a
40 t/ha + ½ NPKMg	3,3 ab	0,38 a	2,6 ab	0,62 ab	0,23 a	7,2 a	13,0 a	35,0 abc	29,7 a
Teneur optimale +	2,5-3,5	0,20-0,45	1,71-2,50	0,21-0,50	0,13-0,30	4-25	3-15	15-300	15-70

* : doses de boues mixtes sur base humide

a-d : deux moyennes ayant la même lettre ne sont pas significativement différentes à P £ 0,05.

Tableau 4. Effet de boues mixtes de papetières et d'engrais minéraux sur les rendements et la qualité des grains de maïs (1997)

Traitements	Série Nicolet		Série Baudette	
	Rendements en grains (kg/ha)	Poids (kg/hl)	Rendements en grains (kg/ha)	Poids (kg/hl)
Témoin	8 218 b	66 b	6 933 d	61 b
NPKMg	9 942 ab	73 a	9 275 bc	68 a
20 t/ha*	9 553 ab	72 a	8 403 c	69 a
40 t/ha	9 607 ab	72 a	8 608 c	68 a
60 t/ha	10 140 ab	72 a	9 080 bc	69 a
20 t/ha + ¾ NPKMg	9 868 ab	74 a	10 222 ab	69 a
40 t/ha + ½ NPKMg	11 145 a	74 a	10 346 a	69 a

* 30, 60 et 90 t/ha sur la série Baudette

a-d : deux moyennes ayant la même lettre ne sont pas significativement différentes à P £ 0,05.

papetières. Les rendements des cultures et leurs prélèvements en éléments nutritifs ont été déterminés chaque année pour les cultures étudiées. Les données obtenues ont été traitées par des analyses de variance selon un dispositif en blocs randomisés. Les coefficients d'utilisation d'azote de première année et d'arrières-effets ont été calculés par différence entre les traitements avec engrais ou boues mixtes et le témoin.

Résultats et discussion

La composition chimique des boues mixtes

Les résultats des analyses effectuées sur des échantillons de boues mixtes de papetières utilisées sont présentés dans le tableau 2. Les valeurs de pH-eau varient de 5,9 à 6,8. De façon générale, il s'agit de valeurs de pH qui sont optimales pour la croissance de la plupart des plantes cultivées ainsi que des microorganismes du sol. Au niveau des teneurs en éléments nutritifs, les boues mixtes sont riches en azote total, avec des teneurs faibles en azote ammoniacal, et extrêmement pauvres en nitrates, ce qui indique que l'azote est principalement sous forme organique. Sous cette forme, l'azote contenu dans les boues mixtes doit graduellement se minéraliser au cours de la période de végétation, rendant disponible cet élément nutritif.

Les boues mixtes sont également riches en P, les valeurs étant en moyenne de 0,48%, tandis que les niveaux de K sont faibles (soit 0,17%). À raison de 30 t/ha de boues mixtes, avec une teneur en matière sèche de 30%, on apporterait ainsi en moyenne 240 kg N/ha, 97,6 kg P_2O_5/ha et seulement 24,5 kg K_2O/ ha.

De cet exercice, il ressort qu'un tel apport peut combler les besoins en N et P des cultures plus exigeantes comme le maïs ou la pomme de terre. L'application de boues mixtes devrait être complétée d'engrais potassiques afin de ne pas favoriser des carences en cet élément ou épuiser le sol. Les boues mixtes apportent également des quantités importantes de Ca et Mg, mais également d'éléments mineurs (Zn, B, Mn, Cu et Fe) qui sont essentiels dans la photosynthèse et les autres étapes du métabolisme de la plante, favorisant ainsi la croissance optimale et les rendements élevés des cultures. Dans les sols cultivés, on observe de plus en plus des carences en éléments mineurs à cause de leur épuisement par les prélèvements des plantes à haut rendement. Or, les engrais recommandés ne sont pas souvent complémentés d'éléments mineurs. A l'exception du potassium, les boues mixtes apportent ainsi une alimentation équilibrée des cultures.

Concentrations en éléments nutritifs du maïs en période de floraison.

L'objectif poursuivi consistait à étudier la disponibilité à la culture de maïs des éléments nutritifs majeurs et mineurs contenus dans les boues mixtes. Une teneur optimale des éléments nutritifs assure aux plantes un métabolisme normal ainsi qu'une bonne croissance. C'est pourquoi une carence dans l'un ou l'autre élément nutritif peut affecter le rendement et la qualité des récoltes. La mesure des carences en éléments nutritifs se fait par observations visuelles des symptômes qui se manifestent par les décolorations des feuilles (N, P, Mg, Zn, Mn, Cu) ou par le brunissement et nécrose (K, B, Fe). Cependant, l'analyse de la concentration des tissus des plantes au moment de la floraison demeure la méthode la plus objective et la plus fiable. Dans cette étude, l'échantillonnage des feuilles de maïs a été effectué à l'apparition des soies.

Les résultats obtenus (Tableau 3) montrent que les concentrations en éléments nutritifs en cette période de végétation des cultures ont été généralement plus faibles dans le témoin sans engrais minéraux ni boues mixtes. Ces concentrations ont augmenté avec les doses de boues mixtes avec ou sans complément d'engrais minéraux et elles étaient supérieures ou comparables à la fertilisation minérale complète (NPKMg). De façon générale, l'application de boues mixtes a accru de façon significative les concentrations du maïs en éléments majeurs (N, P, K, Ca et Mg). De même, nous avons observé que des apports de boues mixtes avaient significativement amélioré la disponibilité des éléments mineurs à la culture, notamment le Cu, Mn et Zn. Dans tous les cas, les concentrations en éléments mineurs ont augmenté avec les doses croissantes de boues mixtes appliquées. Ces résultats démontrent que les boues mixtes améliorent, comme le fumier, la nutrition des cultures en éléments nutritifs majeurs et mineurs bénéfiques pour la croissance des plantes.

Rendements du maïs-grain

1997

En 1997, les rendements en grains de maïs ont varié de 7000 à 11000 kg/ha (15% d'humidité), selon les séries de sols et les modes de fertilisation organique ou minérale (Tableau 4). De façon générale, l'apport de boues mixtes seules ou combinées à l'engrais a favorisé des augmentations significatives de rendement de maïs dans les deux types de sol étudiés, avec des gains d'environ 3 tonnes/ha, comparativement avec le témoin. Les rendements les plus élevés, égaux et parfois supérieures à la fertilisation minérale complète (NPKMg) ont été obtenus lorsque les boues mixtes avaient été complétées par une fertilisation minérale (NPKMg) ajustée à un quart ou la moitié de la dose recommandée.

Le poids spécifique des grains a significativement été augmenté par les apports de boues mixtes (Tableau 4). Les applications de boues mixtes ont également accru de façon significative les prélèvements en éléments nutritifs majeurs et mineurs (résultats non

présentés). Il ressort, tel que démontré également par les concentrations en éléments nutritifs à la période de floraison du maïs (Tableau 3) que l'apport des boues mixtes avec ou sans ajout d'engrais a donc favorisé une nutrition équilibrée de cette culture, ainsi qu'un niveau élevé de la qualité des grains, probablement grâce à son apport en éléments majeurs et mineurs, mais aussi en améliorant les conditions du sol propices à la croissance du maïs et au remplissage et à la maturation des grains.

1998

Dans les deux séries de sols, les rendements en grains de maïs ont varié de 6465 à 9450 kg/ha (15% d'humidité), selon les doses de boues mixtes, suite à leur apport répété en 1997 et 1998 et de 5131 à 7920 kg/ha dans les traitements sans applications de boues en 1998 (Tableau 5). Les apports annuels (1997, 1998) ou une fois en 1997 de boues mixtes ont significativement augmenté les rendements en grains de maïs, comparativement au témoin sans engrais ni boues mixtes. De plus, les doses croissantes de boues mixtes ont entraîné des augmentations proportionnelles de rendements de maïs-grain.

De même, des apports répétés de 40 à 90 t/ha de boues mixtes seules ont permis d'obtenir des gains supérieurs à 4t/ha comparativement au témoin et de plus de 1 t/ha face à la fertilisation minérale complète. Cependant les rendements les plus élevés ont été obtenus dans les deux types de sol lorsque les boues mixtes étaient combinées avec les engrais minéraux en doses réduites. Les applications d'engrais ou de boues mixtes n'ont pas significativement augmenté le poids spécifique des grains qui variait selon les traitements de 60 à 63 kg/hl (Tableau 5).

1999

Des applications annuelles ou biennales de boues mixtes de papetières seules (20 à 90 t/ha) ont augmenté de façon significative les rendements en maïs-grain, comparativement au témoin. Toutefois, l'application de boues mixtes complétées par des doses ajustées d'engrais minéraux a favorisé les rendements les plus élevés de maïs-grain (Tableau 6). Par exemple, les applications de 40 à 90 t/ha de boues mixtes pendant trois ans ont permis de maintenir des rendements élevés en maïs, parfois supérieurs à la production obtenue avec la fertilisation minérale complète (NPKMg). Comme en 1998, les gains de rendements en maïs ont été légèrement plus élevés lorsque les boues mixtes avaient été appliquées annuellement (Tableau 6, A) comparativement aux applications biennales (Tableau 6, B). Les apports d'engrais minéraux (NPKMg) et de boues mixtes de papetières n'ont pas significativement augmenté le poids spécifique des grains de maïs par rapport au témoin sans engrais minéraux ni amendement organique.

Rendements du soya (1997)

Les rendements de soya ont été compromis en 1998 en raison d'un traitement herbicide inefficace à la

Tableau 5. Effets d'apports en boues mixtes de papetières et d'engrais minéraux sur les rendements en grains de maïs (15 % d'humidité) (1998)

Traitements	Effet cumulatif (A)		Arrière-effet (B)	
	Rendement (kg/ha)	Poids (kg/hl)	Rendement (kg/ha)	Poids (kg/hl)
SÉRIE NICOLET				
Témoin	4 582 c	59 a	4 585 c	59 b
NPKMg	8 828 a	60 a	8 710 a	61 ab
20 t/ha	6 465 bc	60 a	6 364 bc	61 a
40 t/ha	7 456 ab	61 a	7 614 ab	60 ab
60 t/ha	9 078 a	60 a	7 920 ab	61 ab
20 t/ha + ¾ NPKMg	9 448 a	61 a	7 435 ab	61 ab
40 t/ha + ½ NPKMg	9 310 a	61 a	7 457 ab	61 ab
SÉRIE BAUDETTE				
Témoin	4 254 d	62 ab	3 859 a	62 a
NPKMg	6 921 bc	62 ab	5 232 a	62 a
30 t/ha	6 721 c	63 a	5 131 a	62 a
60 t/ha	8 122 a	63 a	6 506 a	63 a
90 t/ha	7 928 ab	62 ab	6 586 a	62a
30 t/ha + ¾ NPKMg	7 179 abc	62 ab	6 806 a	61 a
60 t/ha + ½ NPKMg	8 192 a	61 b	6 439 a	62 a

a-c : deux moyennes ayant la même lettre ne sont pas significativement différentes à $P \leq 0,05$.

* : NPKMg : 180 kg N, 80 kg P_2O_5 et 100 kg K_2O/ha

A : application annuelle de boues mixtes en 1997, 1998

B : application de boues mixtes en 1997.

Tableau 6. Effets d'apports de boues mixtes de papetières et d'engrais minéraux sur les rendements en grains de maïs (15 % d'humidité) (1999)

Traitements	Rendements		Poids spécifique	
	A	B	A	B
	----------(kg/ha)----------		----------(kg/hl)----------	
SÉRIE NICOLET				
Témoin	3 938 c	3 896 c	73 a	73 a
NPKMg*	8 067 a	8 608 a	73a	74 a
20 t/ha	6 005 b	5 641 bc	73 a	73 a
40 t/ha	7 432 ab	6 868 ab	74 a	74 a
60 t/ha	7 857 a	7 091 ab	73 a	73 a
20 t/ha + ¾ NPKMg	8 600 a	8 446 a	74 a	75 a
40 t/ha + ½ NPKMg	8 305 a	7 934 a	75 a	75 a
SÉRIE BAUDETTE				
Témoin	4 932 c	4 904 b	67 b	68 ab
NPKMg	7 928 ab	7 686 a	67 b	68 ab
30 t/ha	9 046 ab	7 789 a	66 bc	66 ab
60 t/ha	9 447 a	8 631 a	70a	68 ab
90 t/ha	8 782 ab	8 768 a	70 a	68 a
30 t/ha + ¾ NPKMg	7 102 b	7 804 a	65 c	66 bc
60 t/ha + ½ NPKMg	8 525 ab	8 750 a	66 bc	66 bc

* : NPKMg : 180 kg N, 80 kg P_2O_5 et 100 kg K_2O/ha

A : application annuelle de boues mixtes en 1997, 1998 et 1999

B : application biennale de boues mixtes en 1997 et 1999

a-c : deux moyennes ayant la même lettre ne sont pas significativement différentes à $P \leq 0,05$.

ferme et c'est pour cette raison que nous présentons uniquement les résultats de production obtenus en 1997 (Tableau 7). Les applications d'engrais minéraux PKMg (dose complète), ainsi que les apports de boues mixtes seules ou complétées d'engrais minéraux (PKMg) en doses ajustées ont significativement augmenté la production de soya.

Toutefois, les apports de boues mixtes seules ou des engrais minéraux n'ont pas significativement accru les quantités en protéines des grains de soya. À cause des quantités importantes d'azote disponible apportées par les boues mixtes, celles-ci peuvent nuire à la fixation symbiotique de l'azote atmosphérique par cette légumineuse. Il ressort que des applications de boues mixtes ne sont pas recommandables directement sur la culture de soya. Néanmoins, cette culture pourrait profiter des arrières-effets nutritifs résultant des applications antérieures de boues mixtes ou de leurs effets sur des améliorations des propriétés du sol.

Tableau 7. Effet de boues mixtes de papetières et de l'engrais minéral sur le rendement et la quantité en protéines du soya cultivé sur la série Nicolet (1997)

Traitements	Rendements	Quantité en protéines
	----------kg/ha----------	
Témoin	1 889 c	533,8 b
PKMg	2 193 ab	549,8 b
20 t/ha*	2 087 b	565,8 b
40 t/ha	2 096 b	602,7 ab
60t/ha	2146 b	597,4 b
20 t/ha + ¾ PKMg	2 429 a	670,3 a
40 t/ha + ½ PKMg	2 478 a	693,7 a

* : doses de boues mixtes, sur base humide

a-c : deux moyennes avec une même lettre ne sont pas significativement différentes à $P \leq 0,05$, selon le test Duncan

Rendements d'orge (arrières-effets)

Les applications de boues mixtes en 1997 et 1998 ou seulement en 1997 ont permis l'obtention de rendements plus élevés d'orge en 1999, comparativement avec le témoin sans engrais minéraux ni boues mixtes. Ces applications antérieures ont permis d'obtenir des gains de rendements de plus de 800 kg / ha et entre 300 à 600 kg/ha, comparativement au témoin et à la fertilisation minérale complète, respectivement (Tableau 8), ce qui démontre un effet résiduel important des boues mixtes qui a été bénéfique pour la culture d'orge. Les augmentations de rendements en grains étaient proportionnelles aux doses de boues apportées.

Tableau 8. Effets d'apports de boues mixtes de papetières et d'engrais minéraux sur les rendements en grains d'orge cultivé sur un loam limono-argileux Nicolet (1999)

Traitements	Rendements	
	A	B
	----------(kg/ha)----------	
Témoin	1 989 c	1 832 b
NPKMg*	2 435 ab	2 413 ab
20 t/ha	2 309 bc	2 423 ab
40 t/ha	2 783 ab	2 405 ab
60 t/ha	3 008 ab	2 697 ab
20 t/ha + ¾ NPKMg	2 790 ab	3 018 a
40 t/ha + ½ NPKMg	3 132 a	2 749 ab

* : NPKMg : 60 kg N, 0 kg P_2O_5 et 0 kg K_2O/ha

A : application annuelle de boues mixtes en 1997 et 1998

B : application unique de boues mixtes en 1997

a-c : deux moyennes ayant la même lettre ne sont pas significativement différentes à $P \leq 0,05$.

Tableau 9. Coefficients d'utilisation et d'efficacité en azote de boues mixtes de papetières en culture de maïs (1997).

Traitements	Apports	Prélèvements	Coefficient d'utilisation	Coefficient d'efficacité p/r aux engrais
	----------(kg/ha)----------		----------(%)----------	
SÉRIE NICOLET (loam limono-argileux)				
Témoin		148		
NPKMg	180	237	49	
20 t/ha	163	182	21	42
40 t/ha	326	211	19	39
60 t/ha	489	233	17	35
Analyse de la boue : M.S. = 30; % N = 2,7; C/N = 17				
SÉRIE BAUDETTE (loam limoneux)				
Témoin		99		
NPKMg	180	188	49	
30 t/ha	243,6	145	19	38
60 t/ha	487,2	186	18	36
90 t/ha	730,8	191	13	25
Analyse de la boue : M.S. = 32; % N = 2,5; C/N = 18				

Coefficients d'efficacité d'azote (maïs-grain et orge)

Afin de calculer les coefficients apparents d'utilisation en azote de l'engrais minéral azoté ou des boues mixtes, nous avons déterminé la matière sèche totale produite par hectare pour le maïs-grain (tiges +épis) et l'orge (paille et grain), ainsi que les concentrations en azote. Par la suite, le calcul des bilans apparents a été basé sur les prélèvements en azote des cultures, selon les traitements. Ainsi, les coefficients apparents d'utilisation (direct ou résiduel) de l'azote de l'engrais ou des boues mixtes ont été calculés selon la différence entre les prélèvements en N des traitements avec engrais ou boues mixtes et ceux du témoin sans engrais N ou boues mixtes, divisée par les quantités totales ou résiduelles d'azote apportées dans les sols par l'engrais ou les boues mixtes.

- Coefficient apparent d'utilisation de l'N des engrais ou des boues : *Prél. N traitement (boue ou engrais) – Prél. N témoin/ Quantité totale d'azote apporté par les boues ou les engrais.*

- Coefficient d'efficacité : *Coefficient d'utilisation de l'engrais N/ coefficient d'utilisation de l'N de boue mixte.*

En 1997, **les coefficients d'utilisation d'azote** par le maïs-grain ont été de 49 % pour l'engrais azoté sur les deux séries de sols étudiées. Dans le cas de boues mixtes, les coefficients d'utilisation d'azote ont varié de 13 à 21%, selon les doses de boues mixtes (Tableau 9). Comme pour les fumiers solides, les coefficients d'utilisation d'azote des boues mixtes ont été plus faibles que ceux qu'on mesure généralement pour les engrais minéraux.

