

Note de recherche forestière n° 92

Établissement d'indicateurs d'aménagement forestier durable dans une aire commune : stocks de carbone des sols forestiers

François LEVESQUE¹, Hélène d'AVIGNON², Rock OUMET³ et Sylvie TREMBLAY⁴

O.D.C. 114.2+624(047.3)(714)
L.C. SD 387.S87 ou S 592.6.C35

Résumé

Selon l'ACNOR (1996), un des éléments à considérer dans l'aménagement forestier durable est la contribution des écosystèmes forestiers au bilan planétaire du carbone. Les réserves de carbone dans le sol figurent parmi les indicateurs du bilan du carbone. Ainsi, la présente étude visait l'expérimentation d'une méthode d'évaluation des stocks de carbone des sols forestiers dans l'aire commune 32-02 (1360 km²). Ce territoire, situé au nord de la ville de Québec, chevauche les domaines bioclimatiques de la sapinière à bouleau blanc et de la sapinière à épinette noire. Les stocks de carbone des sols forestiers de ce territoire ont été calculés à partir de relevés pédologiques. Pour ce faire, des clés de classification des stocks de carbone en fonction des variables cartographiques ont été produites à l'aide de *TREEDISC*, programme d'analyses de régressions arborescentes. Le drainage vertical, le dépôt de surface, le drainage oblique, le groupement d'essences et, dans une moindre mesure, l'étage bioclimatique sont les variables cartographiques liées au stock de carbone dans l'humus. Quant au stock de carbone dans les premiers 60 cm du sol minéral, il est principalement associé au dépôt de surface, au drainage vertical, à l'étage bioclimatique et au drainage oblique. Les clés de classification ont ensuite servi à estimer les stocks de carbone de l'humus et du sol minéral de la superficie forestière de l'aire commune 32-02. En moyenne, 116 et 89 tonnes de carbone organique par hectare étaient contenues respectivement dans l'humus et dans le sol minéral des écosystèmes forestiers de ce territoire en 1990. En bref, cette étude présente non seulement une méthode de calcul des stocks de carbone des sols, mais aussi de nouvelles connaissances concernant les stocks de carbone des sols forestiers de l'aire commune 32-02.

Mots clés : sols forestiers, stock de carbone, indicateur, aménagement forestier durable.

Abstract

On designing indicators of sustainable forest management in a common area : carbon pools in forest soils. According to the CSA (ACNOR 1996), one of the elements for sustainable forest development is the contribution of forest ecosystems to the global carbon budget. Carbon pools in the soil are among the indicators of carbon budget. Hence, the present study was designed to experiment on a method to evaluate carbon pools in the forest soils of common area 32-02 (1360 km²). This territory, located north of Québec City, straddles the white birch fir and black spruce fir bioclimatic domains. The forest soil carbon pools were calculated from soil surveys. Carbon pool classification keys were produced with *TREEDISC*, a classification and regression tree program. Vertical drainage, surface deposit, seepage, stand group and, to a smaller extent, bioclimatic level, are the cartographic variables related to the carbon pool in the humus. As for the carbon pool in the first 60 cm of mineral soil, it is mainly associated with surface deposit, vertical drainage, bioclimatic level and seepage. The classification keys were then used to estimate carbon pools in humus and in mineral soil of the forest area. On the average, 116 and 89 tonnes per hectare of organic carbon were contained respectively in the humus and in the mineral soil of forest ecosystems in that territory in 1990. In short, this study presents a method to compute carbon pools in soils as well as bringing forth new knowledge on carbon pools in the forest soils of the 32-02 common area.

Key words : forest soils, carbon pools, indicator, sustainable forest management.

¹ Ing.f., M.Sc. et ² Ing.f., Scierie Leduc (Division de Daishowa inc.) ; ³ Ing.f., Ph.D. et ⁴ Ing.f., M.Sc., Service de l'écologie et de la protection, Direction de la recherche forestière, Forêt Québec.

