

Évolution des stocks de carbone organique dans le sol après coupe dans la sapinière à bouleau jaune de l'est du Québec

Sylvain St-Laurent¹, Rock Ouimet^{1,3}, Sylvie Tremblay¹, et Louis Archambault²

¹Direction de la recherche forestière, ministère des Ressources naturelles du Québec, 2700 rue Einstein, Sainte-Foy, Québec, Canada G1P 3W8; ²Centre de foresterie des Laurentides, Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada, 1055 rue du P.E.P.S., Case postale 3800, Sainte-Foy, Québec, Canada G1V 4C7. Reçu le 12 août 1999, accepté le 27 mars 2000.

St-Laurent, S., Ouimet, R., Tremblay, S. et Archambault, L. 2000. **Évolution des stocks de carbone organique dans le sol après coupe dans la sapinière à bouleau jaune de l'est du Québec.** Can. J. Soil Sci. **80**: 507–514. Suite aux engagements ratifiés au Sommet de Rio et à celui de Kyoto, qui sont d'augmenter les puits et réservoirs de C, la séquestration et le captage du C organique (C_{org}) par les forêts ont été retenus comme des moyens pour contrer l'augmentation du C atmosphérique. C'est dans ce contexte que nous avons étudié l'évolution des stocks de C_{org} dans le sol, après coupe totale par arbres entiers, dans la sapinière à bouleau jaune de l'Est du Québec. Nous avons échantillonné huit places-échantillons dans des peuplements matures et 10 places-échantillons dans des peuplements coupés depuis 7, 12 et 22 ans, dans de la Seigneurie du Lac Métis, à 80 km au sud-est de Rimouski, Québec, Canada. Le type de sol rencontré est un podzol humo-ferrique orthique. Des baisses importantes de C_{org} dans la couverture morte ont été observées dans les peuplements issus de coupes, comparativement aux peuplements non coupés. La masse de l'horizon FH a diminué de 44 % ($-30,5 \text{ t ha}^{-1}$) et sa concentration en C_{org} de 13,5 % ($-62,1 \text{ g kg}^{-1}$) entre 7 et 22 ans après coupe. Ainsi, plus de la moitié du contenu en C_{org} de cet horizon (52 % ou $16,6 \text{ t ha}^{-1}$) a été perdu dans cette même période. Quant à la litière, c'est dans les peuplements âgés de 7 ans que le stock de C_{org} est à son niveau le plus bas ($2,5 \text{ t ha}^{-1}$) comparativement aux peuplements matures où il est à $4,9 \text{ t ha}^{-1}$. Pour le stock de C_{org} contenu dans les 30 premiers centimètres du sol minéral, nous n'avons obtenu aucune différence significative entre les traitements. Suite à une coupe totale, la couverture morte de la sapinière à bouleau jaune devient une source de carbone jusqu'à au moins 22 ans après la coupe.

Mots clés: Coupe forestière, sol, carbone organique, couverture morte

St-Laurent, S., Ouimet, R., Tremblay, S. and Archambault, L. 2000. **Evolution of soil organic carbon after harvesting in the balsam fir-yellow birch forest of eastern Quebec.** Can. J. Soil Sci. **80**: 507–514. Following the Rio and Kyoto protocols, forest sequestration of organic C (C_{org}) appears to be among the measures to reduce atmospheric C. In this context, we assessed the evolution of soils' reserves of C_{org} after complete whole-tree forest harvesting in the balsam fir-yellow birch forest of eastern Quebec. The experimental design consisted of eight plots in mature stands, and 10 plots in 7-, 12-, and 22-yr-old clearcuts in the "Seigneurie du Lac Métis", located 80 km south-east of Rimouski, Quebec, Canada. The soil type was an Orthic Humo-ferric Podzol. Major C_{org} losses occurred in the forest floor of the 7-, 12- and 22-yr-old harvested plots compared with mature stands. The FH horizon of harvested plots showed a loss of 44% (-30.5 t ha^{-1}) in dry weight and 13.5% (-62.1 g kg^{-1}) in C_{org} content between 7 and 22-yr-old harvested plots. More than half the C_{org} content of the forest floor was lost in that time (-52% or -16.6 t ha^{-1}). The C_{org} stock of the L horizon were lowered only for the 7-yr-old treatment (2.5 t ha^{-1}) compared with mature stands (4.9 t ha^{-1}). No significant differences in the C_{org} stocked in the first 30 cm of the mineral soil were found between treatments. It appears that the forest floor of balsam fir-yellow birch stands has become a source of C_{org} for at least 22 yr after forest harvesting.

Key words: Forest harvesting, soil, organic carbon, forest floor

Dans le cadre d'un système d'aménagement forestier durable, tous les critères développés suite à la Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement, tenue à Rio de Janeiro en juin 1992, doivent être pris en compte. Parmi ces critères, la contribution des écosystèmes forestiers aux cycles planétaires est l'un des moins bien documentés. Un des principaux indicateurs de ce critère est

« la contribution au bilan planétaire du carbone » (ACNOR 1996). Les stocks de C organique (C_{org}) des sols sont très grands. En général, ils représentent plus de 60 % du C_{org} accumulé dans tout l'écosystème des forêts tempérées et boréales (Dixon et al. 1994). Ce réservoir de C_{org} est généralement deux fois plus grand que celui formé par la biomasse des arbres (Cooper 1983). Au Québec, Ouimet et al. (1996) ont calculé le stock de C_{org} dans 31 stations d'étude du Réseau d'étude et de surveillance des écosystèmes forestiers (RESEF) : le stock de C_{org} du sol des stations feuillues et résineuses représente respectivement 52 et 67 % du réservoir total de ces écosystèmes.

³Auteur où la correspondance doit être adressée: rock.ouimet@mrn.gouv.qc.ca.

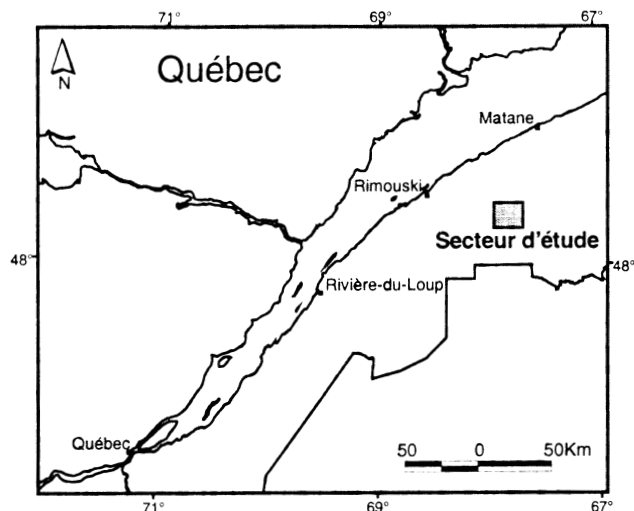


Figure 1. Situation géographique du secteur d'étude.