En comparaison avec l'engrais minéral, **les coefficients d'efficacité d'azote** ont varié entre 25 et 42%, selon les doses de boues mixtes. Ces résultats démontrent que les coefficients d'efficacité de l'azote des boues mixtes sont moyennement élevés, étant comparables à ceux des fumiers solides de bovins. De même, les coefficients d'efficacité de l'azote des boues mixtes sont similaires aux coefficients d'azote mesurés suite à l'enfouissement de diverses espèces d'engrais verts, soit le sarrasin, le millet japonais, la moutarde blanche et le colza (N'Dayegamiye et Tran 2001).

En 1998, nous avons mesuré les arrières-effets azotés des boues mixtes de papetières (Tableau 10) . Les résultats obtenus démontrent une importante valorisation de l'azote résiduel des boues mixtes par la culture de maïs. Sur la série Nicolet, les **coefficients apparents d'utilisation**

de l'azote résiduel des boues (arrières-effets N) ont varié de 19 à 27%, selon les doses de boues mixtes appliquées, tandis qu'ils étaient entre 10 et 14% sur la série Baudette.

Ces résultats indiquent que l'azote des boues mixtes de papetières, principalement sous forme organique, se minéralise graduellement et reste encore disponible aux cultures en deuxième année de production.

En 1999, les **coefficients d'utilisation de l'azote** calculés pour la culture de maïs ont varié entre 32 et 48% pour l'engrais minéral azoté et se situaient entre 10 et 21,5% pour les boues mixtes, selon les doses de boues mixtes (Tableau 11). Pour la culture d'orge, les coefficients d'utilisation d'azote étaient de 21% pour l'engrais minéral azoté et variaient de 3 à 6%, selon les doses de boues mixtes (Tableau 12).

Les coefficients d'efficacité d'azote des boues mixtes de papetières dans la culture de maïs ont varié selon les doses de 31 à 36% et de 27 à 45%, respectivement dans le loam limono-argileux de la série Nicolet et le loam limoneux de la série Baudette. Les coefficients d'efficacité d'azote étaient entre 13 et 27% pour la culture d'orge. De façon générale, les coefficients d'utilisation et d'efficacité de l'azote ont diminué avec les doses de boues mixtes ou les quantités d'azote total apportées au sol.

En résumé, cette étude a démontré que les coefficients d'efficacité de l'azote des boues mixtes sont élevés particulièrement sur la culture de maïs-grain qui valorise mieux les éléments nutritifs. Cette efficacité élevée de l'azote des boues mixtes peut être reliée aux rapports C/N faibles des boues mixtes valorisées dans cette expérimentation dont les valeurs variaient entre 12 et 25. En effet, ces coefficients d'efficacité en azote des boues mixtes de papetières sont similaires à ceux des fumiers solides de bovins (Paul et al. 1993, Marc Trudelle et al. 1996) et des engrais verts (N'Dayegamiye et Tran 2001) qui

Tableau 10. Coefficients d'utilisation et d'efficacité de l'azote sur des boues mixtes de papetières dans la culture du maïs (1998).

Traitements	Arrière-effet		
	Prélèvements N	N résiduel	Coefficient d'utilisation
	----------(kg/ha)----------		---------(%)---------
SÉRIE NICOLET (loam limono-argileux)			
Témoin	118	---	---
NPKMg	141	91,8	25
20 t/ha	153	130,4	27
40 t/ha	169	266,3	19
60 t/ha	226	408,8	26
SÉRIE BAUDETTE (loam limoneux)			
Témoin	75	---	---
NPKMg	103	91,8	30
30 t/ha	99	197,3	12
60 t/ha	131	399,5	14
90 t/ha	139	643,1	10

Tableau 11. Coefficients d'utilisation et d'efficacité de l'azote des boues mixtes de papetières en culture de maïs (1999).

Traitements	Apports	Prélèvements	Coefficient d'utilisation	Coefficient d'efficacité
	----------(kg/ha)----------		----------(%)----------	
SÉRIE NICOLET (loam limono-argileux)				
Témoin	---	62,7	---	---
NPKMg	180,0	121,1	32,4	---
20 t/ha*	196,5	85,6	11,6	36
40 t/ha	393,0	105,3	10,8	33
60 t/ha	589,5	122,1	10,0	31
Analyse de la boue : M.S. = 28,9 %; % N = 3,40 %; C/N = 15				
SÉRIE BAUDETTE (loam limoneux)				
Témoin	---	104,4	---	---
NPKMg	180,0	191,0	48,1	---
30 t/ha*	211,5	149,8	21,5	45
60 t/ha	423,0	185,0	19,0	39
90 t/ha	634,5	188,0	13,0	27
Analyse de la boue : M.S. = 26,4 %; % N = 2,67 %; C/N = 19				

Tableau 12. Coefficients d'utilisation et d'efficacité de l'azote des boues mixtes de papetières en culture d'orge (1999).

Traitements	Apports	Prélèvements	Coefficient d'utilisation	Coefficient d'efficacité
	----------(kg/ha)----------		----------(%)----------	
SÉRIE NICOLET (loam limono-argileux)				
Témoin	---	34,8	---	---
NPKMg	60	47,3	20,8	---
20 t/ha*	159,2	44,0	5,7	27
40 t/ha	318,4	47,9	4,1	20
60 t/ha	477,6	47,9	2,7	13
Analyse de la boue : M.S. = 40 %; % N = 1,99 %; C/N = 22				

présentent des valeurs similaires de rapports C/N. Cette étude a démontré que les coefficients d'efficacité d'azote dépendent aussi des doses apportées, diminuant proportionnellement avec les quantités de boues ou d'azote total apportés.

Les valeurs des coefficients d'efficacité d'azote dépendent également des conditions de champ (précédent cultural, culture envisagée) et des propriétés des sols, notamment la structure, la densité (ou compactage) qui déterminent le régime d'air, de l'eau et de la température dans le sol. Ces paramètres influencent l'activité des microorganismes du sol responsables de la minéralisation des boues mixtes et de la libération des éléments nutritifs aux cultures. Les coefficients d'utilisation et d'efficacité d'azote dépendent également des cultures, étant plus élevés pour le maïs, la pomme de terre et les cultures fourragères (N'Dayegamiye et al 2000; Simard et al. 2000), qui sont des plantes plus exigeantes en azote, en plus d'avoir une plus longue période d'absorption, comparativement aux céréales.

Les boues mixtes présentent également des coefficients d' arrières-effets azotés importants. En effet, des applications biennales ont permis de maintenir des niveaux de rendements élevés en maïs et orge. Cependant, les hausses de rendements de ces cultures ne sont pas uniquement attribuables à l'efficacité élevée en azote, mais également aux apports équilibrés en d' autres éléments nutritifs majeurs et mineurs, ainsi qu'à l'amélioration des propriétés des sols qui créent des conditions propices à la croissance optimale des cultures et à l'absorption efficace des éléments nutritifs (Chantigny et al. 1999; N'Dayegamiye et al. 2000; Simard et al. 2000).

Conclusion

A cause des avantages agronomiques des boues mixtes, leur valorisation agricole est à privilégier dans le contexte d'une agriculture durable, dans les régions déficientes en fumiers. Les doses agronomiques, économiques et environnementales recommandées varient de 20 à 40 t/ha, selon la richesse des sols notamment en phosphore et les cultures envisagées.

Le choix de la culture déterminera la valorisation optimale des boues mixtes de papetières. Il est recommandable de les appliquer directement sur des cultures ayant une longue période de végétation (maïs, pomme de terre, prairies) qui sont plus exigeantes en éléments nutritifs et qui pourraient davantage valoriser ces matières résiduelles fertilisantes. Les cultures de céréales ou de soya peuvent mieux bénéficier des arrières-effets importants des boues mixtes ainsi que de l'amélioration des propriétés du sol.

Étant donné l'efficacité élevée des éléments nutritifs des boues mixtes de papetières, il est recommandable de réduire les doses d 'engrais minéraux suite à leurs applications, en vue d'assurer des bénéfices à la ferme et de préserver la qualité des sols et de l'environnement. Une analyse de sol est nécessaire pour pouvoir ajuster le complément de fumure minérale.

Références bibliographiques

Chantigny, M.H., D.A. Angers and 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.

Critères provisoires pour la valorisation des matières résiduelles fertilisantes, 1997. Ministère de l'environnement du Québec. pp. 16.

Désilets, L. 2000. La valorisation des résidus des papetières : état de la situation et perspectives. Colloque sur les biosolides, CPVQ : 7-22.

N'Dayegamiye, A. and T.S. Tran, 2001. Effect of green manures on soil properties, on wheat yields and N nutrition. Can. J, Soil Sci. 81 : 371-382.

N'Dayegamiye, A., S. Huard et Y. Thibault 2000. Valeur agronomique des biosolides de papetières : effets sur la production des cultures et la qualité des sols. *dans* Colloque sur les biosolides, CPVQ : 23-46.

N'Dayegamiye, A. 2000. Piste pour le maintien de la biodiversité des microorganismes des sols à la suite des apports de divers amendements organiques : étude de longue durée. *dans* Colloque sur la biologie des sols, CPVQ : 56-70.

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

Paul, J.W. and E.G. Beauchamp 1993. Nitrogen availability for corn in soils amended with urea, cattle slurry and solid and composted manures. Can. J. Soil Sci. 73 : 253-266.

Simard, R. , J. Lafond et R. Lalande 2000. Les résidus papetiers : mode d'usage horticole. *dans* Colloque sur les biosolides, CPVQ : 47-70.

Trudelle, M.; M. F. Clément; M. Lavoie et D. Côté 1996. Gestion des engrains de ferme, *dans* Colloque sur la fertilisation intégrée des sols : 135-159.

Effet comparatif de divers amendements organiques sur la stabilité structurale d'un sol limono-argileux cultivé en Algérie

B. Dridi [1] et Z. Aggoun [1]

Résumé, B. Dridi [1] et Z. Aggoun [1], 2001. **Effet comparatif de divers amendements organiques sur la stabilité structurale d'un sol limono-argileux cultivé en Algérie, *Agrosol*. 12 (1) : 35-39.** Cette étude a évalué les effets de trois amendements organiques et d'engrais minéral sur la stabilité structurale et les rendements d'un sol limono-argileux. Les traitements consistaient en deux types de boues municipales (solides et liquides), un fumier ovin, une fumure minérale P et K et un témoin. À partir de la date d'épandage des amendements organiques et de la fumure minérale, la stabilité structurale du sol a fait l'objet d'un suivi saisonnier au moyen de deux modes (Henin et Savvinov). Les résultats ont montré l'influence positive des apports organiques (fumier et boues) sur la stabilité structurale du sol. En effet, en automne, en hiver et au printemps, le fumier et les boues ont été les plus favorables à l'agrégation du sol. Au printemps et en été, les boues solides ont présenté le taux d'agrégats (> 1 mm) le plus élevé, cependant les différences par rapport au fumier étaient faibles. Les rendements les plus élevés en vesce-avoine ont été obtenus respectivement avec le fumier, la fumure minérale (3 t/ha) et les boues municipales solides. Cette étude indique que ces augmentations des rendements sont attribuables à leur apport en éléments nutritifs ainsi qu'à leur action rapide sur la structuration du sol.

Mots clés : boues municipales, fumier ovin, stabilité des agrégats, vesce-avoine.

Abstract, B. Dridi [1] et Z. Aggoun [1], 2001. **Effect of municipal sludges and sheep manure on water stable aggregates, *Agrosol*. 12 (1) : 35-39.** A study was initiated on a silt loam soil to investigate the effects of two municipal sludges, sheep manure and mineral fertilizer on soil structure and oat yields. Water stable aggregates were periodically determined using the Henin and Savvinov methods. Results indicate soil aggregates were significantly increased by sheep manure and municipal sludges, compared to mineral fertilizer and the control. Highest oat yields (3 t/ha) were also obtained with organic amendments and mineral fertilizer application. This study suggests that significant yield increases by organic amendments were both due to their nutrient levels and their effect on soil structure.

Key words: municipal sludges, sheep manure, water stable aggregates.

Introduction

Le climat de l'Algérie du Nord est de type méditerranéen. Il se caractérise par un été sec et chaud et un hiver frais et humide marqué par de violentes précipitations. La succession de ces phénomènes provoque annuellement d'intenses phénomènes d'érosion qui hypothèquent le potentiel de fertilité des sols (Demmak 1982). Aussi, pour limiter le pouvoir destructeur des averses de pluie, des recherches sur des techniques susceptibles d'améliorer les capacités de résistance du sol à la dégradation, notamment par l'élévation de son taux de matière organique, ont été initiées (Henin 1969).

Pour des raisons de rentabilité économique de la filière lait, le fumier est actuellement peu disponible alors que depuis quelques années, de nombreuses stations d'épuration d'eaux usées urbaines ou agroalimentaires sont progressivement mises en place. Ces stations, qui produisent d'importantes quantités de boues résiduaires, se situent parfois au milieu de vastes étendues agricoles qui méritent d'être réhabilitées.

1 : Institut national agronomique, Département des sciences du sol, Hacen Badi 16200 El Harrach, ALGÉRIE

Testées dans plusieurs pays (Bahri, A. et Houmane, B. 1987, Xanthoulis, D. 1980), car elles contiennent des teneurs élevées en matières organiques et en éléments minéraux, les boues des stations d'épuration ont permis d'améliorer les propriétés physiques et chimiques des sols sur lesquels elles ont été épandues. Sous réserve de respecter certaines règles d'utilisation (techniques d'épandage, doses), ces sous-produits peuvent se substituer aux amendements organiques habituellement utilisés en Algérie (fumier, paille, résidus végétaux). Cette étude comparative des propriétés physiques induites par un fumier, une fumure minérale, un témoin et deux types de boues produites par la station d'épuration des eaux usées urbaines de Baraki (Alger), constitue une approche préliminaire pour envisager la poursuite et l'approfondissement d'une recherche portant sur l'amélioration du statut humique des sols d'Algérie et de ses conséquences sur la conservation des sols ainsi que sur leur productivité.

Matériel

L'expérimentation a été menée au sein de la ferme de l'Institut national agronomique d'El Harrach. Cette zone fait partie de la basse Mitidja, vaste périmètre agricole au sud de l'agglomération d'Alger. Le sol est de texture limono-argileuse (USDA) moyenne, pourvu en matière organique et à pH neutre. Ses principales caractéristiques sont indiquées au tableau 1.

Les amendements organiques apportés au sol, à raison de 20 t/ha, sont un fumier ovin de 2 ans d'âge provenant de la ferme de l'Institut national agronomique d'El Harrach et deux types de boues. Il s'agissait de boues floculées à la chaux et au chlorure de fer ($FeCl_2$) (boues solides) et de boues digérées (boues liquides).

Les résultats analytiques des produits organiques sont présentés au tableau 2. Ils indiquent que ces substrats ont un pH neutre à légèrement basique et qu'ils sont riches en carbone organique, en phosphore et en azote. Comparativement, les boues sont bien pourvues en P_2O_5 total (2,2 à 3,09 %) et en N total (1,61 à 2,28 %), tandis que le fumier contient plus de carbone organique (33 %).

Tableau 1. Résultats analytiques du sol

Caractéristiques biochimiques	pH eau	7,6
	C.E dS/m	0,08
	C.O (%)	1,47
	M.O (%)	2,52
	N (%)	0,21
	C/N	7,7
Granulométrie (%)	Argile	31,6
	Limon fin	14,3
	Limon grossier	13,2
	Sable fin	14,8
	Sable grossier	27,1
Complexe absorbant (Cmol/1 kg/ sol)	Na+	2,09
	K+	0,52
	Ca++	7,73
	Mg++	4,46
	S	14,80
	T	19,25
	V (%)	76,86

Après la culture du blé expérimentée la première année, une association de vesce-avoine a été mise en place dans le cadre de cette expérimentation. La vesce de Turquie et l'avoine de variété Avon, d'origine australienne ont été semées à la fin du mois de novembre avec un mélange respectif de 60 % et 40 % à raison de 120 kg/ha. Cette association entre une graminée et une légumineuse constitue un fourrage largement utilisé en Algérie. Elle entre également dans un assolement classique, soit le blé – vesce-avoine – légume sec.

La campagne 1992-93 était caractérisée par une pluviométrie de 466 mm. Elle se situe en dessous de la moyenne annuelle (650 mm). Le mois de novembre a été assez pluvieux avec 115 mm. Globalement, on estime que les besoins en eau de la culture ont été satisfaits.

Méthodes

Un dispositif expérimental en blocs aléatoires complets a été mis en place. La parcelle élémentaire avait une superficie de 6 m² (3 x 2 m) et chaque traitement était répété 5 fois. Cinq traitements ont été retenus pour la réalisation des essais, soit le témoin (T_0), les boues solides, 20 t.m.s/ha (T_1), les boues liquides, 20 t.m.s/ha (T_2), le fumier, 20 t.m.s/ha (T_3) et la fumure minérale P, K, 60 unités de P_2O_5 et 30 unités de K_2SO_4 (T_4).

Pour la détermination de la stabilité structurale, la méthode Henin a été utilisée. Elle consiste en un essai de destruction par l'eau d'agrégats de diamètre supérieur à 2 mm obtenus par un tamisage ménagé. Les agrégats ont subi trois traitements, soit les agrégats traités à l'alcool, au benzène et n'ayant subi aucun traitement. Le tamisage à 200 µm a été réalisé dans des conditions standardisées au moyen de l'appareil de Feodoroff. Pour mettre en valeur l'influence de la matière organique, nous avons présenté uniquement les résultats obtenus dans le traitement au benzène.

La méthode Savvinov a été modifiée et adaptée (dimensions des mailles des tamis) aux conditions du laboratoire de l'I.N.A. d'El Harrach. L'objectif de ce test consiste à déterminer le pourcentage d'agrégats stables d'un échantillon de

Tableau 2. Composition chimique des substrats organiques (Bazi 1992)

Substrats organiques	Boues liquides	Boues solides	Fumier
pH	7,20	7,60	6,80
Matière sèche (%)	9,30	48,50	50,15
Cendres (%)	56,25	67,85	34
Carbone organique (%)	21,50	16,10	33
P_2O_5 (%)	3,10	2,20	1,10
N total (%)	2,30	1,60	1,10
C/N (%)	9,45	10	29,45

sol soumis à un tamisage par voie humide. Le poids initial du sol de 50 g est obtenu par tamisage ménagé avec deux tamis (< 3 mm et > 2 mm). Quatre tamis à mailles carrées ont été utilisés pour cette analyse. L'échantillon était déposé sur le tamis supérieur (2 mm) et la colonne de tamis (2, 1, 0,5 et 0,25 mm) a ensuite été immergée dans un bac contenant de l'eau puis l'ensemble a été soumis à un mouvement hélicoïdal durant 5 minutes. Les résultats sont exprimés en pourcentage du poids initial sec.