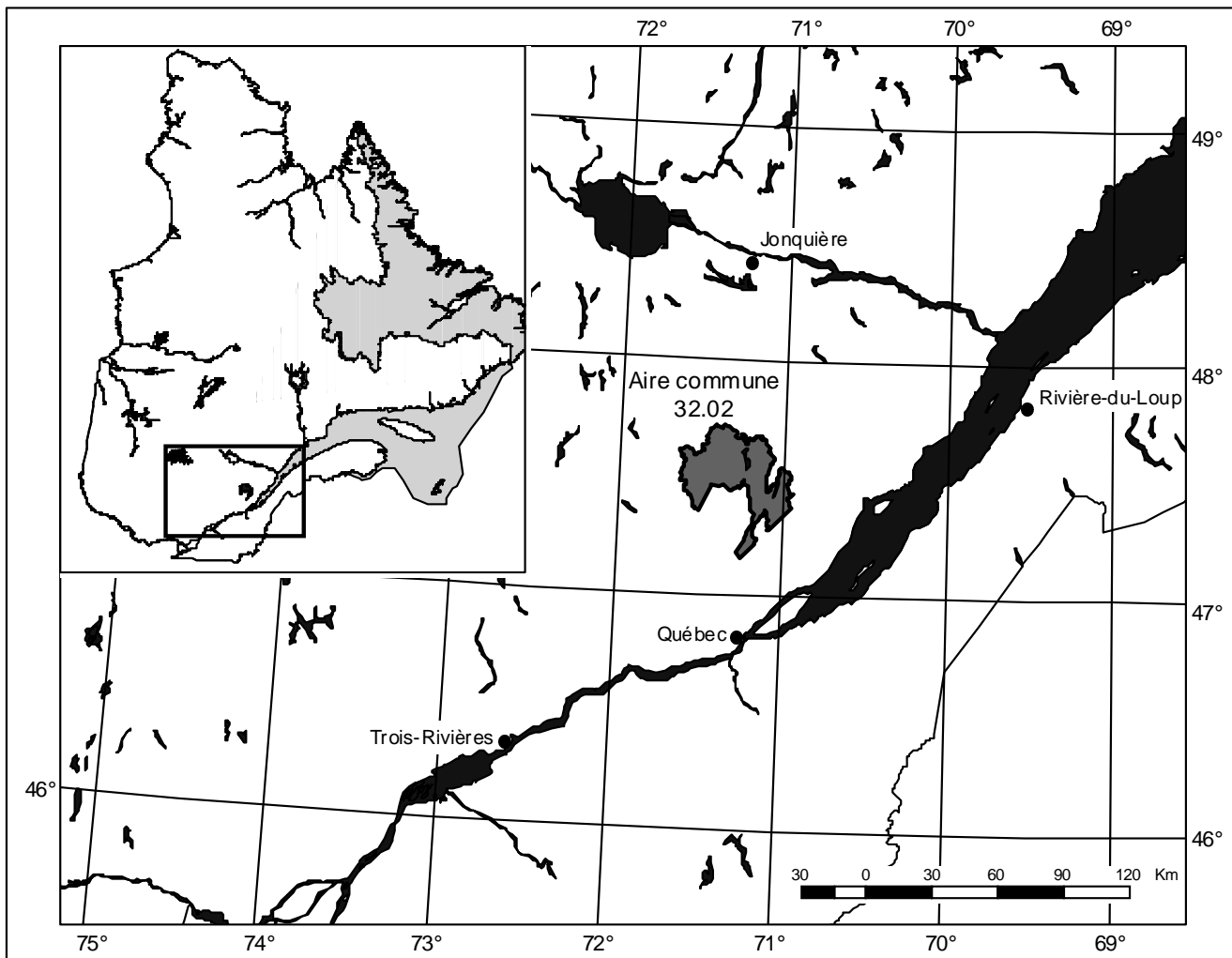


Figure 1. Localisation de l'aire commune 32.02

Introduction

La contribution des écosystèmes forestiers aux cycles écologiques planétaires est un des six critères de l'aménagement forestier durable du Conseil canadien des ministres des forêts (CCMF 1995, CCMF 1997). Le cycle du carbone (C) est donc d'un grand intérêt étant donné l'augmentation des concentrations des gaz à effet de serre, dont le CO₂ et le CH₄, qui soulèvent plusieurs appréhensions, notamment en ce qui a trait aux changements climatiques (ACNOR 1996, MRN 1997, TOPP et PATTEY 1997). Il est à noter que tout au long de ce rapport, le terme « carbone (C) » réfère uniquement au carbone d'origine organique et non à celui d'origine minérale qui, lui, est inhérent à la géologie.