L'intérêt de documenter l'impact de la récolte forestière sur les stocks de C_{org} provient également des engagements des divers états et pays envers la Convention-Cadre sur les Changements Climatiques (Protocole de Kyoto), qui ont fixé comme objectif de limiter les émissions de CO_2 atmosphérique et de protéger et d'augmenter les puits et réservoirs de C. Selon Schimel et al. (1995), les végétations forestière et agricole capteraient près de 21 % des émissions de CO_2 émises par les combustions fossiles, la production de ciment et la déforestation, ce qui en fait une composante importante pour ralentir l'augmentation des concentrations de ce gaz dans l'atmosphère. On reconnaît qu'une forêt en croissance constitue un puits de C_{org} alors qu'une forêt mature ou vieille est en équilibre avec l'atmosphère sur le plan des échanges de C_{org} (Campagna 1996). Les connaissances en aménagement forestier pour maîtriser les sources, puits et les réserves de C_{org} dans les forêts étant limitées, il devient difficile de proposer des pratiques forestières qui favoriseraient le stockage du C_{org} .

L'activité forestière peut avoir un impact important sur le bilan du C_{org} des forêts. Des études en forêt décidue ont démontré que la récolte cause, après trois ans, une perte de 16 à 19 % de la matière organique dans la couverture morte au sol (Johnson et al. 1991). Mroz et al. (1985) ont rapporté des pertes de C_{org} du sol de l'ordre de 40 à 70 %. Une perte de 24 % du C_{org} des sols a été observée 20 ans après coupe dans une forêt mixte en Saskatchewan (Pennock et van Kessel 1997). Cependant, l'effet des pratiques forestières sur le stock de C_{org} des sols suscite encore la controverse. Par exemple, dans une forêt mixte, Mattson et Swank (1989) ont rapporté une augmentation de 20 à 74 % du C_{org} dans le sol à la suite d'une coupe. Dans une autre étude, on rapporte une augmentation de 30 % de matière organique au sol après coupe (Huntington et Ryan 1990), augmentation attribuée aux débris laissés sur le parterre de coupe.

L'objectif de cette étude est de déterminer à l'aide d'une chronoséquence l'impact dans le temps de la coupe totale

sur les stocks de C_{org} de la couverture morte et du sol minéral dans la sapinière à bouleau jaune typique de l'Est du Québec.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Dispositif

Dans le cadre de cette étude, nous avons utilisé un dispositif de places-échantillons déjà établi par Archambault et al. (1998). Ce dispositif établi postérieurement aux travaux de coupe et au gré de ceux-ci, est situé dans la Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent, soit dans la Seigneurie du Lac Métis, à 80 km au sud-est de Rimouski, Québec, Canada ($67^{\circ}45'O$; $48^{\circ}20'N$; Figure 1). Il compte 38 places-échantillons de 0,04 ha réparties sur le territoire de la Seigneurie dont 10 sont issues de coupes totales faites en 1990–1991 (7 ans), 10 de coupes totales faites en 1986–1987 (12 ans) et 10 autres de coupes totales exécutées entre 1974 et 1977 (22 ans). Les 8 autres sont des peuplements matures de sapinière à bouleau jaune où l'âge moyen des quatre essences principales, le sapin baumier [*Abies balsamea* (L.) Mill.], l'épinette blanche [*Picea glauca* (Moench) Voss], le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britt.) et l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.), est respectivement de 59, 100, 45 et 86 ans (Archambault et al. 1998).

La composition végétale avant coupe était semblable à celle rencontrée dans les peuplements matures. Ceci a été confirmé par Archambault et al. (1998), par la présence d'arbres et de souches de sapin baumier, d'épinette blanche, de bouleau jaune et de bouleau blanc sur les territoires exploités. La méthode de récolte par arbres entiers était celle effectuée sur tous les sites coupés.

Ce territoire correspond aux domaines de la sapinière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau blanc (Thibault 1985). La température moyenne annuelle varie entre 0 et $2,5^{\circ}C$, la précipitation totale entre 900 et 1100 mm et la saison de croissance s'étend sur 150 à 160 jours. Une topographie ondulée avec des altitudes variant de 275 à 575 m caractérise ce territoire. Le matériel parental provient de roches sédimentaires : calcaires, shales, grès, conglomérats et volcanites. Toutes les places-échantillons sont sur sites mésiques, donc elles ont des caractéristiques biophysiques similaires : le dépôt est un till glaciaire, la texture du sol varie de loameuse à loam limoneuse, le drainage est modéré, la majorité des places-échantillons sont situées à mi-pente. Les quelques autres sont sur des sommets arrondis, des hauts de pente et des replats. L'inclinaison moyenne de la pente est de 12 %. Le type de sol rencontré sur ces sites est un podzol humo-ferrique orthique avec un humus de type mor (Tableau 1). Les séries de sols qui s'apparentent le plus aux sols rencontrés dans les places-échantillons sont les séries Les Hauteurs et Comis (Drolet et Gagné 1989).