Résultats et discussion

Taux d'agrégats stables au benzène

Le tableau 3 montre que le traitement fumier présente le taux d'agrégats stables au benzène le plus élevé (49,40 %), il est suivi de près par les deux traitements boues (44,20 et 43,30 %); le témoin étant le moins stable. Au cours des trois premières saisons, on observe que les fluctuations sont faibles pour l'ensemble des traitements. En effet, la saison hivernale dans la région d'Alger est relativement douce, si bien que son influence sur l'évolution de la structure n'est pas importante. Par contre, l'été est généralement chaud et sec et a de ce fait un impact certain sur l'activité biologique, ce qui explique son effet dépressif sur les boues. Le traitement fumier démontre la plus grande stabilité structurale grâce aux substances stabilisantes qu'il contient, il reste efficace durant toute l'année. Du fait de son coefficient isohumique élevé, sa décomposition est progressive et se traduit par une lente minéralisation alors que la présence de sucres rapidement minéralisables dans les boues leur confère une action très efficace à court terme mais cependant labile, conséquence de l'épuisement de la source trophique. L'évolution de ces dernières peut être appréciée par un écart-type relativement élevé.

Soumis à l'analyse de variance, les résultats ont montré que le facteur « traitement » est significatif. Le test de Keuls et Newman au seuil de 5 % a permis de classer les traitements en 3 groupes (Tableau 4).

Tableau 4. Test de Keuls et Newman pour les agrégats au benzène

Traitements	Moyennes	Groupes homogènes
T_3	46,05	A
T_2	35,50	AB
T_1	36,15	AB
T_4	40,55	AB
T_0	32,05	B

Le groupe A est caractérisé par le traitement ayant donné le taux le plus élevé d'agrégats (fumier), le groupe B est le traitement qui a donné le moins d'agrégats (témoin), tandis que le groupe AB montre une situation intermédiaire entre les deux premiers groupes (boues et fumure minérale).

Analyse des agrégats par la méthode Savvinov modifiée

L'observation de l'ensemble des résultats a montré que les différences les plus apparentes se situent au niveau des agrégats > 1 mm et < 0,25 mm. Les deux classes intermédiaires sont distribuées de manière relativement homogène, leurs variations étant faibles. Ainsi, l'analyse statistique (analyse de variance) a porté uniquement sur les deux classes extrêmes. L'importance de l'une ou l'autre indiquera le niveau de stabilité dans un sens ou dans un autre des agrégats du sol testé.

La stabilité du sol mesurée en automne indique que l'apport des amendements organiques a eu un effet immédiat sur le sol car ils constituent un ciment au sens physique. Cette action est d'autant plus efficace que le substrat mélangé au sol présente des caractéristiques d'une gomme plastique et collante, ce qui est le cas des boues solides. C'est ainsi que quelques jours seulement après leur déversement, suivi d'un travail superficiel du sol, nous avons pu mesurer un taux relativement élevé des agrégats > 1 mm dans le traitement boues solides (T_1). Les boues liquides (T_2), plus fluides, n'ont pas eu le même effet immédiat (Tableau 5).

Les résultats obtenus en hiver montrent un accroissement du taux d'agrégats > 1 mm pour les 4 traitements (T_0, T_2, T_3 et T_4). Cette évolution est également observée pour les agrégats < 0,25 mm, à l'exception du traitement T_0. Ce sont en effet les classes intermédiaires qui ont baissé en pourcentage. Ce comportement s'explique par un début d'effet favorable des traitements sur le sol (matière organique et chaux apportés par le fumier et les boues) mesuré sur les agrégats de dimension supérieure. Il est cependant contrecarré par l'action destructrice des précipitations, ce qui génère un taux plus élevé d'agrégats de petites dimensions. Soumis à l'analyse de variance, les résultats n'ont pas montré de différence significative entre les traitements.

Au cours du printemps, on peut observer une légère augmentation des agrégats > 1 mm, cette évolution est plus importante dans le traitement de boues solides. Cette évolution résulte des apports de matières organiques des différents traitements auxquels s'ajoutent des conditions climatiques

Tableau 3. Agrégats stables (%) au benzène en fonction des traitements et des saisons.

Traitements	Automne	Hiver	Printemps	Été	Moyenne	Écart-type
Témoin (T_0)	34,80	35,40	34,00	24,00	32,05	5,40
Boues solides (T_1)	44,20	43,00	44,30	13,12	25,21	15,37
Boues liquides (T_2)	43,30	46,50	42,90	9,30	35,50	17,54
Fumier ovin (T_3)	49,40	49,10	45,40	40,30	46,05	4,24
Fumure minérale (T_4)	42,40	40,70	42,40	36,70	40,55	2,69

Tableau 5. Agrégats stables (%) obtenus par la méthode Savvinov au cours des différentes saisons.

Saisons	Agrégats (mm)	Témoin (T_0)	Boues solides (T_1)	Boues liquides (T_2)	Fumier (T_3)	Fumure minérale (T_4)
Automne	> 1	0,74	4,28	1,16	1,62	0,74
	< 0,25	65,14	57,30	58,12	54,14	55,84
Hiver	> 1	2,32	3,98	2,10	3,08	1,24
	< 0,25	62,82	64	66,32	62,40	67,16
Printemps	> 1	2,10	5,42	2,94	3,34	3,14
	< 0,25	61,70	56,56	59,54	57,22	58,46
Été	> 1	1,85	5,45	3,25	4,76	1,85
	< 0,25	58,45	58,90	60,60	57,34	60,40
Moyenne	> 1	1,75	4,78	2,36	3,2	1,74
	< 0,25	62,03	59,19	61,14	57,71	60,46
Écart-type	> 1	0,7	0,76	0,94	1,28	1,03
	< 0,25	2,78	3,35	3,6	3,3	4,84

Tableau 6. Test de Keuls et Newman pour les agrégats > 1 mm.

Saisons	Traitements	Moyennes	Groupes homogènes
Automne	T_1	4,28	A
	T_3	1,62	B
	T_4	1,39	B
	T_2	1,18	B
	T_0	0,74	B
Été	T_1	5,45	A
	T_3	4,75	AB
	T_2	3,25	AB
	T_4	1,85	B
	T_0	1,85	B

Tableau 7. Taux d'agrégats > 2 mm en fin de campagne

Traitements	T_0	T_1	T_2	T_3	T_4
Agrégats > 2 mm (%)	0,55	1,75	0,75	2,40	0,60

Tableau 8. Les rendements en vesce-avoine

Traitements	Témoin	Boues solides	Boues liquides	Fumier	Fumure minérale
Rendements	(T_0)	(T_1)	(T_2)	(T_3)	(T_4)
Indice	100	137,60	122,20	149,80	114,10
M.S. (t/ha)	2,0	2,7	2,4	3,0	2,8

plus favorables durant cette saison. Le développement de la végétation exerce par ailleurs un double effet positif sur le sol. Elle le protège par son feuillage et améliore sa structuration par le système racinaire, surtout lorsque celui-ci est de type fasciculé. En effet, l'environnement immédiat de la racine est soumis à des variations continuelles des taux d'humidité, ce qui engendre des tensions mécaniques autour des racines. Cependant, les différences de résultats observées durant cette saison n'ont pu être mises en évidence par l'analyse statistique.

Pour la stabilité du sol mesurée en été, le classement était, dans l'ordre décroissant du taux d'agrégats > 1 mm : $T_1 > T_3 > T_2 > T_4 > T_0$

Les variations de la stabilité structurale dans le temps s'expliquent par les variations du taux de matière organique minéralisable et de son évolution induites par les conditions climatiques. On remarque en effet qu'en fin de campagne, le traitement de fumure minérale et le témoin présentent des taux d'agrégats stables très faibles. Par contre, pour les boues solides, la fumure organique et les boues liquides, ce taux continue à augmenter, probablement en raison du maintien des taux de matière organique dans le sol (Tableau 7).

L'analyse statistique a mis en évidence une différence significative entre le traitement T_1 et les autres traitements pour les agrégats > 1 mm. Pour les agrégats < 0,25 mm, nous n'avons pas observé de différence. Le test de Keuls et Newman au seuil de 5 % a permis de classer les cinq traitements en 2 groupes. Les boues solides se singularisent en effet des autres traitements (Tableau 6).

L'analyse de variance pour les agrégats > 1 mm a permis de déterminer 3 groupes homogènes. Le groupe A représente les agrégats les plus stables, il s'agit donc des boues solides. Le groupe AB correspond aux traitements fumier et boues liquides, leur stabilité est légèrement moins bonne, alors que la fumure minérale et le témoin sont les traitements les moins favorables.

À la fin de la campagne agricole, nous avons procédé au tamisage du sol selon la méthode Henin mais en mesurant les agrégats de grande dimension (> 2 mm). Les résultats suivants confirment les effets positifs des amendements étudiés sur l'agrégation du sol.

Trois groupes homogènes différents de ceux observés plus haut ont été obtenus :

- Groupe A : le fumier a donné le meilleur résultat;
- Groupe AB : les boues solides ont eu un effet moyen;
- Groupe B : les boues liquides, la fumure minérale et le témoin sont les moins favorables.

Les résultats obtenus sur le sol ainsi que sur les rendements confirment que le fumier constitue un amendement très favorable tant au plan physique que chimique(Tableau 7).

Les rendements en vesce-avoine

Les meilleurs rendements ont été obtenus avec le fumier, il est suivi des boues solides et de la fumure minérale. Le témoin a donné le résultat le plus faible (Tableau 8). À titre de comparaison, le rendement de la vesce-avoine en irrigué et sans fertilisation à l'échelle nationale est de 2 t/ha (source I.T.G.C.). La comparaison des moyennes deux à deux a montré des différences entre le témoin et les autres traitements.

Conclusion

Cette étude avait pour objectif la valorisation des boues issues des stations d'épuration et l'amélioration du statut humique des sols d'Algérie afin de les rendre moins vulnérables vis-à-vis l'érosion hydrique. À l'issue de la 2^{e} année d'expérimentation, les résultats obtenus par la méthode Henin ont montré que le fumier est le traitement le plus favorable à la formation d'agrégats de grande dimension (> 2 mm). De même, les boues solides ont présenté des propriétés de structuration du sol (> 1 mm) très intéressantes, notamment en automne et en été. L'apport des boues liquides a également été favorable mais avec un taux légèrement plus faible que celui du fumier. Ce travail a aussi montré l'influence positive des amendements organiques sur le rendement de la vesce-avoine. Il ressort que les boues municipales solides ou liquides et le fumier ont amélioré la productivité du sol grâce à leur apport en éléments nutritifs et à leur action sur l'agrégation du sol.

Références bibliographiques

Aggoun, Z. 1993. Influence d'apports de boues résiduaires sur la stabilité structurale d'un sol cultivé. Mem. Ing. Agro. I.N.A., El Harrach, 76 p.

Bahri, A. et B. Houmane, 1987. Effet de l'épandage des eaux usées traitées et boues résiduaires sur les caractéristiques d'un sol sableux de Tunisie. Science du sol. Vol 25/4, pp. 267-287.

Bazi, M. 1992. Valorisation des boues de stations d'épuration : incidences sur quelques propriétés chimiques du sol. Mem. Ing. Agro. I.N.A., El Harrach, 50 p.

Bui Hui Tri et G. Monnier, 1973. Étude quantitative de la granulation des sols sous prairies de graminées. Ann. Agro. Vol. 24, N° 4.

Demmak, A. 1982. Contribution à l'étude de l'érosion et des transports solides en Algérie septentrionale. Thèse de doctorat ING. Paris, 323 p. + cartes.

Dridi, B. et C. Toumi, 1996. Étude comparative de divers engrais organiques sur les propriétés physiques d'un sol cultivé. Agrosol. Vol. 9, N° 2. Québec

Dridi, B. et F. Zerrouk, 2000. Apport de boues d'épuration sur les propriétés d'un sol cultivé en Algérie. Cahier/Agriculture. France. Vol. 9 : 1 2000, pp. 69-71.

François, J.M. et M. Laflèche, 1989. Utilisation agricole des résidus urbains dans les sols limoneux des plateaux de Brie. Ministère de l'Environnement et du Cadre de vie. France, N° 77, 138 p. 43.

Henin, S. et al. 1969. Le profil cultural. L'état physique du sol et ses conséquences agronomiques. Ed. Masson et Cie. Paris, p. 238.

Kaouritchev, I. 1980. Manuel pratique de pédologie. Ed. Mir. Moscou. 248 p.

Pagliai, M. et P. Sequi, 1982. The influence of animal slurries on soil physical properties. Instituto sperimentale agronomico. Bari., N° 14 pp. 44-66.

Saadi, N. et S. Haddouche, 1990. Contribution à l'étude de la valorisation agricole des boues résiduaires issues de la station d'épuration de Baraki. Problèmes liés à la présence des métaux lourds et des germes pathogènes. Mem. Ing. U.S.T.H.B. Alger. 75 p.

Xanthoulis, D. 1980. Valorisation agricole des boues d'épuration en Wallonie. Ann. Gembloux; 86: pp. 61-78.

Échantillonnage séquentiel et fluctuations saisonnières des populations de *Delia radicum* (L.) (Diptera: Anthomyidae) dans les plantations de choux

G. Mailloux [1]

Résumé, G. Mailloux [1], 2001. **Échantillonnage séquentiel et fluctuations saisonnières des populations de *Delia radicum* (L.) dans les plantations de choux, *Agrosol*. 12 (1) : 40-48.** Un plan d'échantillonnage séquentiel basé sur la distribution binomiale a été développé, pour dépister rapidement les populations d'oeufs de la mouche du chou *Delia radicum* (L.), exposés à la surface du sol ou au collet des plants de choux. L'efficacité du plan a été vérifié au moyen de simulations de Monte Carlo. Le plan d'échantillonnage a de plus fait l'objet d'applications directes aux fermes de producteurs de choux. Dans le sud du Québec, seulement la première génération de D. radicum (L.) présente une menace économique dans les plantations de choux. Le dépistage des oeufs doit être effectué suivant la transplantation des jeunes plants jusqu'à l'atteinte du seuil d'intervention, ou doit se terminer à la dernière semaine de juin. Le seuil d'intervention a été fixé à 75 pour-cent de plants de choux infestés avec un ou plusieurs oeufs de la mouche du chou.

La mouche du chou, *Delia radicum* (L.) présente trois générations annuelles dans les plantations de choux du sud du Québec. Le maximum d'abondance des adultes de la première génération s'étale de la fin d'avril jusqu'au milieu du mois de juin. Le maximum de population imaginale de la deuxième génération survient tout au long du mois de juillet jusqu'à la première semaine d'août. Le maximum d'abondance de la troisième génération se produit au cours des différentes semaines du mois d'août. Certaines années, la deuxième et la troisième génération ont présenté plus d'un sommet. Les sommations thermiques ne peuvent être adéquatement utilisées seules comme indice pour prévoir les fluctuations saisonnières des populations imaginales ou des oeufs de la mouche du chou. Au Québec, seulement la première génération de *D. radicum* présente une menace économique dans les plantations de choux.

Mots clés : *Delia radicum* (L.), mouche du chou, phénologie, échantillonnage séquentiel

Abstract, G. Mailloux [1], 2001. **Sequential sampling and seasonal population fluctuations of *Delia radicum* (L.) (Diptera: Anthomydae) in cabbage fields, *Agrosol*. 12 (1) : 40-48.** A sequential sampling plan based on the binomial distribution, has been developed for determining rapidely the need for control measures for *Delia radicum* (L.), from the only presence or absence of exposed eggs on the soil surface or around the cabbage plant stem. The efficiency of the plan was determined through Monte Carlo simulations. The plan has also been directly applied at cabbage productor farms. In the south of Quebec, only the first generation of *D. radicum* is economically important in cabbage fields. Monitoring for infested plants should be initiated following the transplantation of the young cabbage plants, until the action threshold is reached or until the end of July. The action threshold was fixed at 75 percent of cabbage plants infested with one or more eggs.

The cabbage maggot, *Delia radicum* (L.) has 3 generations a year in Quebec cabbage plantations. Maximum adult abundance extends from the end of April to the middle of June for the first generation. The peaks of the second generation occur all over the month of July up to the first part of August, while maximum abundance of the third generation occurs anywhere during the month of August. In some years there was more than one peak for the second and third generations. The thermal unit accumulations alone were not applicable, as an index to predict the seasonality of the cabbage maggot adult and egg populations. In Quebec, only the first generation of *D. radicum* is economically important in cabbage fields.

Key words: *Delia radicum* (L.), cabbage maggot, sequential sampling, phenology

1. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), 3 300, rue Sicotte, C. P. 480, St-Hyacinthe (Québec), J2S 7B8, CANADA

Introduction

Delia radicum (L.) (Diptera: Anthomyidae), est l'un des plus importants insectes ravageurs des crucifères en Amérique du Nord et en Europe. Au Québec l'insecte est communément désigné sous le nom de mouche du chou. Suivant les aires géographiques, l'insecte complète de une à 5 générations par année (Brooks 1951, Eckenrode et Arn 1972, et Griffiths 1986).

Les fluctuations saisonnières des populations de la mouche du chou sont décrites dans plusieurs études conduites en Amérique du Nord et en Europe (Read 1958, Swailes 1958, Nair et McEwen 1975, Eckenrode et Chapman 1972, Finch et Collier 1983, Collier et Finch 1985). Les populations de la mouche du chou présentent beaucoup de variations, dans les différents endroits géographiques de sa distribution holartique, en regard de la phénologie saisonnière, de l'importance économique, du voltinisme et des dates d'émergence. Les dommages de la mouche du chou peuvent être mineurs ou majeurs, dépendant des années et des lieux. En dessous du 40 °N aux États-Unis, et du 45 °N en Europe, la mouche du chou ne cause pas de dommages économiques (Abu Yaman, 1960).