Il est reconnu que les écosystèmes forestiers jouent un rôle très important dans le cycle du C (COOPER 1983). En fait, la photosynthèse par la végétation forestière capte du C, alors que la respiration et la photorespiration en libèrent. Ainsi, un écosystème est considéré comme un puits de C lorsqu'il y a production primaire nette positive, c'est-à-dire lorsque la masse totale des composés organiques produits par la photosynthèse est supérieure à la somme des respirations autotrophes et hétérotrophes (CAMPAGNA 1996). L'écosystème accumule alors le C. À l'inverse, il est considéré comme une source de C lorsqu'il en libère davantage qu'il n'en accumule. Si l'accumulation et la libération de C sont équivalentes, l'écosystème agit alors comme un réservoir de C, c'est-à-dire que son stock de C reste stable sans augmentation ni décroissance. Par exemple, un site de coupe récente est principalement une source de C, alors qu'une jeune forêt en pleine croissance constitue généralement un puits de C. Quant à une forêt mature, elle agit surtout comme un réservoir de C (CAMPAGNA 1996).

Les forêts emmagasinent le C dans la biomasse aérienne et dans le sol. Les sols forestiers agissent généralement comme d'importants réservoirs de C (CAMPAGNA 1996). Selon ESWARAN *et al.* (1993), les sols forestiers stockent jusqu'à trois fois plus de C que la biomasse au-dessus du sol. On reconnaît également que les réserves de C du sol sont corrélées avec certaines variables physiques et écologiques dont le climat, le type de couvert, le drainage et le dépôt de surface (CARTER *et al.* 1997, FRANZMEIER *et al.* 1985, FREY 1994, GOTO *et al.* 1994, GRIGAL et OHMANN 1992, LISKI et WESTMAN 1997a, b, POST *et al.* 1982, TARNOCAI 1998, TATE 1992).

Les résultats des études sur l'effet de l'aménagement forestier sur les stocks de C des sols forestiers sont divergents. Certains auteurs affirment que la récolte forestière peut les diminuer (FREY 1994, PENNOCK et VAN KESSEL 1997), alors que d'autres n'y observent aucune différence significative (JOHNSON 1992). D'après ce dernier auteur, la récolte peut augmenter ou diminuer le stock de C dans l'humus selon la quantité de débris laissés sur le parterre de coupe. Toutefois, il semble que la récolte de la matière ligneuse affecterait peu la quantité de C dans le sol minéral (JOHNSON *et al.* 1991, JOHNSON 1992, ST-LAURENT *et al.* 1999).

Une méthode de calcul des stocks de C dans les sols forestiers et une connaissance des variables qui leur sont associées sont nécessaires pour étudier et suivre les stocks de C du sol. Les stocks de C d'un profil de sol sont habituellement évalués à l'aide d'analyses en laboratoire (HUANG et SCHOENAU 1996, CARTER *et al.* 1997, TARNOCAI 1998, TREMBLAY et OUMET 1999). L'estimation des stocks de C des sols à l'échelle d'une aire commune devient difficile étant donné les coûts engendrés par ces analyses. Toutefois, un modèle a été établi pour estimer les concentrations et les stocks de C organique des sols forestiers québécois à partir de simples relevés pédologiques (TREMBLAY *et al.* 1999). Dans la présente étude, ce modèle est utilisé pour évaluer les stocks de C dans les sols de l'aire commune 32-02. Les objectifs spécifiques de l'étude sont 1) d'évaluer les stocks de C des sols forestiers dans l'aire commune 32-02 et 2) de déterminer les variables cartographiques associées aux stocks de C afin de pouvoir les cartographier.

Matériel et méthode

Territoire à l'étude

Le territoire étudié est l'aire commune 32-02 où la compagnie Daishowa Inc. (division Scierie Leduc) détient un contrat d'approvisionnement et d'aménagement forestier (CAAF). Ce territoire forestier, couvrant approximativement 1 360 km², est situé au nord de la ville de Québec, dans la Réserve faunique des Laurentides, entre les latitudes 47° 08' N et 47° 45' N et les longitudes 70° 55' O et 71° 40' O (figure 1).