L'objectif de l'étude originale de Archambault et al. (1998) était d'évaluer le développement de la végétation après coupe sur une période de 20 ans. Le tableau 2 présente les caractéristiques de la végétation des peuplements matures et des peuplements âgés de 5, 10 et 20 ans après coupe. Les peuplements âgés de 7, 12 et 22 ans après coupe de notre étude correspondent aux peuplements de 5, 10 et 20

Tableau 1. Profil de sol moyen des sapinières à bouleau jaune matures du territoire de la Seigneurie du Lac Métis

Horizon	Épaisseur (cm)	Description
LFH	6	Mor; matière organique partiellement décomposée; racines très abondantes, très fines, fines et moyennes; extrêmement acide.
Ae	7	Loam limoneux; gris brunâtre clair (10 YR 6/2 h); polyédrique sub-angulaire moyen, moyennement développé; limite abrupte et irrégulière; racines abondantes, très fines, fines et moyennes; extrêmement acide.
Bf1	6	Loam; brun jaunâtre foncé (10 YR 3/6 h); polyédrique sub-angulaire moyen, fortement développé; limite distincte et ondulée; racines abondantes, très fines, fines et moyennes; extrêmement acide.
Bf2	14	Loam; brun jaunâtre foncé (10 YR 4/6 h); polyédrique sub-angulaire moyen, fortement développé; limite distincte et ondulée; racines assez abondantes, très fines et fines; très fortement acide.
Bf3	12	Loam; brun olive (2.5 Y 4/4 h); polyédrique sub-angulaire moyen, moyennement développé; limite graduelle et ondulée; racines rares et très fines; très fortement acide.
C		Loam; brun olive (2.5 Y 4/3 h); polyédrique sub-angulaire moyen, moyennement développé; très fortement acide.

Tableau 2. Synthèse des principales caractéristiques de la végétation des peuplements matures et issus de coupes de 5, 10 et 20 ans^z

Essences	Densité				Surface terrière		Densité de la régénération ^y							
	DHP 1-9 cm (N. tiges ha ⁻¹)		DHP 10 cm + (N. tiges ha ⁻¹)		DHP 10 cm + (m ² ha ⁻¹)		1 à 7 m de hauteur (N. tiges ha ⁻¹)				Total (N. tiges ha ⁻¹)			
	mature	20	mature	20	mature	20	mature	5	10	20	mature	5	10	20
<i>Commerciales</i>														
<i>Abies balsamea</i>	175	50	470	50	15.8	1	500	550	2000	500	6925	3450	4425	1375
<i>Acer rubrum</i>	25	125	25	18	0.7	0.4								
<i>Acer saccharum</i>	75	475	60	25	1.2	0.6	25	0	25	375	2025	0	300	3375
<i>Betula alleghaniensis</i>	–	75	85	45	2.8	2.3	75	100	150	325	800	4425	875	350
<i>Betula papyrifera</i>	25	875	140	58	2.7	0.8	25	775	6900	700	225	3250	8550	750
<i>Picea glauca</i>	–	25	128	27	5.8	0.6	175	0	25	0	500	350	125	100
<i>Prunus pensylvanica</i>	–	25	–	25	–	0.3								
<i>Thuja occidentalis</i>	–	–	3	–	0.1	–								
<i>Non commerciales</i>														
<i>Acer spicatum</i>	2725	7025	3	15	0	0.1	5125	17000	15235	8800	25225	33150	21525	22775
<i>Acer pensylvanicum</i>	50	50	10	–	0.2	–								
<i>Corylus cornuta</i>	25	300	–	–	–	–								
<i>Salix</i>	–	–	–	3	–	0.4								
<i>Sambucus pubens</i>	–	25	–	–	–	–								
<i>Sorbus americana</i>	–	50	5	–	0.1	–								

^zAdapté de Archambault et al. (1998); les peuplements 5, 10 et 20 ans après coupe correspondent aux peuplements 7, 12 et 22 ans après coupe de notre étude.

^yLa régénération comprend les tiges de 5 cm à 7 m de hauteur.

ans après coupe de Archambault et al. (1998). La principale caractéristique est l'envahissement des sites coupés par l'érable à épis (*Acer spicatum* Lamb.). Cette espèce domine la régénération en essences commerciales dans tous les peuplements. Dans la strate de 1 à 7 m de hauteur des forêts matures, on en dénombre 5125 tiges ha⁻¹ avec 62 % de coefficient de distribution (C.D.; non montré) contre 800 tiges ha⁻¹ pour l'ensemble des essences commerciales. Pour la même strate mais dans les coupes de 20 ans, 8800 tiges ha⁻¹ d'érable à épis ont été dénombrées avec un C.D. de 76 % contre seulement 1900 tiges ha⁻¹ pour les essences commerciales. Pour le total de la régénération, (tige de 5 cm et plus), 22 775 tiges ha⁻¹ d'érable à épis sont dénombrés dans les coupes de 20 ans avec un C.D. de 88 % contre 5950 tiges ha⁻¹ pour les essences commerciales. Par ailleurs, lorsqu'on compare le nombre total des tiges de résineux de 10 cm et

plus au diamètre à hauteur poitrine (DHP) avec celui des feuillus (601 contre 310 tiges ha⁻¹), on trouve que les peuplements matures sont des peuplements mélangés à prédominance résineuse. Par contre, dans les coupes de 20 ans, on dénombre 1736 tiges ha⁻¹ (DHP de 1 cm et +) d'essences feuillues comparativement à 162 tiges ha⁻¹ d'essences résineuses.

Échantillonnage

Nous avons procédé au sondage sur le terrain en août-septembre 1997, avant la chute des feuilles. Nous avons prélevé 10 échantillons de la couverture morte, distribués uniformément dans chacune des places-échantillons, à l'aide d'une sonde à marteau. Cette sonde sert d'emporte-pièce et permet de prélever un échantillon non perturbé de surface connue, soit 18,14 cm² (diamètre de 48,06 mm). La mesure de la

masse sèche de cet échantillon permet de convertir les mesures de concentrations en tonnes à l'hectare ($t\ ha^{-1}$).

Le prélèvement des horizons minéraux a été effectué dans trois à quatre pédons. Les horizons minéraux plus épais que 3 cm ont été échantillonnés séparément dans chaque pédon, sauf l'horizon C qui a été prélevé dans un seul pédon. Dans ce même pédon, nous avons récolté des échantillons volumétriques ($130\ cm^3$) non perturbés de chacun des horizons minéraux à l'aide de la sonde à marteau. Ces échantillons nous permettent de déterminer la densité de chaque horizon. Les horizons minéraux ont été mesurés au cm près et les horizons organiques au quart de cm.

La limite, la couleur, la texture, la structure et les particularités de chaque horizon ont été évaluées sur le terrain. Les caractéristiques générales telles que le type géomorphologique, la roche-mère, l'épaisseur du dépôt, la classe de drainage, la pierrosité (pierres > 5 cm) ont été notés pour chaque place-échantillon.