Suivant Coaker et Finch (1971), *D. radicum* hiberne dans le sol à l'état de pupe. L'émergence débute tôt au printemps. Après une période de pré-ponte de 6-8 jours, les femelles déposent leurs oeufs dans les crevasses à la surface du sol, dans un rayon de 5 cm de la tige des plantes hôtes. A l'éclosion, les larvules se dirigent vers les racines pour s'en nourrir. Il y a 3 stades larvaires. A la fin de leur développement, les larves pupent dans le sol, à une profondeur de 8 à 23 cm. Ces pupes peuvent entrer en estivation, en diapause hivernale, ou produire une autre génération sans présenter d'arrêt de développement.

Pour réussir un contrôle chimique de cet insecte, il est important d'appliquer les insecticides au bon moment. Wyman et al. (1977) ont démontré qu'un seul traitement insecticide fait au moment opportun, est aussi efficace que 21 applications effectuées à intervalles réguliers. Seulement les oeufs déposés durant les 3 semaines qui suivent la transplantation, peuvent affecter économiquement les plants de choux. Les insecticides, utilisés pour réprimer la mouche du chou, n'ont donc pas besoin de présenter une activité résiduelle qui excède 3 semaines Grüger et Maack 1980, Coaker 1968). Une bonne revue des diverses méthodes pour aménager les populations de *D. radicum* est présenté par Finch (1989).

Les sommations thermiques exprimées en degrés-jours, ont fréquemment été utilisées pour prévoir l'activité saisonnière de la mouche du chou. Cependant, les variations sont énormes d'un site géographique à un autre. Le seuil de développement thermique de *D. radicum* a été estimé égal à 6.1 °C par Eckenrode et Chapman (1971) et à 4 °C par Collier et Finch (1985). L'émergence printannière des adultes à partir des pupes hibernantes, nécessite une sommation variant de 101-116 (Nair et McEwen 1975) à 166-208 degrés-jours (Eckenrode et Chapman 1972, Libby 1974). Au Royaume-Unis, Coaker et Wright (1963), estiment à 134-194 les sommations thermiques requises.

L'émergence et le maximum d'abondance des différentes générations imaginales de la mouche du chou, ont été prévus avec suffisamment d'exactitude dans différentes régions géographiques (Coaker et Wright 1963, Eckenrode et Chapman 1972, Wyman et al. 1977, Collier et Finch 1985, 1988). Cependant, les variations de sommations thermiques qui suivent la première émergence imaginale au printemps, sont trop considérables pour prévoir avec justesse les pics d'abondance des générations subséquentes (Nair et McEwen 1975, Finch 1977).

Plusieurs seuils d'intervention empiriques ont été suggérés pour *D. radicum* sur les choux. Au Québec, Vincent et Stewart (1981) ont recommandé un seuil de 20 oeufs par plant, valable pour une période allant jusqu'à 4 semaines après la transplantation. En Allemagne, Grüger et Maack (1980) ont proposé jusqu'à 25 oeufs pour 6 semaines suivant la transplantation. El Titi (1980) en Allemagne, Freuler et Fisher (1982, 1983) en Suisse, ont suggéré un seuil de 10 oeufs par plant. Finalement, en Russie, Bondarenko (1982) a préconisé un seuil d'intervention de 6 oeufs par plant.

Harcourt (1967) a développé pour l'Ontario un plan d'échantillonnage séquentiel, basé sur la distribution binomiale négative, pour aménager les populations de *D. radicum* . Dans ce plan d'échantillonnage, tous les oeufs situés au collet de plants de choux sélectionnés au hasard doivent être comptés. La décision d'appliquer ou non un traitement insecticide, a été fixée arbitrairement à 30 oeufs par plant de choux, assumant un taux de mortalité des oeufs de cinquante pour-cent.

Compter tous les oeufs de la mouche du chou, à la surface du sol autour du collet des plants, requiert beaucoup de temps. C'est une pratique coûteuse, qui est vraisemblablement difficile à appliquer en plein champ par les dépisteurs. D'autres méthodes d'échantillonnage peuvent être développées, pour déterminer rapidement et précisément si les populations excèdent ou non leur seuil d'importance économique. Ces approches reposent sur une distribution binomiale, et font appel à la seule présence ou absence du ravageur dans l'unité d'échantillonnage. Bligaard (2001) a développé un plan d'échantillonnage binomial pour la mouche du chou sur les choux-fleurs. Suivant ce plan un traitement est recommandé lorsque la proportion de plants infestés d'oeufs est $\geq 0{,}3$. Le seuil d'intervention utilisé dans la présente étude a été fixé à 75 pour-cent de plants de choux infestés avec un ou plusieurs oeufs de la mouche du chou.

Un plan d'échantillonnage binomial est ici développé en utilisant un test progressif du rapport des probabilités. Ce plan permet une prise de décision rapide, pour déterminer la nécessité ou non d'appliquer un traitement insecticide. En utilisant un échantillonnage séquentiel binomial, seulement la présence ou l'absence d'un ou plusieurs oeufs au collet des plants de choux est requise, pour classifier rapidement les densités de populations. Cela résulte en une économie substantielle d'effort et de temps, relativement aux techniques conventionnelles d'échantillonnage énumératif. Le plan d'échantillonnage développé a été validé en utilisant des simulations de Monte Carlo pour estimer la courbe caractéristique du test et la courbe de l'effectif moyen de l'échantillon (Fowler et Lynch 1987, Nyrop et Binns 1991).

De plus, afin d'être en mesure d'optimiser les périodes de dépistages de *D. radicum* dans les plantations de choux, les fluctuations saisonnières de ses densités de populations sont également décritent dans la présente étude.

Matériel et méthodes

Echantillonnage séquentiel pour aménager les populations

Les équations utilisées pour établir les limites du plan d'échantillonnage sont celles de Cho (1980) relativement à une distribution binomiale. Pour les hypothèses alternatives, ces équations sont respectivement :

$$S_n = \frac{\ln\left(\frac{\beta}{1-\alpha}\right) - n\ln\left(\frac{1-p_1}{1-p_0}\right)}{\ln\left(\frac{p_1}{p_0}\right) - \ln\left(\frac{1-p_1}{1-p_0}\right)} \quad *$$

$$S_n = \frac{\ln\left(\frac{1-\beta}{\alpha}\right) - n\ln\left(\frac{1-p_1}{1-p_0}\right)}{\ln\left(\frac{p_1}{p_0}\right) - \ln\left(\frac{1-p_1}{1-p_0}\right)} \quad **$$

* limite inférieure : pas de traitement
** limite supérieure : traitement recommandé

où S_n est le nombre cumulatif de plants de choux infestés avec un ou plusieurs oeufs de *D. radicum* et n est le nombre de plants observés, p_0 et p_1 représentent les limites inférieure et supérieure d'infestation. Le risque du producteur est symbolisé par α et représente la probabilité de recommander un traitement inutile, ou d'accepter H_1 lorsque H_0 est vrai. Le risque du consommateur est symbolisé par β , et représente la probabilité de ne pas recommander un traitement nécessaire, ou d'accepter H_0 lorsque H_1 est vrai. Les hypothèses alternatives ont été fixées aux valeurs suivantes: H_0, la proportion (p_0) de plants infestés est égale ou inférieure à 0,55 , et H_1, la proportion (p_1) de plants infestés est égale ou supérieure à 0,75 .

Les densités absolues de population, exprimées sous forme de nombre d'oeufs par plant de chou, correspondant aux niveaux d'infestation de 0,55 et 0,75 ont été estimées à partir des informations sur la distribution spatiale de *D. radicum* dans les champs de choux. La distribution des oeufs de la mouche du chou peut être décrite par, soit une distribution binomiale négative (BN), ayant un paramètre commun k = 0,95 (Harcourt, 1967), ou au moyen de l'équation de Taylor (T), qui relie la variance (S^2) à la moyenne ($\bar{x}$), au moyen de l'équation $S^2 = a\,\bar{x}^b$ (Taylor 1961), où a = 3,7 et b = 1,4 (Finch et al, 1975). Suivant la valeur de ces paramètres, la correspondance entre $\bar{x}$ et la proportion (P) de plants infestés peut être obtenue à l'aide des équations suivantes:

$$P_{NB} = 1 - \left(\frac{k}{\bar{x}+k}\right)^k \quad *$$

$$P_T = 1 - e^{-\bar{x}}\left[\ln\left(a\bar{x}^{b-1}\right)\cdot\left(a\bar{x}^{b-1}-1\right)^{-1}\right] \quad **$$

* Gerrard et Cook 1972. Biometrics 28: 971-980)
** Wilson et Room 1983. Environ. Entomol. 12: 50-54)

Ainsi, la proportion (p_0) de 0,55 correspondant à environ 1,3 (NB) ou 1,9 (T) oeufs par plant de chou. La proportion (p_1) de 0,75 correspond à environ 3,1 (NB) ou 4,1(T) oeufs par plant.

La courbe caractéristique du test (OC), la courbe de l'effectif moyen de l'échantillon (ASN), ainsi que la courbe de qualité moyenne des plants après contrôle (AOQ), ont été calculées pour un test progressif du rapport des probabilités suivant Nyrop et Binns (1991). La probabilité d'accepter H_0 à différentes densités de populations est estimée par la courbe OC, alors que le nombre moyen de plants de choux qu'il sera nécessaire d'observer avant de prendre une décision est donné par la courbe ASN suivant différents effectifs de populations. La courbe AOQ se réfère à la proportion de plants de choux infestés d'oeufs, dans les champs traités et non traités, lorsque les traitements insecticides ont été appliqués tels que recommandés par le plan d'échantillonnage séquentiel.

Fluctuations saisonnières des densités de populations

L'étude a été conduite aux fermes du Ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec à L'Assomption au cours des années 1980 à 1987 (inclusivement) et à Saint-Augustin de 1981 à 1984. Des transplants de choux d'automne de la variété « Storage Green » ont été placés en plein champ, dès que le sol a été suffisamment sec, c'est-à-dire de la fin d'avril à la mi-mai à L'Assomption, et en début de juin à Saint-Augustin. Aux deux localités, les champs étaient composés de 37 rangs de choux. Chaque rang avait 61 m de longueur. Les rangs étaient espacés d'un mètre. Les transplants ont été espacés de 45 cm sur le rang. À L'Assomption, en l'année 1985, un deuxième champ de même dimension a également été transplanté à la mi-mai en utilisant une variété de mi-saison, le cultivar « Gourmet ».

Les densités de populations des oeufs de *D. radicum* ont été recensées 2 à 3 fois par semaine, en observant au hasard 100 plants de choux dans chaque champ. Un plant a été considéré infesté, lorsque un ou plusieurs oeufs de la mouche du chou ont été retrouvés sur

une distance allant jusqu'à 3 cm de la périphérie des tiges.

Les populations des adultes ont été échantillonnées en utilisant 10 pièges coniques, tels que décrits par Vincent et Stewart (1981), et au moyen de 10 pièges à eau de couleur jaune (17 cm de diamètre, 14 cm de hauteur), contenant quelques gouttes de savon liquide Lestoil [R]. Les pièges ont été placés à la surface du sol, entre les rangs de choux. Les pièges ont été récoltés au moins 2 fois par semaine. À L'Assomption, au cours des années 1980 et 1986, seulement des pièges à eau ont été utilisés pour échantillonner les adultes.

La température de l'air a été mesurée dans chacune des localités du premier avril à la fin d'octobre, en utilisant un abri « Stevenson » sur chacune des fermes. Les sommations thermiques ont été calculées par la méthode de Baskerville et Emin (1969), en utilisant 6,1 °C comme seuil de développement thermique.

Tableau 1. Tableau d'échantillonnage séquentiel pour classifier rapidement les niveaux d'infestation de *D. radicum* en plein champ.

Nombre de plants examinés	Nombre cumulatif de plants de choux infestés par des oeufs de D. radicum	
	Ne pas traiter[a] $p \leq 0,55$	Traiter $p \geq 0,75$
6	1	*
7	2	*
8	2	8
9	3	9
10	4	10
11	4	10
12	5	11
13	5	12
14	6	12
15	7	13
16	7	14
17	8	14
18	9	15
19	9	16
20	10	16
21	11	17
22	11	17
23	12	18
24	13	19
25	13	19
30	17	23
35	20	26
40	23	29
45	26	33
50	30	36

[a] Les limites supérieures correspondant à une recommandation d'effectuer un traitement, ont été augmentées à leur nombre entier supérieur.

Résultats et discussion

Echantillonnage séquentiel pour aménager les populations

Les lignes de décision du plan d'échantillonnage séquentiel ont été calculées suivant les hypothèses alternatives suivantes $H_0 : p_0 \leq 0,55$ and $H_1 : p_1 \geq 0,75$. Les équations pour les lignes de décision, utilisant un $\alpha = \beta = 0,10$ sont respectivement : $S_n = -2,45 + 0,655(n)$ pour la ligne inférieure, et $S_n = 2,45 + 0,655(n)$ pour la ligne supérieure. Les équations de Wald pour les courbes d'efficacité (OC), et les effectifs moyens de l'échantillon (ASN), conduisent à des résultats approximatifs dus au dépassement d'une ligne de décision lors de la fin de l'échantillonnage.

La procédure de Fowler et Lynch (1987), a donc été utilisée pour déterminer de nouveaux paramètres α' et β', qui engendreront des valeurs Monte Carlo α et β qui seront égales aux valeurs désirées de α et β soit 0,10. Suivant cette procédure, les nouvelles valeurs nominales ont été $\alpha' = 0,086$ et $\beta' = 0,090$. Utilisant ces nouvelles valeurs de α' et de β', $p_0 = 0,55$ et $p_1 = 0,75$, les lignes inférieures et supérieures deviennent respectivement $S_{n\ (inférieure)} = -2,58 + 0,655(n)$ et $S_{n\ (supérieure)} = 2,63 + 0,655(n)$. Les lignes d'arrêt d'échantillonnage sont illustrées à la Fig. 1, et le plan décisionnel présenté au tableau 1 afin de faciliter l'usage du plan au champ. La courbe d'efficacité de ce plan d'échantillonnage illustrée à la Fig. 2A montre le niveau d'erreur attendu en fonction de la proportion effective de plants de choux infestés d'oeufs de *D. radicum*. Cette courbe OC prévoit un niveau d'erreur $\alpha = 0,117$ et $\beta = 0,103$ a $p_0 = 0,55$ and $p_1 = 0,75$ respectivement.

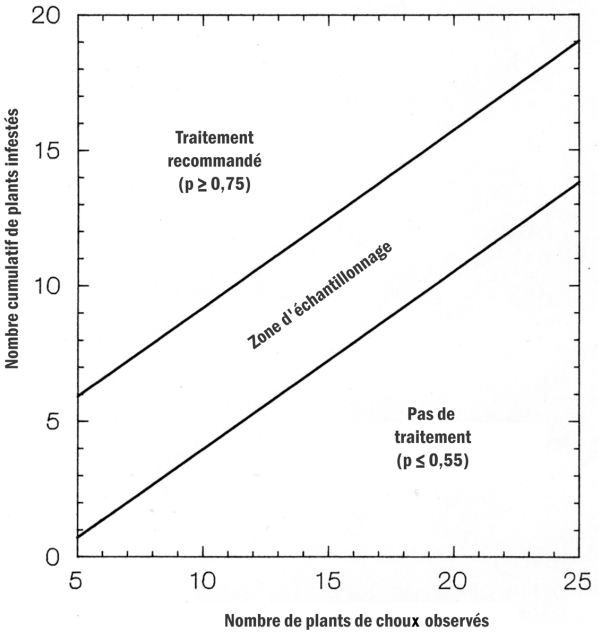


Figure 1. Lignes de décision du plan d'échantillonnage séquentiel, relativement au nombre cumulatif de plants de choux infestés d'oeufs de *D. radicum* en fonction du nombre de plants observés.

Les courbes de l'effectif moyen de l'échantillon (ASN) et de la qualité moyenne des plants après contrôle (AOQ) sont illustrées aux Fig. 2 B et C.

Généralement, pour prendre une décision, il ne sera pas nécessaire d'observer au-delà de 25 plants de choux. Dans les champs dépistés et traités suivant les recommandations du plan d'échantillonnage, la proportion de plants de choux infestés d'oeufs s'élèverait à un maximum de 0,49 et cela surviendrait lorsque $p_0 = 0,55$.

Au cours des années 1983, 1984 et 1985, ce plan d'échantillonnage (sans les corrections de Fowler et Lynch, 1987) a été utilisé pour dépister les oeufs de *D. radicum* dans 125 ha en cultures commerciales de choux dans les régions de L'Assomption et de Laval (Québec). Suivant ce plan d'échantillonnage, il n'a pas été nécessaire d'appliquer de traitement insecticide de répression sur la moitié des superficies dépistées. Tous les producteurs, 118 au total, où le dépistage a été effectué suivant l'application du plan d'échantillonnage

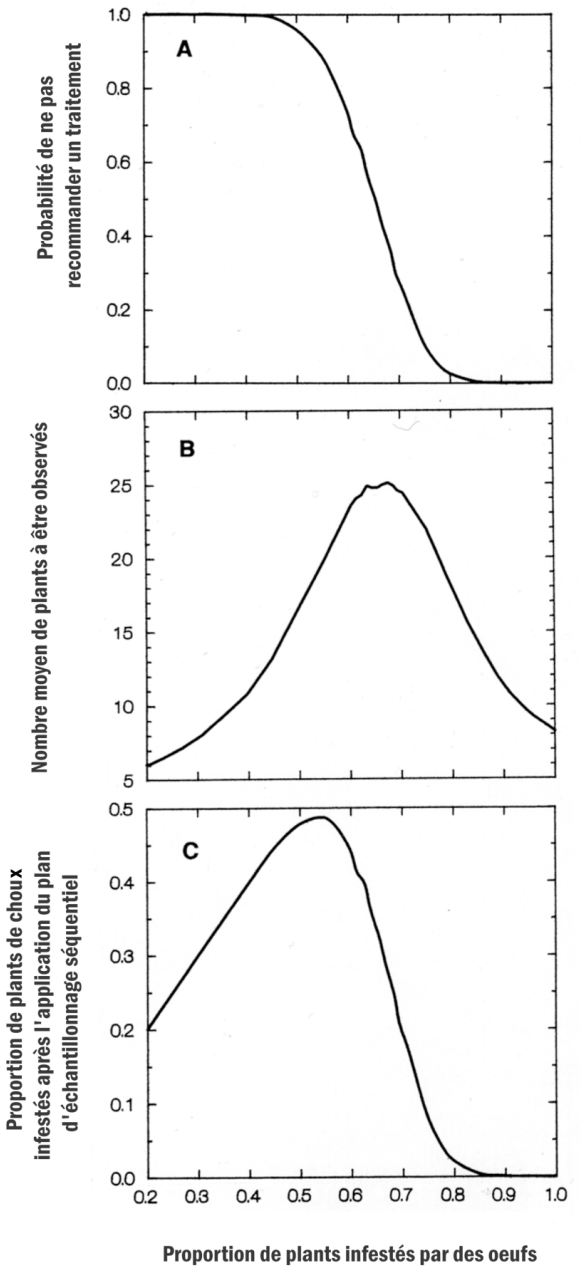


Figure 2. A) Courbe d'efficacité (OC), B) Courbe de l'effectif moyen de l'échantillon (ASN), et C) Courbe de la qualité moyenne des champs après dépistage (AOQ), du plan d'échantillonnage séquentiel pour l'échantillonnage des oeufs de *D. radicum* dans les plantations de choux.

séquentiel, se sont révélés lors d'un sondage, satisfaits de la qualité et de la valeur commerciale de leur récolte (LeBlanc, 1986).