Analyses en laboratoire

Les échantillons d'humus ont été séparés en deux horizons, L et FH (les horizons fibrique et humique étant trop difficile à séparer). Ces sous-échantillons ont été séchés dans un four à $58^\circ C$ pendant 48 heures, puis pesés. Par la suite, les 10 litières provenant de la même place ont été rassemblées en un seul échantillon. Cet échantillon composite a été broyé à 2 mm. On a procédé de la même façon avec les horizons FH. Une analyse par perte au feu à $550^\circ C$ (Gallardo et al. 1987) a été effectuée pour déterminer la concentration en C_{org} .

Les échantillons de sols minéraux ont été séchés et tamisés à 2 mm. Les trois ou quatre échantillons prélevés dans le même horizon, mais dans des pédons différents, ont été rassemblés en un seul échantillon composite lors du tamisage. Après avoir bien homogénéisé le tout, une partie a été broyée à 0,5 mm. La méthode d'oxydation humide en milieu acide a été utilisée pour déterminer la concentration en C_{org} de cette partie (Walkley et Black 1934).

Pour tester la précision de la méthode d'analyse sur les sols minéraux, nous avons effectué des analyses en triplicata sur certains échantillons. Le coefficient de variation (C.V.) moyen (2,4 %) nous indiquait une excellente précision des résultats d'analyse chimique du laboratoire. Un seul C.V. avait une valeur supérieure à 5 %. Compte tenu de la faible variation des mesures obtenues en laboratoire sur les triplicatas, dont la teneur en C_{org} variait de 3 à $67\ g\ kg^{-1}$ selon l'horizon de sol, une seule analyse a été effectuée sur chacun des échantillons minéraux composites.

Calculs et analyse statistique

Pour évaluer le stock de C_{org} dans le sol minéral selon la superficie, trois paramètres doivent être estimés afin de déterminer la quantité de l'élément (Q) dans le sol:

$$Q = 0,1 \sum_{h=1}^n (\dot{E}_e \times D_b \times C) \quad (1)$$

où: Q = somme des contenus de C_{org} dans chaque horizon de sol jusqu'à la profondeur sélectionnée ($t\ ha^{-1}$)

h = horizon (1 à n)

\dot{E}_e = épaisseur effective de terre fine dans l'horizon du sol (cm)

D_b = densité apparente de l'horizon ($g\ cm^{-3}$)

C = concentration de C_{org} dans la terre fine ($g\ kg^{-1}$)

Pour estimer la densité apparente et l'épaisseur effective de chaque horizon minéral, nous avons utilisé la méthode de Federer et al. (1993). Les stocks totaux de C_{org} dans le sol sont calculés par la somme des contenus dans chaque horizon jusqu'à 30 cm de profondeur, soit la profondeur maximale moyenne des racines observée chez les peuplements matures. Grigal et Ohmann (1992) ont observé que la profondeur de la zone des racines était reliée au stockage de C_{org} dans le sol minéral. De plus, Liski et Westman (1995) ont noté que dans le premier mètre de sol minéral, 60 à 85 % du C_{org} était contenu dans les 30 premiers centimètres. Une autre raison pour laquelle nous avons retenu cette profondeur est d'éliminer l'influence de l'épaisseur du dépôt qui varie d'un pédon à l'autre et de mettre en lumière le facteur qu'on étudie ici, soit le temps après coupe. Pour évaluer le stock de C_{org} dans la couverture morte, nous avons utilisé les masses par unité de surface des horizons L et FH et les concentrations en C_{org} .

Afin de déterminer s'il y a eu une évolution des valeurs des variables dans les peuplements issus de coupes, des analyses de variance ont été réalisées séparément pour chaque horizon de la couverture morte. Les variables analysées étaient l'épaisseur, la masse anhydre, la concentration de C_{org} et le stock de C_{org} des horizons L et FH de l'humus. Pour le sol minéral, une analyse de variance a été réalisée seulement sur le stock de C_{org} . L'hypothèse de normalité sur les résidus a été testée par la statistique de Shapiro-Wilks alors que l'hypothèse d'homogénéité de la variance a été validée par l'examen visuel du graphique des résidus en fonction des valeurs prédites. Le modèle d'analyse de variance utilisé était le suivant :

$$Y_{j(i)} = \mu + \tau_i + \varepsilon_{j(i)} \quad (2)$$

où $Y_{j(i)}$ = valeur observée pour la place-échantillon j dans le traitement i

μ = moyenne générale

τ_i = effet du traitement i

$\varepsilon_{j(i)}$ = terme d'erreur associé à la valeur $Y_{j(i)}$

L'analyse statistique a été réalisée à l'aide de la procédure MIXED de SAS (SAS Institute, Inc. 1996). Les résidus des neuf analyses de variance respectaient les hypothèses de normalité et d'homogénéité de la variance. Pour chacune des analyses, un premier contraste a été réalisé afin de tester si la pente associée à un effet linéaire des peuplements de 7, 12 et 22 ans après coupe était nulle, puis un deuxième contraste a permis de tester le manque d'ajustement à l'effet linéaire des trois peuplements issus de coupes. Ensuite, afin de vérifier s'il existe des différences entre les jeunes peuplements originant de coupes et ceux non coupés, trois contrastes supplémentaires ont été réalisés permettant de

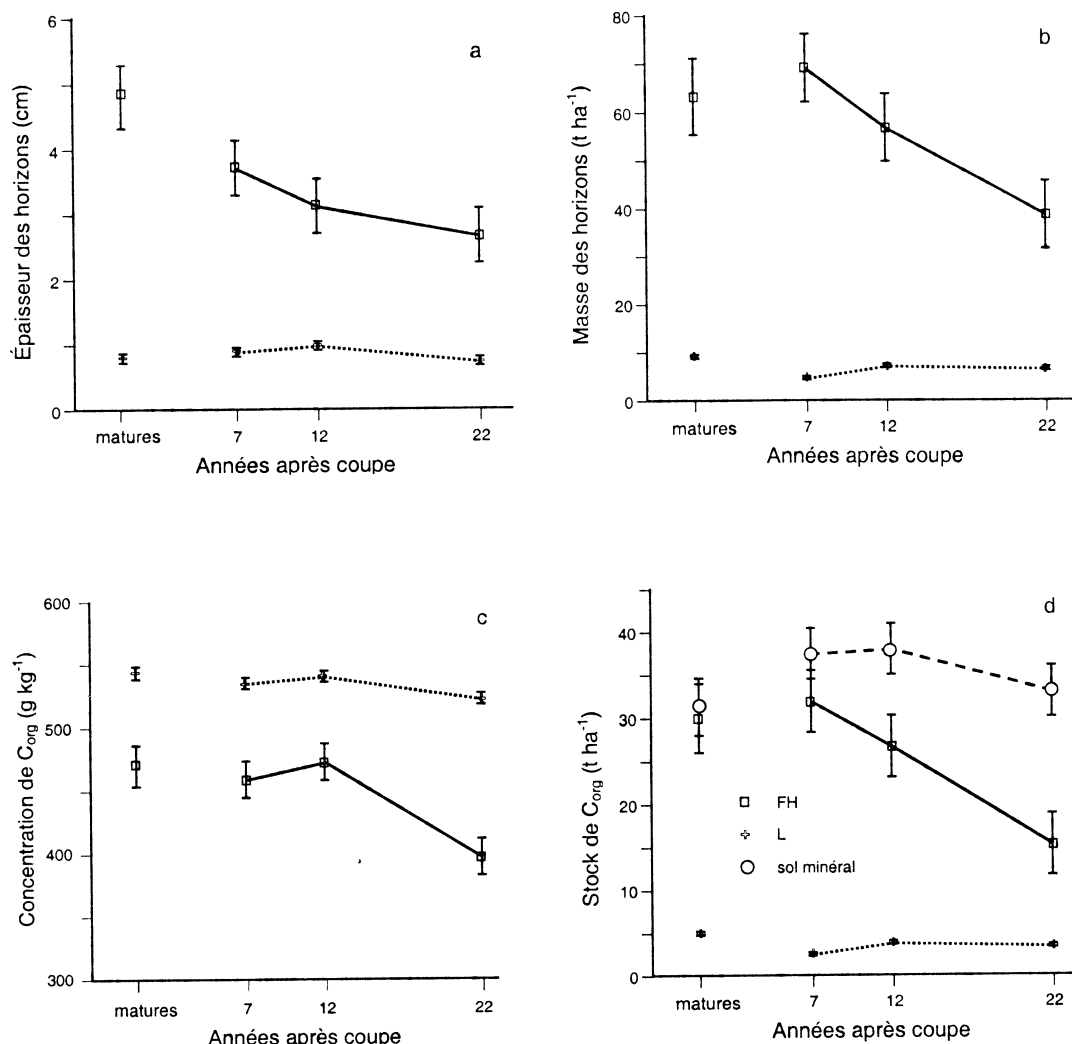


Figure 2. (a) Épaisseur des horizons L et FH, (b) Masse anhydre des horizons L et FH, (c) Concentration en C_{org} des horizons L et FH et (d) Stock de C_{org} des horizons L et FH et des 30 premiers centimètres du sol minéral en fonction du nombre d'années après coupe. Les barres verticales représentent ± l'erreur type.

comparer les peuplements matures avec chacun des peuplements de 7, 12, et 22 ans après coupe (test de Dunnett).

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Épaisseur de la couverture morte

Les analyses de l'épaisseur des horizons L et FH de l'humus n'ont montré aucune tendance dans le temps après la coupe. L'épaisseur moyenne de l'horizon L se situe entre 0,7 et 1,0 cm et celle de l'horizon FH, entre 2,7 et 3,7 cm. Par contre, l'épaisseur de l'horizon FH des peuplements 22 ans après coupe est inférieure de 45 % à celle des peuplements matures ($P = 0,002$; $2,66 \pm 0,42$ (\pm erreur type) contre $4,80 \pm 0,48$ cm) (Figure 2a). Johnson et al. (1991) ont noté une diminution de l'épaisseur de la couverture morte (LFH) de 6,9 à 5,5 cm, soit 20 %, trois ans après coupe. Dans notre étude, nous avons noté une baisse du même ordre pour l'horizon FH mais non significative, 7 ans après coupe ($P = 0,169$), soit de 23 % ($-1,1$ cm).

Masse de la couverture morte

L'analyse de la masse sèche totale (non corrigée pour les cendres) de l'horizon L montre des différences significatives entre les peuplements coupés ($P < 0,001$), mais sans évolution constante. En effet, sa masse a augmenté de 4,64 à $7,08 \pm 0,40$ t ha⁻¹ des peuplements de 7 ans à ceux de 12 ans après coupe pour diminuer par la suite à 6,55 t ha⁻¹ dans les peuplements 22 ans après coupe. La masse de l'horizon L des peuplements matures ($9,10 \pm 0,44$ t ha⁻¹) est significativement supérieure à celles des peuplements 7, 12 et 22 ans après coupe ($P = 0,002$). Ceci peut s'expliquer par la réduction d'apport de nouvelle litière fraîche suite à la coupe, puisque la biomasse du couvert végétal a été réduite drastiquement (Tableau 2; Archambault et al. 1998). Après, la végétation forestière s'est réinstallée et l'horizon L de l'humus a pu bénéficier de nouveau d'un apport annuel de litière, ce qui pourrait expliquer l'augmentation de la masse de cet horizon entre 7 et 12 ans après coupe. Aussi, il a été démontré que la qualité de la litière affecte la vitesse de

décomposition de celle-ci (Melillo et al. 1982; McClaugherty et al. 1985; Harmon et al. 1990; Ryan et al. 1990; Aber et al. 1990; Trofymow et al. 1995;). Ainsi, la baisse drastique de la quantité de biomasse foliaire de même que le changement de la qualité de la litière après la coupe, passant d'une litière composée en grande partie d'aiguilles de sapins baumiers et de feuilles de bouleaux jaunes avant coupe à une litière constituée de feuilles d'érable à épis, de noisetier, d'épilobe et de framboisier 7 ans après coupe, sont les deux principaux facteurs que nous identifions pour expliquer la différence entre les peuplements matures et ceux issus de coupes.