Le seuil d'intervention (0,75) et de non-intervention (0,55) sont des seuils nominaux. Le seuil supérieur de 0,75 pour l'application d'un traitement, bien que conservateur, peut néanmoins conduire à une réduction substantielle d'applications d'insecticide, et par conséquent avantager économiquement le producteur. L'utilisation d'une proportion de plants infestés, plutôt qu'une estimation du nombre moyen d'oeufs par plant de chou, cadre bien avec les valeurs imprécises des seuils d'intervention pour *D. radicum* tels que rapportés dans la littérature.

Il ne serait cependant pas recommandable d'utiliser un seuil d'intervention plus élevé que 0,75 , étant donné que lorsque p s'accroît de 0,8 à 1, les limites de l'intervalle de confiance s'accroissent rapidement vers $\pm \infty$ (Gerrard et Cook 1972, Wilson et Room 1983). En plus de réduire le temps d'échantillonnage, un plan binomial utilisant simplement l'information relativement à la présence ou à l'absence du ravageur dans l'unité d'échantillonnage, présente de plus l'avantage de ne pas être affecté par les observations extrêmes ou aberrantes. Celles-ci pourraient, à l'occasion, sérieusement affecter l'estimation de la moyenne de densité de population, et conduire à des recommandations erronées. Il est de plus recommandé de ne pas échantillonner les rangs de bordure des champs, étant donné que les populations ont souvent tendance à s'y concentrer.

De plus, afin d'uniformiser les observations des dépisteurs, il est recommandé d'examiner seulement les oeufs de *D. radicum* qui se trouvent sur la surface du sol ou qui sont collés sur la base visible de la tige des plants. Manipuler ou déplacer le sol pour y détecter la présence d'oeufs de la mouche du chou, ne ferait qu'accroître la variabilité des observations et augmenter le coût de l'échantillonnage.

En guise de conclusion, un plan d'échantillonnage binomial basé sur un seuil d'intervention de 75 pour-cent de plants de choux infestés par des oeufs de *D. radicum* est économiquement avantageux. Tout en réduisant au minimum le nombre d'applications de traitements insecticides, ce plan permet d'atteindre à la récolte l'optimum des rendements, et d'économiser le temps de dépistage.

Fluctuations saisonnières des densités de populations

Les résultats des captures issues des pièges coniques pour chaque date de prélèvement à L'Assomption (année 1980 à 1985, sauf 1981) et à Saint-Augustin (1982 à 1984) sont présentés à la Fig. 3. Le nombre d'adultes de mouche du chou recueillis dans les pièges à eau à L'Assomption en 1980, 1986 et 1987 est indiqué à la Fig. 4.

À partir de ces figures seulement, il apparaît impossible de déterminer avec précision le commencement et la fin de chaque génération de la mouche du chou au Québec. Ritchot (1970) a suggéré la présence de 3 générations de *D. radicum* au sud du Québec. La première génération atteint son maximum d'abondance à n'importe quel moment entre la fin d'avril et le milieu du mois de juin. La deuxième génération atteint un sommet entre le mois de juillet et la mi-août, alors que la troisième génération culmine au cours du mois d'août. Certaines années, il y a eu plus d'un sommet pour la deuxième et la troisième génération. L'émergence des mâles et des femelles est bien synchronisée (Fig. 3 et 4).

Les sommations thermiques correspondant à différents pourcentages de plants de choux infestés, par des oeufs de la première génération de *D. radicum* dans les plantations de choux à L'Assomption et à Saint-Augustin, varient beaucoup. Ainsi, 50 pour-cent de plants infestés survient entre 202 et 467 degrés-jours cumulés au-dessus de 6.1 °C ($\overline{x}$ = 302, ± 91 [écart-type]). Les maximums d'infestation se sont produits entre 222 et 542 degrés-jours ($\overline{x}$ = 397 ± 117).

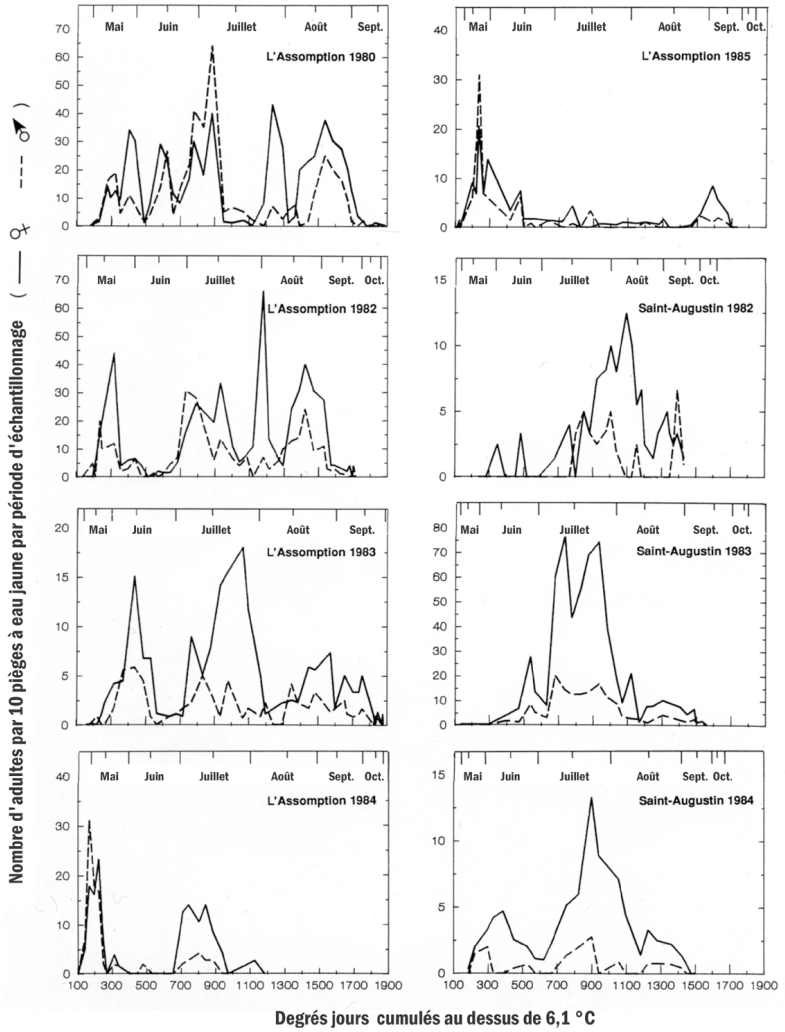


Figure 3. Captures saisonnières des femelles et des mâles de *D. radicum* dans les pièges coniques à L'Assomption et à Saint-Augustin (Québec).

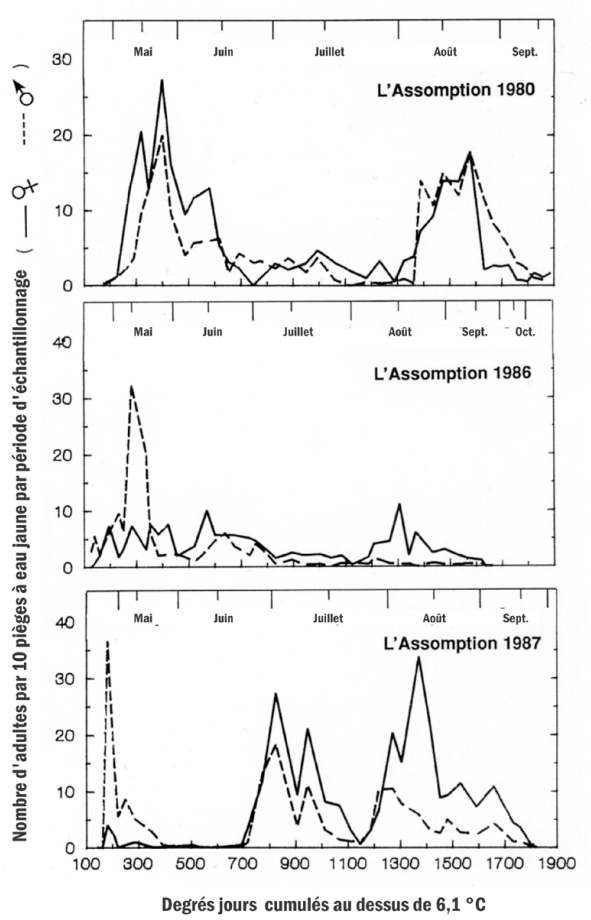


Figure 4. Captures saisonnières des femelles et des mâles de *D. radicum* dans les pièges à eau à L'Assomption (Québec) au cours des années 1980, 1986 et 1987.

Ces écarts de sommations thermiques entre et à l'intérieur des localités, relativement à l'abondance saisonnière des oeufs et des adultes de la mouche du chou, indiquent qu'il est très difficile d'utiliser uniquement les degrés-jours pour prévoir le développement saisonnier de cet insecte au Québec. Des conclusions similaires ont été tirées par Bracken (1988) sur les rutabagas. Le dépistage des oeufs de la mouche du chou, doit donc commencer peu après la transplantation des plants de crucifères dans les champs.

Plusieurs facteurs influencent seuls ou en interaction, sur la phénologie saisonnière de la mouche du chou. Ces facteurs incluent les conditions climatiques (Miles 1953, Eckenrode et Chapman 1972), la texture et la compaction du sol qui affectent à leur tour la période d'émergence des adultes à partir des pupes hibernantes (Read, 1958), le moment de la transplantation des plants dans les champs, une possibilité de fécondité réduite des femelles qui ne pondent pas un nombre optimal d'oeufs (Benson, 1973), la carence de nourriture en hydrates de carbone (Finch, 1971), la proximité des sites d'hibernation des pupes (Finch et Ackley 1977, Tukahirwa et Coaker 1982), dans certains cas, la répartition spatiale irrégulière des plants de crucifères (Finch et Skinner 1976, Dosdall et al. 1998), et la variabilité génétique du taux de développement suivant la période de diapause des pupes (Finch et al. 1986, Griffiths 1986).

La variabilité dans les fluctuations saisonnières des populations de *D. radicum*, peut être de plus expliqué en partie par la fluctuation de biotypes génétiques hâtifs et tardifs, pouvant être présent en proportion variable dans les populations naturelles. Ainsi, Fulton (1942) a observé une différence entre des patrons d'émergence au sein de populations de *D. radicum* en Caroline du Nord (É.-U.). Finch et Collier (1983) ont démontré que la plupart des populations de *D. radicum* présentent

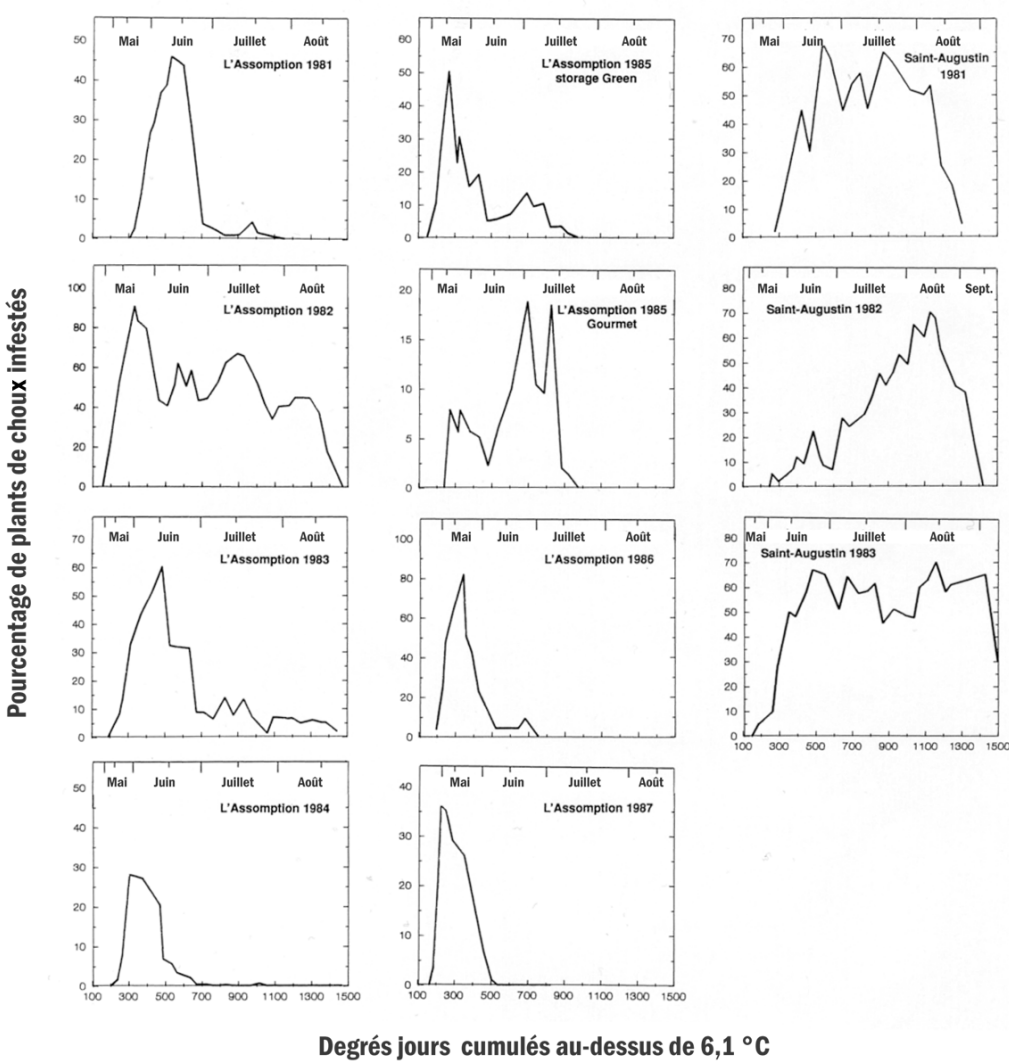


Figure 5. **Fluctuation saisonnières des plants de choux infestés par des oeufs de D. radicum, au cours de ses différentes générations dans des champs de choux de L'Assomption et de Saint-Augustin (Québec).**

une émergence bimodale en période postdiapause. Deux phénotypes ont été suggérés pour expliquer cette bimodalité d'émergence: un phénotype hâtif (temps d'émergence $\leq$ 20 jours à 20 °C) et un tardif (temps d'émergence $\geq$ 30 jours à 20 °C). Les deux phénotypes sont contrôlés génétiquement (Finch et Collier 1983, Walgenbach et al. 1993). Depuis, plusieurs études ont démontré l'existence de trois catégories de populations dans la zone tempérée de la région holartique : hâtif (phénotype d'émergence printanière hâtive dominant à plus de 90 %), tardif (phénotype d'émergence printanière tardive dominant à plus de 90 %), et intermédiaire (proportion inférieure à 90 % pour les deux phénotypes d'émergence printanière), (Finch et Collier 1983, Finch et al. 1988, Walgenbach et al. 1993, Biron et al. 1998, 1999).

Seulement les larves de la première génération de *D. radicum* peuvent infliger des dommages d'importance économique dans les plantations de choux et de choux-fleurs (Miles 1954, Ritchot 1970). La ponte au collet des plants dont le développement des racines est mature et bien développé, n'occasionne généralement pas de perte de qualité ni de rendement. De plus, les femelles de la mouche du chou deviennent de moins en moins attirées par les plants de choux au fur et à mesure qu'ils maturent (Shaw, 1971).

Conclusion

En conclusion, il est possible de réduire appréciablement le nombre de traitements insecticides contre la mouche du chou, en dépistant les populations de ses oeufs dans les plantations. Comme l'activité saisonnière des adultes de la mouche du chou, n'est pas clairement synchronisée avec le nombre d'oeufs ou de larves par plant (Figs. 3, 4 et 5) (Mukerji, 1971), il n'est donc pas nécessaire d'échantillonner systématiquement les populations imaginales de *D. radicum*. Ceci a été également rapporté antérieurement, par Miles (1953) et par Bracken (1988). De plus, les densités de populations des adultes ne peuvent pas être facilement reliés aux dommages que les larves de la mouche du chou infligent aux crucifères (Wright 1953, Sears et Dufault 1986).

Remerciements

Des remerciements sont adressés à M. Guy Bédard et à Mme. Claire Morin pour leur participation à la cueillette des données sur les fluctuations saisonnières à L'Assomption et à Saint-Augustin respectivement.

Références bibliographiques

Abu Yaman, I. K. A. 1960. Natural control in cabbage root fly populations and influence of chemicals. Meded. Landbouwhoge-school, Wageningen 60: 1-57.

Baskerville, G. L. and P. Emin, 1969. Rapid estimation of heat accumulation from maximum and minimum temperature. Ecology 50: 514-517.

Benson, J. F. 1973. Population dynamics of cabbage rootfly in Canada and England. J. appl. Ecol. 10: 437-446.

Binns, M. R., G. Mailloux and N. J. Bostanian, 1992. Management sampling for larvae of the Colorado potato beetle. Res. Popul. Ecol 34: 293-307.

Biron, D. G.,E. Brunel, J. P. Nénon, D. Coderre, et G. Boivin. 1999. Etude préliminaire du déterminisme génétique contrôlant l'expression de l'émergence bimodale de *Delia radicum* L. (Diptera: Anthomyiidae). Ann. Soc. Entomol. Fr. 35 (suppl.): 104-108.

Biron, D. G., X. Langlet, G. Boivin and E. Brunel, 1998. Expression of the early and late emerging phenotypes in both diapausing and non-diapausing *Delia radicum* L. pupae (Diptera: Anthomyiidae). Ent. Exp. & Appl. 87: 119-124.

Bligaard, J. 2001. Binomial sampling as a cost efficient sampling method for pest management of cabbage root fly (Dipt., Anthomyidae) in cauliflower. J. Appl. Ent. 125: 155-159.

Bondarenko, N. 1982. Prospects of biological control of pests in cruciferous vegetable crops in the USSR. Acta Entomol. Fennica 40: 3-5.

Bracken, C. K. 1988. Seasonal occurrence and infestation potential of cabbage maggot, *Delia radicum* (L.) (Diptera: Anthomyiidae), attacking rutabaga in Manitoba as determined by captures of females in water traps. Can. Entomol. 120: 609-614.

Brooks, A. R. 1951. Identification of the root maggot (Diptera: Anthomyiidae) attacking crucifers garden crops in Canada, with notes on biology and control. Can. Entomol. 83: 109-120.

Cho, C. K. 1980) *An introduction to software quality control.* Wiley, New York. 445 pages.

Coaker, T. H. and D. W. Wright, 1963. The influence of temperature on the emergence of the cabbage root fly (*Erioischia brassicae* (Bouché)) from overwintering pupae. Ann. Appl. Biol. 52: 337-343.

Coaker, T. H. 1968. Plant tolerance to cabbage root fly damage. Rep. Natn. Veg. Res. Stn. for 1967 : 64-65.

Coaker, T. H. and S. Finch, 1971. The cabbage root fly *Erioischia brassicae* (Bouché). Rep. Natn. Veg. Res. Stn. for 1970. Wellesbourne, Warwick : 23-42.

Collier, R. H. and S. Finch, 1985. Accumulated temperature for predicting the time of emergence in the spring of the cabbage root fly, *Delia radicum* (L.) (Diptera: Anthomyiidae). Bull. Entomol. Res. 75: 395-404.

Collier, R. H. and S. Finch, 1988. Thermal requirement for cabbage root fly, *Delia radicum*, development. *In:* Cavalloro R. and Pelerents, C. (eds), *Progress on pest management in field vegetables*. P. P. Totondo- D. G. XIII - Luxembourg no. EUR 10514, Balkema, Rotterdam (NL): 21-25.

Dosdall, L. M., L. Z. Florence, P. M. Conway and N. T. Cowle. 1998. Tillage regime, row spacing, and seeding rate influence infestations of root maggots (*Delia* spp.) (Diptera: Anthomyiidae) in canola. Can. J. Plant Sci. 78: 671-681.

Eckenrode, C. J. and R. K. Chapman, 1971. Effect of various temperatures upon rate of development of the cabbage maggot under artificial conditions. Ann. Entomol. Soc. Amer. 64: 1079-1083.

Eckenrode, C. J. and R. K. Chapman, 1972. Seasonal adult cabbage maggot populations in the field in relation to thermal-unit accumulations. Ann. Entomol. Soc. Amer. 65: 151-156.

Eckenrode, C. J. and H. Arn, 1972. Trapping cabbage maggots with plant bait and allyl isothiocyanate. J. Econ. Entomol. 65: 1343-1345.

El Titi, A. 1980. A contribution towards the « economic threshold » of *Hylemya brassicae*. West Palaeartic Regional Section Bull. 3: 35-41.

Finch, S. 1971. The fecundity of the cabbage root fly *Erioischia brassicae* under field conditions. Entomologia exp. appl. 14: 147-160.

Finch, S., G. Skinner and G. H. Freeman, 1975. The distribution and analysis of cabbage root fly egg populations. Ann. appl. Biol. 79: 1-18.

Finch, S. and G. Skinner, 1976. The effect of plant density on populations of the cabbage root fly (*Erioischia brassicae* (Bch.)) and the cabbage stem weevil (*Ceutorhynchus quadridens* (Panz.)) on cauliflowers. Bull. Entomol. Res. 66: 113-123.

Finch, S. and C. M. Ackley, 1977. Cultivated and wild host plants supporting populations of the cabbage root fly. Ann. appl. Biol. 85: 13-22.

Finch, S. 1977. Monitoring insect pests of cruciferous crops. *In: Proceeding 1977 British Crop Protection Conference - Pests and Diseases.* BCPC, Croydon (GB), 1: 219-226.

Finch, A. and R. H. Collier, 1983. Emergence of flies from overwintering populations of cabbage root fly pupae. Ecological Entomol. 8: 29-36.

Finch, S. and R. H. Collier. 1986. Forecasting times of attack of the cabbage root fly (*Delia radicum*) on vegetable brassica crops. Aspects of Applied Biology 12: 37-46.

Finch, S., E. Bromand, E. Brunel, M. Bues, R. H. Collier, R. Dunne, G. Foster, J. Freuler, M. Hommes, D. J. Van Keymeulen, D. J. Mowat, C. Pelerents, G. Skimmer, E. Stäedler and J. Theunissen, 1988. Emergence of cabbage root flies from puparia collected throughout northern Europe. CEC/IOBC 20-22: 33-36.

Finch, S. 1989. Ecological considerations to the management of *Delia* pest species in vegetable crops. Ann. Rev. Entomol. 34: 117-137.

Fowler, G. W. and A. M. Lynch, 1987. Sampling plans in insect pest management based on Wald's sequential probability ratio test. Environ. Entomol. 16: 345-354.

Freuler, J. et S. Fischer, 1982. Description d'un piège à oeufs pour la mouche du chou, *Delia brassicae* Wiedemann. Bull. Soc. Entomol. Suisse. 55: 77-85.

Freuler, J. et S. Fischer, 1983. Le piège à oeufs, nouveau moyen de prévision d'attaque pour la mouche du chou, *Delia radicum (brassicae)* L. Revue Suisse Vitic. Arboric. Hortic. 15: 107-110.

Fulton, B. B. 1942. The cabbage maggot in North Carolina. N. C. Agric. Exp. Stn. Bull. 335: 1-24.

Gerrard, D. J. et R. D. Cook, 1972. Inverse binomial sampling as a basis for estimating negative binomial population densities. Biometrics 28: 971-980.

Griffiths, G. C. D. 1986. Phenology and dispersion of *Delia radicum* (L.) (Diptera: Anthomyiidae) in canola fields at Morinville, Alberta. Quaest. Entomol. 22: 29-50.

Grüger, G. et G. Maack, 1980. Using an economic threshold to reduce the amounts of insecticide aplied to control *H. brassicae.* West Palaeartic Regional Section Bull. 3: 27-34.

Harcourt, D. G. 1967. Spatial arrangement of the eggs of *Hylemya brassicae* (Bouché), and a sequential sampling plan for use in control of the species. Can. J. Plant Science 47: 461-467.

Kuno, E. 1986. Evaluation for statistical precision and design of efficient sampling for the population estimation based on frequency of occurrence. Res. Popul. Ecol. 28: 305-319.

Libby, J. L.. 1974. Predicting cabbage maggot emergence. Proceedings North Central Branch, E. S. A. 29: 35-36.

Mailloux, G. and N. J. Bostanian, 1989. Presence-absence sequential decision plans for management of *Lygus lineolaris* (Hemiptera: Miridae) on strawberry. Environ. Entomol. 18: 829-834.

Miles, M. 1953. Field studies on the influence of weather conditions on egg-laying by the cabbage root fly, *Erioischia brassicae* Bché. I. *Ann. Appl. Biol. 40*: 717-725.

Miles, M. 1954. Field studies on the influence of weather on egg-laying by the cabbage root fly *Erioischia brassicae* Bché. II. Ann. Appl. Biol. 41: 586-590.

Mukerji, M. K. 1971. Major factors in survival of the immature stages of *Hylemya brassicae* (Diptera: Anthomyiidae) on cabbage. Can. Entomol. 103: 717-728.

Nair, K. S. and F. L. McEwen, 1975. Ecology of the cabbage maggot, *Hylemya brassicae* (Diptera: Anthomyiidae), in rutabaga in southwestern Ontario, with some observations on other root maggots. Can. Entomol. 107: 343-354.

Nyrop, J. N. and M. R. Binns, 1991. Quantitative methods for designing and analyzing sampling programs for use in pest management. *In:* Pimental, D. (ed.), *CRC Handbook of Pest Management in Agriculture.* Boca Raton, FL: CRC Press, II: 67-132.

Read, D. C. 1958. Factors influencing infestation and injury of rutabagas by root maggots (Diptera: Anthomyiidae) in Prince Edward Island. I. Field studies. Can. J. Plant Science 38: 188-198.

Ritchot, C. 1970. Les larves des racines, *Hylemya* spp. (Diptères: Muscidés), ennemis des cultures de crucifères au Québec. II. Biologie. Ann. Soc. Entomol. Québec 15: 134-163.

Sears, M. K. and C. P. Dufault, 1986. Flight activity and oviposition of the cabbage maggot, *Delia radicum* (Diptera: Anthomyiidae), in relation to damage to rutabagas. J. Econ. Entomol. 79: 54-58.

Shaw, M. W. 1971. Egg-laying by some dipterous pests of cultivated cruciferae in North-East Scotland. J. Appl. Ecology 8: 353-365.

Swailes, G. E. 1958. Periods of flight and oviposition of the cabbage maggot, *Hylemya brassicae* (Bouché) (Diptera: Anthomyiidae), in southern Alberta. Can. Entomol. 90: 434-435.

Taylor, L. R. 1961. Aggregation, variance and the mean. Nature (London) 189: 732-735.

Tukahirwa, E. M. and T. H. Coaker, 1982. Effect of mixed cropping on some insect pests of brassicas: reduced *Brevicoryne brassicae* infestations and influences on epigeal predators and the disturbance of oviposition behaviour in *Delia brassicae.* Entomol. exp. & appl. 32: 129-140.

Vincent, C. et Stewart, R. K. 1981. Evaluation de deux types de pièges pour le dépistage des adultes de la mouche du chou, *Hylemya (Delia) brassicae* (Wideman) (Diptera: Anthomyiidae). Ann. Soc. Entomol. Québec 26: 41-50.

Walgenbach, J. F., C. J. Eckenrode and R. W. Straub. 1993. Emergence patterns of *Delia radicum* (Diptera: Anthomyiidae) populations from North Carolina and New York. Env. Entomol. 22: 559-566.

Wilson, L. F. and D. J. Gerrard, 1971. A new procedure for rapidly estimating European pine sawfly (Hymenoptera: Diprionidae) population levels in young pine plantations. Can. Entomol. 103: 1315-1322.

Wilson, L. T. and R. M. Room, 1983. Clumping patterns of fruit and arthropods in cotton, with implications for binomial sampling. Environ. Entomol. 12: 50-54.

Wright, D. W. 1953. The assessment of damage caused to some *Brassica* crops by the cabbage-root fly. Ann. Appl. Biol. 40: 607-611.

Wyman, J. A., J. L. Libby and R. K. Chapman, 1977. Cabbage maggot management aided by predictions of adult emergence. J. Econ. Enomol. 70: 327-331.

Comparaison entre la détermination de la matière organique des sols par la méthode de Walkley-Black et la méthode de perte au feu

M. T. Moreno [1], P. Audesse [2], M. Giroux [2], N. Frenette [3] et M. Cescas [1]

Résumé, M. T. Moreno [1], P. Audesse [2], M. Giroux [2], N. Frenette [3] et M. Cescas [1], 2001. **Comparaison entre la détermination de la matière organique par la méthode de Walkley-Black et la méthode de perte au feu, *Agrosol*. 12 (1) : 49-58.** Le dosage de la matière organique par la méthode de Walkley-Black présente des contraintes tels que l'effet polluant des chromates sur l'environnement, les interférences causées par la présence du fer, du manganèse et du chlore sur les déterminations et surtout, l'utilisation d'un facteur de conversion du carbone organique en matière organique similaire pour tous les types de sols. Le dosage par perte au feu peut être considéré comme une méthode alternative, peu coûteuse et moins polluante en comparaison avec la méthode officielle de Walkley-Black. Cette recherche a été conduite afin de comparer la détermination de la matière organique par perte au feu et par Walkley-Black sur 123 échantillons de différents types de sols du Québec, ayant des teneurs en matière organique variant de 1 à 18% et de pH de 5.0 à 7.8. Nous avons évalué les effets des facteurs suivants sur les estimations de la matière organique par la méthode de perte au feu : soit le poids des échantillons (3 et 10 g), la finesse de mouture (sols moulus à 100 mesh et sols tamisés à 2mm), la température de séchage (105 et 150 °C) et la température d'incinération (375 et 450 °C), afin de trouver les paramètres optimaux pour appliquer cette méthode. Des analyses de variance comparant les moyennes des traitements par des contrastes et par le test LSD ont été faites pour interpréter l'effet des poids et de la finesse de mouture des échantillons de sols; alors que l'effet de l'ensemble de ces variables avec les températures testées a été évalué par des analyses de régression linéaire. D'autre part, les relations entre les valeurs de la matière organique obtenues par perte au feu et par Walkley-Black ont été établies par le test de t pour les comparaisons des moyennes et par des analyses de corrélation et de régression linéaire. Les résultats ont démontré que la finesse de mouture, le poids des échantillons du sol et la température de séchage et de calcination ont affecté significativement ($\alpha = 0.05$) les valeurs de la matière organique obtenue par perte au feu. Ainsi, les meilleurs paramètres pour la méthode de perte au feu consistaient dans l'utilisation de 10 g de sol tamisé (2mm), séché à 150 °C et calciné à 375 °C, car ils ont montré une meilleure corrélation avec les valeurs obtenues par Walkley-Black. D'autre part, le dosage de la matière organique par perte au feu utilisant les paramètres optimaux démontrés, a présenté une haute corrélation linéaire avec les valeurs obtenues par la méthode de Walkley-Black. Les deux méthodes étaient reliées par l'expression PAF = 1.0181*WB ($R^2 = 0.9329$), où PAF et WB représentent les pourcentages de matière organique déterminée par perte au feu et Walkley-Black, respectivement. Cette étude a démontré une grande similitude entre les estimations faites par les deux méthodes comparées, ce qui signifie que la technique par perte au feu est applicable pour la plupart des sols minéraux.

Mots clés : matière organique, carbone organique, perte au feu, Walkley-Black, paramètres analytiques pour la méthode de perte au feu.

Abstract, M. T. Moreno [1], P. Audesse [2], M. Giroux [2], N. Frenette [3] and M. Cescas [1], 2001. **A comparison of organic matter determination by Walkley-Black procedure and loss-on-ignition, *Agrosol*. 12 (1) : 49-58.** Organic matter determination by Walkley-Black procedure presents some inconvenients such as pollution by chrome, by interfering iron, manganese and chlorine on organic matter determination, as well as the conversion factor of organic carbon into organic matter similar for all soils. Organic matter analysis by loss-on-ignition is then considered as an interesting option and less expensive. This study compared soil organic matter analysis by loss-on-ignition and Walkley-Black techniques. A number of 123 samples were taken on Quebec soils with differents organic matter and pH levels (organic matter : 1 – 18% ; pH : 5.0 – 7.8). To optimize the loss-on-ignition method, the following

1. Université Laval, Faculté de l'agriculture et de l'alimentation, Dépt. des sols et de génie agroalimentaire, Québec (Québec), G1K 7P4, CANADA
2. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement, 2700, rue Einstein, Sainte-Foy (Québec), G1P 3W8, CANADA
3. AGRIDIRECT, 604, place Trans-Canada, Longueuil (Québec), J4G 1P1, CANADA

parameters were examined : the sample weight (3 – 10 g), screening to 2.0 mm and less than 0.5 mm diameters soils samples, drying temperature (105 and 150 °C) and ignition temperature (375 and 450 °C). Data (means) on sample weight were analysed by analysis of variance and compared by contrasts, whereas data on température were analysed by linear regression. All data obtained by loss-on-ignition and Walkley-Black were analysed by test *t* and by linear regression. Results indicated sample screening and weight as well as drying and ignition temperature significantly ($\alpha = 0.05$) influenced organic matter data obtained by loss-on-ignition method; best data were obtained when a 10 g soil sample weight was screened at 2mm diameter, dried at 150 °C and ignited at 375 °C. These data were significantly correlated with those obtained by Walkley-Black procedure. This correlation was expressed by the following equation : $LOI = 1.0181*WB$ ($R^2 = 0.9329$) where *LOI* and *WB* are organic matter levels (%) mesured by loss-on-ignition and Walkley-Black respectively. This study demonstrated these two methods extracted similar organic matter levels which suggest loss-on-ignition procedure could be used on mineral soils.

Key words: organic matter, carbon, loss-on-ignition, Walkley-Black, analytical parameters to optimize loss-on-ignition procedure.

Introduction

Au cours des dernières années les laboratoires de sols ont recherché des méthodes rapides, efficaces et peu dispendieuses pour effectuer en routine les analyses physiques et chimiques des sols. Dans cette perspective, des méthodes alternatives ont souvent obtenues les mêmes résultats que les méthodes officielles d'analyse utilisées ordinairement. Ainsi, pour le cas de la détermination de la teneur en matière organique des sols, la méthode plus couramment utilisée est le dosage du carbone organique par voie humide proposée par Walkley-Black (1934); cependant, l'utilisation de cette méthode a des implications environnementales et économiques rendant nécessaire la recherche d'autres procédures analytiques pour la détermination de la teneur en matière organique des sols.

La méthode de perte au feu est une alternative analytique pour l'estimation directe de la matière organique du sol, moins coûteuse et polluante que la méthode de détermination de la matière organique en utilisant l'oxydation du carbone par le bichromate de potassium en présence de l'acide sulfurique. La méthode de Walkley-Black présente également certaines contraintes, entre autres, l'interférence causée par la présence du fer, du manganèse ou du chlore (Broadbent, 1953, cité par Lowther et coll, 1990); de plus, les réactifs à base du chrome ont été catalogués par plusieurs organismes internationaux de protection de l'environnement, comme des polluants dangereux (Ulmer et coll, 1992). D'autre part, la conversion des valeurs du carbone organique en matière organique requiert l'utilisation d'un facteur de conversion lequel n'est pas le même pour tous les sols, car il peut varier entre 0,40 à 0,58 (Broadbent, 1953, cité par Lowther et coll, 1990). Par contre, la détermination directe de la matière organique par perte au feu n'a pas besoin d'utiliser un facteur de conversion; cependant, cette méthode montre des limitations sur les estimations des teneurs en matière organique surtout lorsqu'il s'agit de sols calcaires et de texture fine (Lowther et coll, 1990).