La masse de l'horizon FH dans les peuplements issus de coupes diminue de façon linéaire de 44 % ($P = 0,004$), passant de $68,89$ à $38,44 \pm 7,02$ t ha⁻¹ de 7 à 22 ans après coupe (Figure 2b). De plus, la masse de l'horizon FH des peuplements de 22 ans après coupe est inférieure de $24,67$ t ha⁻¹ à celle des peuplements matures ($P = 0,025$). Dans des études antérieures, une perte de 50 % ($-30,7$ t ha⁻¹) de la matière organique de l'humus a été observée 15 ans après coupe (Covington 1981). Aber et al. (1978) ont trouvé à l'aide d'un modèle que la matière organique de la couverture morte diminuait d'environ 20 t ha⁻¹ sur une période de 15 à 30 ans après coupe. Une autre étude a démontré une perte de la masse de la couverture morte de 42 à 71 % respectivement d'un site pauvre à un site riche et ce, moins de trois ans après la coupe (Mroz et al. 1985). Une perte de 55 % de la masse de la matière organique de la couverture morte a été estimée 5 à 12 ans après la coupe par arbre entiers (Brais et al. 1995). Dans notre étude, nous présentons la masse sèche totale (avec les cendres) des horizons de l'humus; de sorte que la perte de masse de la matière organique de la couverture morte est probablement supérieure à 30,45 t ha⁻¹.

Concentration en carbone organique de la couverture morte

L'analyse de la teneur en C_{org} de l'horizon L n'a indiqué aucune différence entre les peuplements de 7, 12 et 22 ans après coupe, celle-ci variant entre 522 et $540 \pm 4,4$ g kg⁻¹. Par contre, la teneur en C_{org} de l'horizon L des peuplements matures est significativement supérieure à celle des peuplements 22 ans après coupe ($522 \pm 4,4$ g kg⁻¹ contre $543 \pm 4,9$ g kg⁻¹; $P = 0,003$). Pour l'horizon FH, l'analyse de variance a montré une baisse linéaire de la concentration en C_{org} dans les peuplements coupés ($P = 0,002$), passant de 459 à $397 \pm 14,5$ g kg⁻¹ de 7 à 22 ans après coupe (Figure 2c). Aussi, la teneur en C_{org} de l'horizon FH des peuplements 22 ans après coupe est inférieure à celle des peuplements matures ($397 \pm 14,5$ g kg⁻¹ contre $469 \pm 16,3$ g kg⁻¹; $P = 0,002$). Huntington et Ryan (1990) ont observé une diminution significative de la concentration en C_{org} dans l'horizon Oi + Oe (L + F) de 470 à 380 g kg⁻¹ et dans l'horizon Oa (H) de 300 à 220 g kg⁻¹, mais trois ans après coupe. Ils ont attribué cette perte à la perturbation de l'humus causée par l'exploitation forestière où l'humus a été mélangé avec le sol minéral de surface, diminuant ainsi la concentration en C_{org}. Dans notre cas et d'après les observations de Kurz et al. (1993), Dominski (1971), Bormann et Likens (1979) et Covington (1981), nous attribuons plutôt cette baisse à l'augmentation

du taux de décomposition de l'humus de même qu'à une diminution des apports après la coupe.

Stock de carbone organique de la couverture morte

Le stock de C_{org} de l'horizon L subit des changements significatifs dans le temps ($P < 0,001$). Son stock a augmenté des peuplements 7 ans après coupe jusqu'à ceux de 12 ans après coupe, passant de 2,48 à $3,82 \pm 0,21$ t ha⁻¹, pour diminuer par la suite à $3,42 \pm 0,21$ t ha⁻¹ dans les peuplements 22 ans après coupe. Aussi, les stocks de C_{org} de l'horizon L des peuplements issus de coupes sont significativement inférieurs à celui des peuplements matures ($4,94 \pm 0,24$ t ha⁻¹; $P = 0,001$), en particulier chez les peuplements âgés de 7 ans où le stock de C_{org} de l'horizon L est deux fois moins élevé que celui des peuplements matures. Le stock de C_{org} de l'horizon L suit le même patron que sa masse discutée ci-dessus. Donc, nous attribuons la diminution du stock de C_{org} dans l'horizon L à la réduction d'apport de litière et au changement de la qualité de la litière après la coupe.

Le stock de C_{org} de l'horizon FH des peuplements issus de coupe diminue de façon linéaire de 52 % ($-16,6$ t ha⁻¹) de 7 et 22 ans après coupe ($P = 0,002$; Figure 2d). Ce stock dans les peuplements 22 ans après coupe est deux fois inférieur à celui des peuplements matures (15,3 contre 30,0 $\pm 4,0$ t ha⁻¹; $P < 0,001$).

Les diminutions de la masse anhydre de l'horizon FH et de sa concentration en C_{org} dans les peuplements issus de coupe expliquent la perte de plus de la moitié du stock de C_{org} de l'horizon FH de 7 à 22 ans après coupe. Pour cette période, la perte annuelle moyenne de C_{org} de l'horizon FH serait de 1,11 t ha⁻¹ an⁻¹.

Nous croyons que la méthode d'échantillonnage des humus a pu occasionner un certain biais sur les sites coupés les plus récents. En effet, l'emporte-pièce dont nous disposons ne peut récolter les débris grossiers de coupe peu ou pas décomposés, donc la quantité de C_{org} peut être sous-estimée pour les coupes les plus récentes. Par conséquent, les diminutions du stock de C_{org} de l'horizon FH entre 7 et 22 ans après coupe représentent des valeurs conservatrices.

Grigal et Ohmann (1992) ont observé des différences dans le stock de carbone de la couverture morte selon l'âge du peuplement et aussi selon le type forestier. Ces deux paramètres influenceraient le stock de C_{org} dans l'humus. Dans une étude récente, une différence dans le stock de C_{org} de la couverture morte a été observée selon le stade de développement du peuplement et aussi selon le type de couvert (Lévesque et al. 1999). Ces derniers ont observé que le stock de C_{org} de l'humus augmente avec l'âge du peuplement et avec la quantité de résineux dans le peuplement. Dans notre dispositif, l'âge des peuplements est évidemment différent entre les traitements et la composition forestière a changé radicalement après la coupe, passant d'un peuplement mélangé mature à un jeune peuplement feuillu d'essences non commerciales. Ce changement dans la composition forestière a ainsi eu comme conséquence de modifier la qualité de la litière qui est maintenant composée presque exclusivement de feuilles d'érables à épis. En effet,

il est tout à fait probable que la litière provenant des érables à épis se décompose plus facilement par les organismes du sol que la litière provenant des espèces qu'on retrouve dans les peuplements matures. Trofymow et al. (1995) ont déterminé que la litière des feuilles de l'érable à sucre se décompose plus rapidement que celle du sapin baumier. D'après les résultats de Melillo et al. (1982), le taux de décomposition de la litière de l'érable rouge est plus élevé que celui de l'érable à sucre. Donc, il est très probable que la litière de l'érable à épis le soit tout autant que l'érable à sucre, sinon plus. Enfin, nous attribuons la perte de C_{org} dans l'horizon FH au changement de qualité de la litière, à l'augmentation du taux de décomposition de la couverture morte et aussi à la diminution de la quantité de litière apportée à la couverture morte après la coupe.

Le délai nécessaire avant d'observer une différence dans le stock de C_{org} de l'horizon FH des peuplements issus de coupe, comparativement aux peuplements matures, peut s'expliquer par un apport à la couverture morte de débris de coupe suite à l'exploitation, même si la méthode était par arbres entiers. Par conséquent, nous croyons que si nous avions pu mesurer le stock de C_{org} tout de suite après la coupe, nous aurions obtenu un stock plus élevé que celui mesuré 7 ans après coupe. Le taux de décomposition de la matière ligneuse étant plus faible que celui de feuilles (McClaugherty et al. 1985; Trofymow et al. 1995), nous croyons que c'est la raison pour laquelle nous avons détecté une différence dans le stock de C_{org} de l'horizon FH seulement entre les peuplements matures et ceux de 22 ans après coupe.

Stock de carbone organique dans le sol minéral

Les hypothèses de l'analyse de variance du stock de C_{org} dans le sol minéral jusqu'à une profondeur de 30 cm ont toutes été vérifiées et les résultats n'ont montré aucune différence significative ($P = 0,36$) entre les traitements (Figure 2d). Le stock moyen de C_{org} dans les 30 premiers centimètres de sol minéral est de $34,9 \pm 1,48 \text{ t ha}^{-1}$. Dans les peuplements matures, il est de $31,4 \pm 2,14 \text{ t ha}^{-1}$. La densité apparente du sol minéral se situait à $0,81 \pm 0,23 \text{ g cm}^{-3}$ (\pm écart type). D'autres études de ce genre sont arrivées aux mêmes résultats (Mattson et Swank 1989; Huntington et Ryan 1990; Johnson et al. 1991; Lévesque et al. 1999). Ainsi, les différences observées dans le stock de C_{org} de la couverture morte n'ont pas eu de répercussions sur le stock de C_{org} dans le sol minéral.

Conséquence de la coupe totale sur le stock de carbone organique dans la couverture morte

Les résultats de cette étude montrent que la coupe totale dans la sapinière à bouleau jaune de la Seigneurie du Lac Métis a eu un impact considérable sur la couverture morte. Aber et al. (1978) ont estimé à l'aide d'un modèle que la quantité de matière organique contenue dans la couverture morte diminuait de moitié dans une coupe répétée à tous les 30 ans, comparativement à une forêt récoltée tous les 90 ans. Ils ont déterminé que la période nécessaire pour que l'humus retourne à son niveau initial était de 60 à 80 ans. Dans notre étude, les sites coupés sont envahis par l'érable à épis

et la régénération en essences commerciales tarde à s'installer; elle est même supprimée. Par conséquent, l'abondance de la végétation concurrente non commerciale a ralenti la croissance des essences commerciales sur vingt ans et cette période se prolongera probablement pour encore au moins une vingtaine d'années (Archambault et al. 1998). Ce délai pour que les espèces résineuses commerciales se réinstallent sur les sites coupés peut avoir un impact sur la couverture morte. Durant cette période, l'apport de litière fraîche est surtout constitué de feuilles d'érable à épis, tandis que sur les sites témoins le matériau de l'humus est plus hétérogène. Si le taux de décomposition d'un humus constitué de feuilles d'érable à épis est plus élevé qu'un humus sous forêt naturelle, soit la sapinière à bouleau jaune, la période nécessaire pour que le stock de C_{org} de l'humus revienne à son niveau initial sera probablement rallongée, soit le temps que les essences commerciales se réinstallent pour former un peuplement ayant les mêmes proportions de résineux et de feuillus dans le couvert forestier que celui avant coupe. Cependant, la composition et la densité de la régénération (Tableau 2) laissent croire que la forêt à venir sera à prédominance feuillue; ceci aura probablement des conséquences sur la dynamique à long terme du C_{org} dans la couverture morte : le stock de C_{org} sera probablement moins élevé dans la couverture morte de cette nouvelle forêt.

La couverture morte de la sapinière à bouleau jaune sur le territoire de la Seigneurie du Lac Métis agit donc comme une source de carbone jusqu'à au moins 22 ans après la coupe totale. La perte en C_{org} de $1,11 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ représente 3,18 % du stock de C_{org} de la couverture morte annuelle. En extrapolant pour la région du Bas-Saint-Laurent occupée en majorité par la sapinière à bouleau jaune et où se situe le territoire de la Seigneurie du Lac Métis, la superficie coupée en 1996–1997 était de 12 675 ha, ce qui représenterait une perte de plus de 14 000 tonnes de C_{org} de la couverture morte pour cette année-là seulement. Les jeunes forêts, âgées de 0 à 10 ans, occupent plus de 4000 km² du territoire de la région du Bas-Saint-Laurent (Ministère des Ressources naturelles du Québec 1996). Ainsi, la couverture morte des jeunes forêts de cette région subirait une perte annuelle d'environ 440 000 tonnes de C_{org} . Pour la partie méridionale de la province de Québec (sud du 52^e parallèle), les jeunes forêts s'étendent sur 81 600 km², ce qui laisse présager des pertes de C_{org} non négligeable sur le bilan de carbone provincial et national.

REMERCIEMENTS

Nous remercions monsieur Pierre Belleau, coordonnateur de la Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent pour son aide financière à ce projet, ainsi que le personnel technique : Benoît Toussaint, Jacques Martineau et Jacques Morissette, techniciens forestiers et France Savard pour les analyses statistiques. Cette recherche est une contribution du projet 0900 149S sur la modélisation des processus pédologiques.

Aber, J. D., Melillo, J. M. et McClaugherty, C. A. 1990. Predicting long-term patterns of mass loss, nitrogen dynamics, and soil organic matter formation from initial fine litter chemistry in temperate forest ecosystems. *Can. J. Bot.* **68**: 2201–2208.