En recherchant les procédures analytiques optimales pour atteindre la performance dans l'utilisation de la méthode de perte au feu, plusieurs paramètres ont été testés (Annexe 1), afin d'arriver à obtenir la prise d'essai optimal des échantillons de sol, et la température optimale de séchage et de calcination pour éliminer les interférences causées par la présence de l'eau hygroscopique des espaces inter-laminaires des argiles, par la libération de CO_2 des carbonates (spécialement dans les sols calcaires) et par la libération de H_2O des groupements hydroxyles des sesquioxydes (Annexe 2). Relativement à ces contraintes, Ball (1964) a suggéré d'utiliser des températures de calcination entre 350 °C et 440 °C; d'autre part, Ben-Dor et Banin (1989) ont expliqué que les erreurs dans l'estimation de la matière organique par perte au feu sont considérées faibles en comparaison de celles de la procédure au bichromate de potassium; celle-ci assume avoir une totale oxydation du carbone de la matière organique, et que la valeur du facteur de conversion du carbone organique vers la matière organique est constante pour tous les sols. Finalement, Soon et Abboud (1991) ont indiqué que la teneur d'argile avait une grande influence dans la courbe de régression du carbone organique déterminé par combustions avec LECO CR-12 sur la matière organique estimée par perte au feu.

Quant à la prise d'essai des échantillons utilisés dans la méthode de perte au feu, Lowther et coll (1990) ont trouvé une meilleure précision des estimations de la matière organique avec des échantillons de 20 g de sol tamisé (< 2 mm), comparativement aux échantillons de 1 et 3 g de sol. De la même façon Schulte et coll (1991) ont expliqué que les valeurs des estimations de la matière organique par perte au feu diminuent significativement avec l'augmentation du poids de l'échantillon.

La détermination directe de la teneur en matière organique des sols par perte au feu, consiste en un simple processus d'incinération de l'échantillon du sol à une température spécifique pendant un intervalle de temps; cependant, il est possible que les résultats obtenus par cette méthode soient les mêmes que ceux-là obtenus par Walkley-Black. De plus, cette méthode présente l'avantage d'être peu dispendieuse et ne requiert pas de l'utilisation de réactifs toxiques (chromates) dommageable à l'environnement.

Cette étude a cherché établir le poids, la finesse de mouture des échantillons de sols ainsi que les températures de séchage et d'incinération les plus adéquates pour le dosage de la matière organique par perte au feu. Après avoir déterminé ces paramètres optimaux, le but de cette recherche a été ensuite de comparer les valeurs de la teneur en matière organique des sols obtenues par la méthode de Walkley-Black et par perte au feu, afin d'établir le type de corrélation existante entre les deux méthodes.

Matériel et méthodes

Pour l'établissement du poids et de la finesse de la mouture de l'échantillon, de même que la température optimale de préséchage et d'incinération les plus optimaux pour le dosage de la matière organique par perte au feu, l'essai a utilisé 20 échantillons de sols du Québec avec des teneurs en matière organique variant entre 1 et 14% et ayant des valeurs de pH entre 5.0 et 7,8 ainsi que des textures variables (sable, sable limoneux fin, loam, loam sableux-grossier, loam sablo-argileux, loam argileux, loam limono-argileux, argile limoneuse et argile lourde). Ces échantillons provenaient des séries de sols classés comme Uplands, Woodbridge, Anglier, Guérin, Howick, St-André et St-Laurent.

L'étude a testé des échantillons de 3 et 10g de sols moulus (100 mesh) et tamisés (2mm), deux températures de préséchage correspondantes à 105 ºC (ordinairement utilisée) et 150 ºC. Cette température a été utilisée parce que Schulte et Hopkins (1996) ont trouvé qu'elle améliore la valeur du coefficient de détermination dans l'analyse de régression. Le préséchage a été fait pendant 16 heures. D'autre part, les températures d'incinération testées ont été 375 ºC et 450 ºC pendant 16 heures dans un four à incinération (thermolyne). Ces températures sont testées car les travaux de Ball (1964) indiquent une moindre influence de l'eau hygroscopique des argiles sur les estimations de la matière organique par perte au feu. La teneur en matière organique (en pourcentage) a été déterminée par perte au feu (elle estime cette variable par différence entre le poids de l'échantillon préséché et celui-là obtenu après l'incinération), et par la méthode proposée par Walkley-Black (1934), laquelle sera prise comme référence pour comparer les résultats obtenus par la première méthode décrite.

Les différents protocoles d'analyse de la matière organique par la méthode de perte au feu lors de ces essais préliminaires sont présentés en annexe à la fin de cet article (Annexe 3).

Les effets du poids et de la finesse de mouture des échantillons des sols testés, de même que les différences entre les températures de préséchage et d'incinération sur la détermination de la matière organique par perte au feu, ont été établis par des analyses de variance, en comparant les moyennes des traitements par des contrastes et par le test LSD et par des analyses de corrélation et de régression linéaire. De cette façon, les paramètres optimaux pour la détermination de la teneur en matière organique par la méthode de perte au feu seront établis.

Après avoir trouvé les paramètres optimaux pour la méthode de perte au feu, nous avons par la suite comparé les

Tableau 1. Caractéristiques physiques – chimiques des sols utilisés lors de l'essai. [1]

Nom de la série du sol	Matière organique (%)	pH (1:2)	Phosphore (ppm)	Sable (%)	Limon (%)	Argile (%)	Texture
UPLANDS	2.10 - 3.01	6.11 - 6.70	31 - 62	77 - 94	0 - 11	3 - 12	Sable Loam sableux
VAUDREUIL	7.18	7.15	41	64	16	20	Loam sablo-argileux
WOODBRIDGE	7.65 - 9.44	5.07 - 6.81	32 - 66	37 - 73	19 - 37	8 - 26	Loam sableux très fin Loam
ANGLIER	1.82 - 4.95	5.18 - 7.28	9 - 61	0 - 14	25 - 56	37 - 68	Loam limono-argileux Argile limoneuse Argile Argile lourde
COTNOIR	3.00 - 5.43	4.29 - 5.84	20 - 86	61 - 73	23 - 30	3 - 18	Sable limoneux fin Loam sableux fin
GUERIN	6.17 - 13.64	5.78 - 6.69	8 - 35	4 - 35	14 - 59	37 - 69	Loam limono-argileux Argile limoneuse Argile Argile lourde
HOWICK	2.64 - 12.69	5.32 - 7.18	50 - 224	2 - 28	35 - 70	19 - 63	Loam limoneux Loam limono-argileux Loam argileux Argile limoneuse Argile Argile lourde
MAWCOOK	2.68 - 3.95	6.42 - 7.02	24 - 61	45 - 70	19 - 38	11 - 21	Loam sableux Loam
ST - ANDRÉ	2.64 - 9.01	4.00 - 6.01	30 - 580	39 - 84	8 - 34	8 - 27	Sable très fin Loam sableux Loam sableux grossier Loam sablo-argileux Loam Loam argileux
ST-BLAISE	2.00 - 20.00	5.33 - 7.77	62 - 350	41 - 58	16 - 36	14 - 37	Loam sableux Loam sablo-argileux Loam Argile sableuse
ST-LAURENT	2.47 - 5.27	6.56 - 7.34	20 - 225	4 - 36	35 - 57	29 - 48	Loam limono-argileux Loam argileux Argile limoneuse

1. Source: MAPAQ (1987).

deux méthodes (perte au feu et Walkley-Black). Dans cette deuxième phase, les analyses de la teneur en matière organique par perte au feu ont été répétées trois fois sur 123 échantillons de 10 g de sol tamisés (2mm), avec des caractéristiques physiques-chimiques variables (Tableau 1) et avec des teneurs en matière organique variant entre 1 à 18 %. Pour la détermination de la matière organique par perte au feu, les échantillons ont été préséchés à 150 ºC et incinérés à 375 ºC pendant 16 heures. Les moyennes des valeurs de la matière organique des sols obtenues par la méthode de perte au feu et celles-là obtenues par Walkley-Black, ont été comparées par le *test de t*. Les données du pourcentage de la matière organique obtenues avec les deux méthodes testées, ont été analysées par des études de corrélation et de régression linéaire afin d'établir le type de relation existante entre elles.

Résultats et disscusion

Poids et finesse de mouture des échantillons de sols dans la méthode de perte au feu.

L'analyse de la variance a montré des différences statistiquement significatives au niveau de 10% ($\alpha = 0.10$) entre les résultats de la teneur en matière organique obtenus par la méthode de perte au feu avec des échantillons de sols de 3 g et 10 g moulus (100 mesh) et tamisés (2 mm), séchés à 105 ºC et calcinés à 450 ºC, pendant 16 heures respectivement. Les analyses de contrastes faites à ce niveau de signification n'ont pas montré des effets significatifs du poids et de la finesse de mouture sur la détermination de la matière organique par perte au feu. Cependant, le test de LSD a présenté des différences significatives ($\alpha = 0.05$) entre les teneurs en matière organique par perte au feu obtenues avec des échantillons de sols moulus et celles obtenues par la méthode de Walkley-Black. Par contre, les valeurs de la matière organique obtenues par perte au feu avec des échantillons de sols tamisés, n'ont pas été différentes significativement avec la méthode de Walkley-Black, étant donné que seulement les échantillons de 10 g de sol tamisé ont présenté des valeurs les plus semblables avec les valeurs obtenues par la technique de Walkley-Black (Tableau 2).

Tableau 2. Test LSD pour la comparaison des résultats obtenus selon la procédure de perte au feu et la technique de Walkley-Black (n = 20).

Traitement	Moyenne (*)
Perte au feu : 3 g sol moulu	8.683 a
Perte au feu : 10 g sol moulu	8.195 a
Perte au feu : 3 g sol tamisé	7.623 ab
Perte au feu : 10 g sol tamisé	7.461 ab
Walkley-Black	5.588 b

(*) a – b: les chiffres portant des lettres identiques ne sont pas significativement différents à $p < 0.05$ selon le test LSD.

Température de séchage et température de calcination utilisées dans la méthode de perte au feu.

Les analyses de corrélation et de régression entre les valeurs de la matière organique obtenues par perte au feu en combinant les différents poids et finesses de mouture avec les températures de préséchage et d'incinération testés, et les valeurs obtenues par Walkley-Black ont démontré l'existence d'une très bonne corrélation linéaire (R2 = 0.9682) et une meilleure similitude entre les valeurs de la matière organique observées par Walkley-Black et celles observées par perte au feu en utilisant des échantillons de 10 g de sols, tamisés (2mm), préséchés à 150 ºC et incinérés a 375 ºC (Tableau 3).

Ces résultats indiquent que les meilleurs paramètres pour le dosage de la teneur de la matière organique par perte au feu consistent en l'utilisation des échantillons de 10 g de sols tamisés (2mm), lesquels doivent être préséchés à 150 ºC pendant 16 heures et incinérés à 375 ºC pendant 16 heures également.

Comparaison entre le dosage de la matière organique des sols par perte au feu et le dosage par Walkley-Black.

Cet essai visait à tester la méthode de détermination de la teneur en matière organique par perte au feu sur différents types de sols du Québec (n = 123), en utilisant un poids d'échantillon de 10 g de sol tamisé (2 mm) et en appliquant les températures de séchage et calcination de 150 ºC et 375 ºC pendant 16 heures, respectivement. Le test de *t* pour la comparaison des moyennes des pourcentages de matière organique obtenus par les méthodes testées, a indiqué l'absence d'une différence significative entre les résultats obtenus par perte au feu et ceux-là obtenus par Walkley-Black (Tableau 4); en effet, la valeur t calculée est inférieure à la valeur critique pour un seuil de confiance de 95 %.

Cependant, l'analyse de régression des valeurs de la matière organique obtenues par perte au feu sur les valeurs obtenues par Walkley-Black, a montré une relation significative décrite par l'équation ***PAF = 0.9024*WB + 0.9126***, où *PAF* et *WB* indiquent le pourcentage de matière organique déterminé par perte au feu et par Walkley-Black, respectivement, avec une valeur du coefficient de détermination de 0.9562 et un coefficient de corrélation de 0.98 (Figure 1). Ce résultat indique une haute corrélation linéaire entre les deux méthodes de détermination de la matière organique, malgré que l'analyse démontre que la pente est significativement différente de zéro ($\alpha = 0.05$).

Lors du passage de la courbe de régression par l'origine, les valeurs de la matière organique déterminées par perte au feu sont reliées à celles obtenues par Walkley-Black par un facteur de 1.0181 (Figure 2) avec un haut coefficient de détermination ($R^2 = 0.9329$). Cette analyse indique que les valeurs de la matière organique des sols déterminées par perte au feu à 375

Tableau 3. Analyses de corrélation et de régression linéaire entre les différents poids et finesse de mouture des échantillons de sols testés pour la détermination de la teneur en matière organique par perte au feu et les résultats obtenus par Walkley-Black (n = 20).

Méthode utilisé	Poids de l'échantillon du sol (g)	Température de séchage (°C)	Température d'incinération (°C)	Finesse de mouture	Coefficient de corrélation (r)	Équation de régression	Coefficient de détermination (r^2)
Méth. B	3	105	450	Moulu (100 mesh)	0.9652	PAF[1]=1.1631WB[2]+ 2.1842	0.9317
Méth. A	10	105	450	Moulu (100 mesh)	0.9348	PAF=1.1610WB+ 1.7079	0.8740
Méth. D	3	105	450	Tamisé (2mm)	0.9853	PAF=1.1087WB+ 1.4280	0.9710
Méth. C	10	105	450	Tamisé (2mm)	0.9871	PAF=1.0864WB+ 1.3907	0.9744
Méth. F	3	105	375	Tamisé (2mm)	0.9698	PAF=0.8993WB+ 1.5509	0.9405
Méth. E	10	105	375	Tamisé (2mm)	0.9882	PAF=1.0453WB+ 0.9608	0.9766
Méth. H	3	150	375	Tamisé (2mm)	0.9779	PAF=0.9378WB+ 0.9950	0.9563
Méth. G	10	150	375	Tamisé (2mm)	0.9839	PAF=0.9709WB+ 0.7280	0.9682

1. PAF = Perte au feu
2. WB = Walkley-Black

°C avec préséchage à 150 °C, sont presque identiques aux valeurs obtenues par la méthode officielle de Walkley-Black.

La constante positive de la courbe (Figure 1) montre une influence probable de quelques facteurs dans la procédure analytique par perte au feu, comme par exemple, une possible influence de l'eau adsorbée dans les espaces interlaminaires des argiles, surtout des sols avec des textures argileuses et argileuses lourdes, qui affectent la similitude entre les deux méthodes. Ainsi, la valeur de la constante peut varier entre 0.6878 et 1.1373 (seuil de confiance = 95%), en indiquant qu'il est possible d'avoir une variation, même d'une unité, entre la valeur de la teneur en matière organique déterminée par perte au feu par rapport à la méthode de Walkley-Black.

Gallardo et Saavedra (1987) suggérent que pour enlever l'interférence de l'hydrolyse structurelle dans les déterminations de la matière organique par combustion, il faut faire un préchaufage à 180 °C. Par ailleurs, d'autres travaux d'analyse thermique différentielle et d'analyse thermogravimétrique du sol (Annexe 2) ont indiqué qu'il y avait encore des pertes d'eau hygroscopique à 400 °C et des pertes d'eau des groupements hydroxyles de certains minéraux, comme la palygorskite et l'atapulgite, à températures entre 275 °C et 375 °C, ce qui cause une surestimation de la teneur en matière organique des sols obtenue par pertes au feu; même à 300 °C, il y avait aussi des pertes d'eau des oxydes de fer hydratés, spécialement de la goethite

Tableau 4. Test de t pour la comparaison des résultats obtenus par la méthode de perte au feu (séchage à 150 °C et calcination à 375 °C) et par la technique de Walkley-Black (α = 0.05).

Test d'égalité des espérances : observations pairées		
	Walkley-Black	**Perte au feu**
Moyenne	5,30398374	5,698699734
Variance	13,80931105	11,75920372
Observations	123	123
Coefficient de corrélation de Pearson	0,977869772	
Différence hypothétique entre les moyennes	0	
Degrés de liberté	122	
Valeur t	-5,445121659	
P(T<=t) unilatéral	1,36313E-07	
Valeur critique de t (unilatéral)	1,657440407	
P(T<=t) bilateral	2,72626E-07	
Valeur critique de t (bilatéral)	1,97960162	

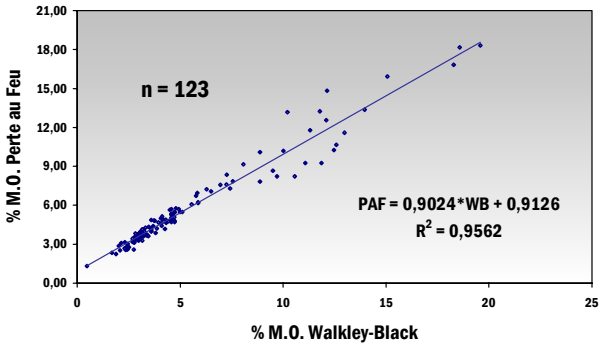


Figure 1. Relation entre la détermination de la teneur en matière organique du sol par la méthode de perte au feu à 375 °C avec un préséchage à 150 °C (PAF) et la méthode de Walkley-Black (WB).

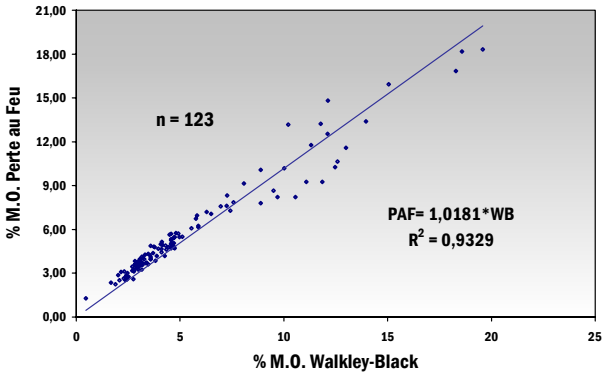


Figure 2. Régression de la teneur en matière organique du sol déterminé par perte au feu à 375 °C avec un préséchage à 150 ° C (PAF), sur les valeurs obtenues par la méthode de Walkley-Black (WB).