- Aber, J. D., Botkin, B. D. et Melillo, J. M. 1978.** Predicting the effects of different harvesting regimes on forest floor dynamics in northern hardwoods. *Can. J. For. Res.* **8**: 306–315.
- ACNOR. 1996.** Aménagement forestier durable: un document-guide. Techniques de l'environnement, norme nationale du Canada. CAN/CSA-Z808-96, Association Canadienne de Normalisation, ON. 37 pp.
- Archambault, L., Morissette, J. et Bernier-Cardou, M. 1998.** Forest succession over a 20-year period following clearcutting in balsam fir – yellow birch ecosystems of eastern Québec, Canada. *For. Ecol. Manage.* **102**: 61–74.
- Bormann, F.H. et Likens, G. E. 1979.** Pattern and processes in a forest ecosystem. Springer-Verlag, New-York, NY. 228 pp.
- Brais, S., Camiré, C. et D. Paré, D. 1995.** Impacts of whole-tree harvesting and winter windrowing on soil pH and base status of clayey sites of northwestern Quebec. *Can. J. For. Res.* **25**: 997–1007.
- Campagna, M. 1996.** Le cycle du carbone et la forêt : de la photosynthèse aux produits forestiers. Gouvernement du Québec, Direction de l'environnement forestier, Rapport du Service de l'évaluation environnementale. 49 pp.
- Cooper, C. F. 1983.** Carbon storage in managed forests. *Can. J. For. Res.* **13**: 155–166.
- Covington, W. 1981.** Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods. *Ecology* **62**: 41–48.
- Dixon, R. K., Brown, S., Houghton, R. A., Solomon, A. M., Trexler, M. C. et Wisniewski, J. 1994.** Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* **263**: 186–190.
- Dominski, A.S. 1971.** Nitrogen transformations in a northern hardwood podzol on cutover and forested sites. Ph.D. diss. Yale University, NewHaven, CT. (Diss. Abstr. 72–16316).
- Drolet, J.-Y. et Gagné, G. 1989.** Étude des sols défrichés du comté de Rimouski. Direction générale du développement agricole, Agriculture Canada. 197 pp.
- Federer, C. A., Turcotte, D. E. et Smith, C. T. 1993.** The organic fraction-bulk density relationship and the expression of nutrient content in forest soils. *Can. J. For. Res.* **23**: 1026–1032.
- Gallardo, J. F., Saavedra, J., Martin-Patino, T. et Millan, A. 1987.** Soil organic matter determination. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **18**: 699–707.
- Grigal, D. F. et Ohmann, L. F. 1992.** Carbon storage in upland forests of Lake States. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **56**: 935–943.
- Harmon, M. E., Baker, G. A., Spycher, G. et Greene, S. E. 1990.** Leaf-litter decomposition in the *Picea/Tsuga* forests of Olympic National Park, Washington, U.S.A. *For. Ecol. Manage.* **31**: 55–66.
- Huntington, T. G. et Ryan, D. F. 1990.** Whole-tree-harvesting effects on soil nitrogen and carbon. *For. Ecol. Manage.* **31**: 193–204.
- Johnson, C. E., Johnson, A. H., Huntington, T. G. et Siccama, T. G. 1991.** Whole-tree clear-cutting effects on soil horizons and organic matter pools. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **55**: 497–502.
- Kurz, W. A., Apps, M. J., Webb, T. M. et McNamee, P. J. 1993.** Le bilan du carbone du secteur des forêts du Canada : phase 1. Forêts Canada, Région du nord-ouest, Centre de foresterie du nord. Rapport d'information NOR-X-326F. 104 pp.
- Levesque, F., D'Avignon, H., Ouimet, R. et Tremblay, S. 1999.** Établissement d'indicateurs d'aménagement forestier durable dans une aire commune : stocks de carbone des sols forestiers. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, Québec. Note de recherche forestière n° 92.
- Liski, J. et Westman, C. J. 1995.** Density of organic carbon in soil at coniferous forest sites in southern Finland. *Biogeochemistry* **29**: 183–197.
- Mattson, K. G. et Swank, W. T. 1989.** Soil detrital carbon dynamics following forest cutting in the Southern Appalachians. *Biol. Fert. Soils* **7**: 247–253.
- McClougherty, C. A., Pastor, J. et Aber, J. D. 1985.** Forest litter decomposition in relation to soil nitrogen dynamics and litter quality. *Ecology* **66**: 226–275.
- Melillo, J. M., Aber, J. D. et Muratore, J. F. 1982.** Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* **63**: 621–626.
- Ministère des Ressources naturelles du Québec. 1996.** Ressource et industrie forestières : Portrait statistique, édition 1996, ministère des Ressources naturelles du Québec, Québec, 142 pp.
- Mroz, G. D., Jurgensen, M. F. et Frederick, D. J. 1985.** Soil nutrient changes following whole tree harvesting on three northern hardwood sites. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **49**: 1552–1557.
- Ouimet, R., St-Laurent, S., Camiré, C. et Gagnon, G. 1996.** Carbon storage in forest ecosystems of the RESEF (Réseau d'Étude et de Surveillance des Écosystèmes Forestiers) Quebec long-term monitoring stations. *Can. J. Soil Sci.* **76**: 217–218 (résumé).
- Pennock, D.J. et C. van Kessel, C. 1997.** Clear-cut forest harvest impacts on soil quality indicators in the mixedwood forest of Saskatchewan, Canada. *Geoderma* **75**: 13–32.
- Ryan, M. G., Melillo, J. M. et Ricca, A. 1990.** A comparison of methods for determining proximate carbon fractions of forest litter. *Can. J. For. Res.* **20**: 166–171.
- SAS Institute, Inc. 1996.** SAS system for mixed models. Cary, NC. 633 p.
- Schimel, D., Enting, I. G., Heimann, M., Wigley, T. M. L., Raynaud, D., Alves, D. et Siegenthaler, U. 1995.** CO₂ and carbon cycle. Pages 35–71 *dans* Climate change 1994: radiative forcing of climate change and an evaluation of the IPCC IS92 emission scenarios, Great Britain IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), Cambridge University Press.
- Thibault M. 1985.** Les régions écologiques du Québec méridional. Deuxième approximation. Ministère de l'Énergie et des Ressources, Service de la recherche et Service de la cartographie. Carte couleur à l'échelle 1 : 1 250 000.
- Trofymow J. A., Preston, C. M. et Prescott, C. E. 1995.** Litter quality and its potential effect on decay rates of materials from canadian forests. *Water, Air Soil Pollut.* **82**: 215–226.
- Walkley, J. et Black, W. 1934.** An experimentation of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* **37**: 29–38.