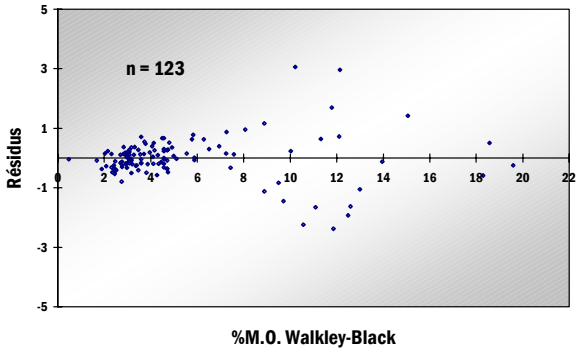


Figure 3. Graphique des résidus de la régression entre la teneur en matière organique du sol déterminée par la méthode de perte au feu (préséchage à 150 °C et incinération à 375°C) sur la méthode de Walkley-Black.

(Ben-Dor et Banin, 1989). Donc, en tenant compte des résultats obtenus dans cet essai et ceux des analyses thermiques différentielles faites par Ben-Dor et Banin (1989), il est possible qu'un séchage des échantillons de sol à 200 ºC pourrait enlever les sources d'erreur causées par la présence de l'hydrolyse structurelle.

Relation entre la teneur de la matière organique des sols et leur dosage par la méthode de perte au feu.

L'analyse des résidus de la régression de la matière organique des sols déterminée par perte au feu sur ceux obtenus par la méthode de Walkley-Black, montre une forte variation (a = 0.05) entre les deux méthodes pour les sols avec des teneurs supérieures à 8% en matière organique (Figure 3); ce qui coïncide avec les résultats trouvés par Shulte et coll (1991) dans des sols avec des hautes teneurs en matière organique. Afin de faire une évaluation plus détaillée, les analyses statistiques ont été faites sur deux catégories de sols : la première constituée par les sols avec une teneur en matière organique inférieure à 8% et l'autre, par les sols avec une teneur de matière organique supérieure à cette valeur.

L'analyse de régression démontre l'existence d'une haute corrélation linéaire (R^2 = 0.9488) entre le dosage de la matière organique par perte au feu à une température de 375 ºC avec préséchage à 150 ºC et le dosage fait par Wlakley-Black sur des sols ayant une teneur en matière organique inférieure à 8% (Figure 4); cependant la constante de la courbe est encore différente de zéro (α =0.05)., et varie entre 0.44 et 0.77, et la pente montre une valeur d'environ 1, ce qui indique une grande similitude entre les deux méthodes comparées.

D'autre part, l'analyse de régression pour les sols ayant des teneurs en matière organique supérieures à 8% (Figure 5) montrent des différences importantes entre le dosage fait par perte au feu et Walkley-Black, en présentant une constante plus proche de 1 et un coefficient de détermination plus bas que pour le cas des sols avec des teneurs inférieures à 8% en matière organique (R^2 = 0.768).

Répétitivité des résultats obtenus dans la détermination de la matière organique par perte au feu.

Afin d'établir la fiabilité de la méthode par perte au feu pour le dosage de la matière organique des sols, il est nécessaire que les résultats puissent fidèlement être répétés; donc, un total de 91 échantillons du total de l'ensemble (n = 123) utilisé dans la deuxième phase de l'expérience ont été analysés de nouveau afin d'établir la répétitivité des résultats obtenus par la méthode de perte au feu avec incinération des échantillons de sols à une température de 375 ºC et un préséchage à 150 ºC (Figure 6).

Ainsi, une première répétition a établi une relation significative entre le dosage par perte au feu et par Walkley-Black expliquée par l'expression :

PAF = 0.9626*WB + 0.6387

(R^2 = 0.9797), et lors du passage de la courbe de régression par l'origine, l'expression devient :

PAF = 1.0571*WB

(R^2 = 0.9664)[1]. En même temps, les résultats obtenus dans un autre laboratoire indiquent que les deux méthodes comparées peuvent être reliées par l'expression :

PAF = 0.9916*WB + 0.4649

(R^2 = 0.9821), et lors du passage de la courbe de régression par l'origine, l'expression devient :

PAF = 1.0604*WB

(R^2 = 0.9755)[2]. Il ressort que la détermination de la matière organique par perte au feu est fidèlement répétable ce qui rend cette méthodologie fiable pour le dosage de ce paramètre du sol. Le protocole proposé est présenté dans l'annexe 4.

1. Laboratoire des sols, Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA), 2001.

2. Laboratoire des sols, Agridirect, 2001.

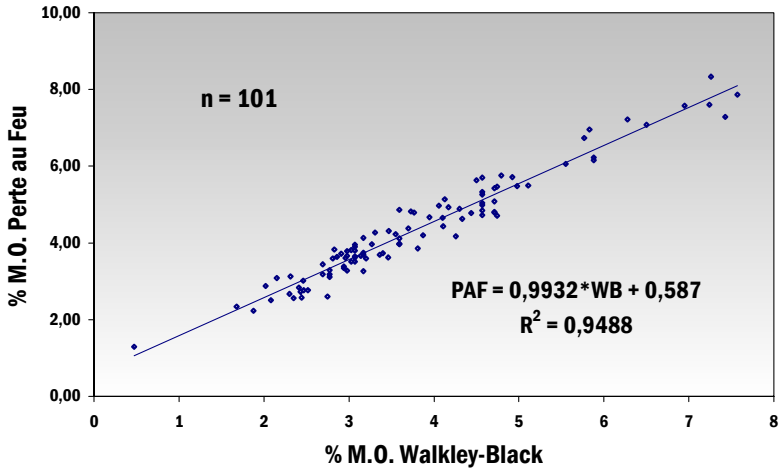


Figure 4. **Analyse de régression linéaire de la détermination de la matière organique obtenue par perte au feu (PAF) à 375 °C avec préséchage à 150 °C, et par Walkley-Black (WB) dans des sols avec une teneur inférieure à 8% de matière organique.**

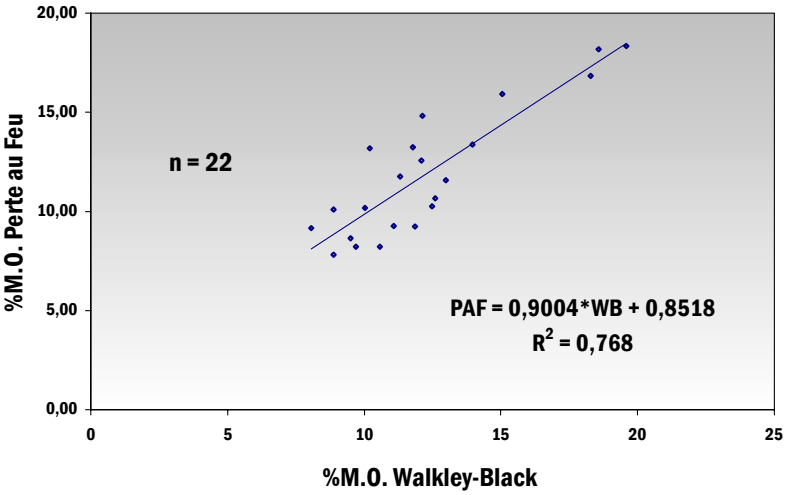


Figure 5. **Analyse de régression linéaire de la détermination de la matière organique obtenue par perte au feu (PAF) à 375 °C avec préséchage à 150 °C, et par Walkley-Black (WB) dans des sols avec une teneur supérieure à 8% de matière organique.**

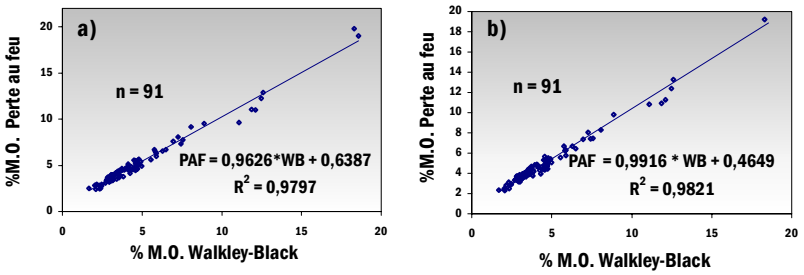


Figure 6. **Analyses de régression des résultats des répétitions du dosage par perte au feu à 375 °C avec préséchage à 150 °C sur les valeurs obtenues par Wlakley-Black par les laboratoires des sols IRDA (a) et AGRIDIRECT (b).**

Conclusions

Les facteurs comme la finesse de mouture et le poids des échantillons de sol pour la détermination de la matière organique par perte au feu, influencent les résultats des analyses. Ainsi, les valeurs de la matière organique du sol déterminée par perte au feu sur des échantillons de 10 g de sol tamisés (2mm), séchés à 150 °C et calcinés à 375 °C ont montré une meilleure corrélation et similitude avec les valeurs obtenues par la méthode de Walkley-Black.

Les valeurs de la matière organique par perte au feu ont montré une plus grande similitude avec les valeurs obtenues par Walkley-Black lorsqu'il s'agissait de sols avec des teneurs en matière organique inférieures à 8%. Par contre, il y avait d'importantes différences entre les dosages obtenus par les deux méthodes comparées lorsqu'il s'agissait de sols avec des teneurs en matière organique supérieures à 8%.

Enfin, cette étude a permis de démontrer que la détermination de la teneur en matière organique des sols par la méthode de perte au feu est facilement répétable, ce qui rend cette méthodologie fiable.

Remerciements

Les auteurs remercient M. Adrien N'Dayegamiye, Ph. D., pour la révision approfondie de ce manuscrit et le personnel du laboratoire des sols de l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA) et AGRIDIRECT.

Nous tenons également à remercier M. Jean Noreau pour avoir aider à la comparaison des méthodes interlaboratoires.

Références bibliographiques

Ball, D. F. 1964. Loss-on-ignition as an estimate of organic matter and organic carbon in non-calcareous soils. Journal of Soil Science, 15 : 84 – 92.

Ben-Dor, E. and A. Banin, 1989. Determination of organic matter content in arid-zone soils using a simple loss-on-ignition method. Communication in Soil Science and Plant Analysis, 20 (15 & 16) : 1675 – 1695.

David, M. B. 1988. Use of loss-on-ignition to asses soil organic carbon in forest soils. Communication in Soil Science and Plant Analysis, 19 (14) : 1593 – 1599.

Davies, B. E. 1974. Loss-on-ignition as an estimate of soil organic matter. Soil Science Society of America Proceedings, 38 : 150 – 151.

Gallardo, J. F. and J. Saavedra, 1987. Soil organic matter determination. Communication in Soil Science and Plant Analysis, 18 (6) : 699 - 707.

Goldin, A. 1987. Reassesing the use of loss-on-ignition for estimating organic matter content in non-calcareous soils. Communication in Soil Science and Plant Analysis, 18 (9) : 1111 – 1116.

Jolivet, C., D. Arrovays and M. Bernoux, 1998. Comparison between analytical methods for organic carbon and organic matter determination in sandy spodosols of France. Communication in Soil Science and Plant Analysis, 29 (15 & 16) : 227 – 2233.

Lowther, J. R, P.J. Smethurst, J. C. Carlye and E. K. S. Nambiar, 1990. Methods for determining organic carbon in podzolic sands. Communication in Soil Sciences and Plant Analysis, 21 (5 & 6) : 457 - 470.

Schulte, E., C. Kaufmann and J. Peter, 1991. The influence of sample size and heating time on soil weight loss-on-ignition. Communication in Soil Science and Plant Analysis, 22 (1 & 2) : 159 – 168.

Schulte, E and B. Hopkins, 1996. Estimation of soil organic matter by weight loss-on-ignition. Soil organic matter : Analysis and interpretation. SSSA Special Publication, 46.

Soon, Y. and S. Abboud, 1991. A comparison of some methods for soil organic carbon determination. Communication in Soil Science and Plant Analysis, 22 (9 & 10) : 943 – 954.

Ulmer, M. G., L. J Swenson, D. D. Patterson and W. C. Dahnke, 1992. Organic carbon determination by Walkley-Black, udy dye and dry combustion methods for selected Norths Dakota soils. Communication in Soil Science and Plant Analysis, 23 (3 & 4) : 417 – 429.

Wang, X. J, P. J. Smethurst and A. M. Herbert, 1996. Relationships between three measures of organic matter or carbon in soils of eucalypt plantations in Tasmania. Australian Journal of Soil Research, 34 (4) : 545 – 553.

Annexe 1. Résumé des paramètres utilisés et des résultats obtenus en plusieurs travaux de recherche sur la détermination de la teneur en matière organique du sol par la méthode de perte au feu

Auteur	Type de sol	Teneur en C. O.	Poids de l'échantillon (g)	T° de chauffage (°c)	Temps de chauffage (heures)	T° de calcination (°c)	Temps de calcination (heures)	Équation de régression	R^2
Ball (1964)	Sols minéraux	0.5 %– 30 %		105	24	375	16	CO[1] (%) = 0.458*PAF[2] – 0.4	
Davies (1974)	Calcaire non Calcaire					375	24		
Gallardo et coll (1987)	Non calcaire (cambisol humique)		1.0			600	8		
Goldin (1987)	Minéraux non calcaires Couche organique	> 10 $g.Kg^{-1}$ > 100 $g.Kg^{-1}$	Tamisé (2 mm)			600	6	CO ($g.Kg^{-1}$) = 0.405*PAF – 0.710 CO ($g.Kg^{-1}$) = 0.417*PAF – 2.492	0.86 0.89
David (1988)	Minéraux Couche organique	< 10 % > 15 %	Tamisé (2 mm)	105		450	12	CO (%) = 0.520*PAF – 0.0134 CO (%)= -0.00257*PAF^2- 0.813PAF – 2.74	0.92 0.89
Ben-Dor et Banin (1989)	Zones arides	< 8 %	9.0 Tamisé (2 mm)	105	24	400	8	PAF (%) = 2.049*WB^3 + 0.383	0.94
Lowther et coll. (1990)	Sables podzoliques	1.8 – 4.6	20 Tamisé (< 2 mm)	105	24	450	16	CO (%) = 0.453*PAF + 0.015	0.99
Schulte et coll. (1991)	Organique Minéraux	< 10 % ? 10 %	Moulu (14 mesh)	105	2	360	2	MO (%) = 1.04*PAF – 0.36 M.O (%) = 0.973*PAF + 1.89	0.97 0.96
Jolivet et coll. (1998)	Sables podzoliques	2 – 80 $g.Kg^{-1}$	40 Tamisé (2 mm)	105	24	550	4	CO ($g.Kg^{-1}$) = 0.613*PAF + 0.6	0.99
Wang et coll. (1996)	Minéraux (basaltique) Minéraux (non basaltique)	< 18 %	Tamisé (2 mm)	105	24	375	17	WB (%) = 0.452*PAF – 0.891 WB (%) = 0.739*PAF – 1.759	0.94 0.95

1. Carbone organique (LECO CARBON ANALYSER).
2. Perte au feu.
3. Walkley-Black.

Annexe 2. Résumé des observations sur les résultats obtenus par des analyses thermiques différentielles du sol et les analyses par perte au feu obtenues au cours des travaux de recherche par plusieurs auteurs.

Auteur	Observations	Température (°C)
Davies (1974)	Perte de 35 % d'eau du gypse	300
Gallardo et coll. (1987)	Résistance de la matière organique à l'oxydation thermique par présence de certains composés inorganiques liés.	500
David (1988)	Il y a des équations de régression différentes selon les caractéristiques des sols.	
Ben-Dor et Banin (1989)	Déshydratation des phylosilicates et du gypse	100 – 200
	Déshydratation de la palygorskite et l'hallosite	200 – 300
	Déshydratation des oxydes de fer hydratés	250 – 300
	Déshydroxylation des phylosilicates	450 – 650
	Décarboxylation des carbonates	750 - 900
Schulte et coll. (1991)	Les sols organiques (34 % de matière organique) : à > poids de l'échantillon < valeur de l'estimation de la matière organique par perte au feu.	

Annexe 3. Protocoles d'analyses pour établir les paramètres optimaux pour le dosage de la matière organique par perte au feu.

Méthode	Procédure
A	1.Peser 10 g de sol moulu (100 mesh) dans des béchers de 50 ml (Schulte et coll, 1991) préalablement pesés (précision ± 0.0001 g). 2.Sécher à 105 ºC pendant 16 heures et retirer. 3.Laisser refroidir au dessiccateur pendant au moins 5 minutes. 4.Peser le bécher et le sol séché à 105 ºC avec une balance analytique de précision ± 0.0001 g. 5.Transférer dans un four à incinération (thermolyne) et amener la température à 450 ºC pendant 16 heures. 6.Après cette période, retirer du four et laisser refroidir dans un dessiccateur pendant au moins 10 minutes. 7.Peser avec précision l'échantillon calciné. 8.Calculer le pourcentage de matière organique par différence de poids.
B	La même démarche de la méthode A, mais avec un poids de 3 g de sol moulu au lieu de 10 g de sol moulu (100 mesh).
C	La même démarche de la méthode A, mais avec l'utilisation de 10 g de sol tamisé (2mm) au lieu de 10 g de sol moulu.
D	La même démarche de la méthode A, mais avec l'utilisation de 3 g de sol tamisé (2mm) au lieu de 10 g de sol moulu.
E	La même démarche de la méthode A, mais avec l'utilisation de 10 g de sol tamisé (2mm) et incinéré à une température de 375 ºC.
F	La même démarche de la méthode A, mais avec l'utilisation de 3 g de sol tamisé (2mm) et incinéré à une température de 375 ºC
G	La même démarche de la méthode A, mais avec l'utilisation de 10 g de sol tamisé (2mm), séché à 150 ºC et incinéré à 375 ºC
H	La même démarche de la méthode A, mais avec l'utilisation de 3 g de sol tamisé (2mm), séché à 150 ºC et incinéré à 375 ºC

Annexe 4. Protocole d'analyse proposé pour la détermination de la matière organique des sols par la méthode de perte au feu

1. Peser 10 g de sol moulu (100 mesh) dans des béchers de 50 ml préalablement pesés (précision ± 0.0001 g).
2. Sécher à 150 ºC pendant 16 heures et retirer. Laisser refroidir au dessiccateur pendant au moins 10 minutes.
3. Peser le bécher et le sol séché à 150 ºC avec une balance analytique de précision ± 0.0001 g.
4. Transférer dans un four à incinération (thermolyne) et amener la température à 375 ºC pendant 16 heures.
5. Après cette période, retirer du four et laisser refroidir dans un dessiccateur pendant au moins 15 minutes.
6. Peser avec précision (± 0.0001 g) l'échantillon calciné.
7. Calculer le pourcentage de matière organique par différence de poids :

$$\%\ \text{M.O.} = \frac{\text{Poids de l'Échantillon Sèche (150C)} - \text{Poids de l'Échantillon Incinéré (375C)} * 100}{\text{Poids de l'Échantillon Sèche (150 C)}}$$