La Réserve faunique des Laurentides s'inscrit dans la région naturelle du Massif du lac Jacques-Cartier (LI *et al.* 1994). Cette région, en forme de dôme, représente une enclave physiographique en raison de son altitude élevée et de son relief particulièrement accidenté composé de collines, de vallées et de cuvettes. Une température moyenne annuelle d'environ -0,6 °C ainsi que des précipitations totales annuelles de 1500 mm, dont environ 900 mm de pluie et 600 cm de neige, caractérisent le climat de cette région située principalement entre 600 et 1100 m d'altitude (MEF 1994). Ce climat, typique à la Réserve faunique des Laurentides, est particulièrement froid et humide compte tenu de la latitude. Il supporte donc une végétation boréale. En fait, selon THIBAUT (1987), le sud et sud-ouest de l'aire commune 32-02 sont compris dans la région écologique des Moyennes Laurentides de la rivière Jacques-Cartier (8f) du domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc. Cette région se caractérise par la sapinière à bouleau blanc et par une dominance de bouleaux blancs dans les forêts secondaires issues de feu ou de coupe. Quant au nord de l'aire commune, caractérisé par des altitudes plus élevées, il est situé dans la région écologique des Hautes Laurentides de la rivière Malbaie (9C) du domaine bioclimatique de la sapinière à épinette noire. Les forêts secondaires de cette région sont dominées par la bétulaie blanche à sapin. Quant aux forêts terminales, elles se composent principalement de sapinières à bouleau blanc et de sapinières à épinette noire sur les stations bien drainées, alors que la pessière noire occupe la plupart des sites xériques et hydriques.

Le territoire est compris dans la province tectonique de Grenville du Bouclier canadien (OIFQ 1996). Les assises rocheuses, relativement homogènes, sont constituées en grande majorité de roches granitoïdes, particulièrement de mangérites (MEF 1994). Les paysages de cette région ont principalement été façonnés par les glaciers de la dernière glaciation. Les dépôts glaciaires recouvrent donc le socle rocheux sur la majorité du territoire. Ainsi, nous retrouvons principalement du till de fond indifférencié (80 %), occasionnellement accompagné d'affleurements rocheux aux sommets des collines. Les autres dépôts de surface notables sont les dépôts organiques (7 %), les épandages fluvio-glaciaires (6 %), les tills d'ablation (3 %) et les tills délavés (3 %) qui se retrouvent principalement dans les dépressions et les fonds de vallée (MEF 1994).

La Réserve faunique des Laurentides est comprise à l'intérieur de la sous-région pédologique du Parc des Laurentides (C2.2 ; LAMONTAGNE et NOLIN 1997). Ces auteurs soulignent que le climat froid et humide typique de la région favorise, selon l'altitude, la formation de podzols ferro-humiques ou humo-ferriques, avec de fréquents ortsteins ou fragipans, principalement dans les matériaux d'origine glaciaire.

Sources de données

Deux bases de données contenant chacune des données pédologiques et écologiques ont été utilisées pour estimer les stocks de C. L'une provient du ministère des Ressources naturelles (MRN) et l'autre, du ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF). Les virées d'inventaire des deux sources de données sont bien réparties dans l'aire commune 32-02 et sa région avoisinante.

Données du MRN

Ces relevés sont tirés de l'inventaire des points d'observation écologique *ÉCOTOTAL* (MRN 1994a). Les relevés utilisés, effectués en 1989, proviennent des régions de la Réserve faunique des Laurentides (projet 409) et de la Forêt Montmorency (projet 420). Certains relevés contiennent des données pédologiques, c'est-à-dire sur les horizons de sol, alors que les autres ne contiennent que des données sur le type et l'épaisseur de l'humus. En tout, 137 relevés pédologiques complets et 371 relevés d'humus ont été sélectionnés pour évaluer le C dans le sol minéral et dans l'humus, respectivement. Tous ces relevés comprennent également des caractéristiques écologiques comme la composition floristique, le groupement d'essences du couvert forestier, l'altitude, la pente, etc.

Données du MEF

Les relevés du MEF, effectués en 1992, proviennent du projet de gestion intégrée des ressources (GIR) de l'aire commune 32-02 (MEF 1994). On a tiré de ce projet des totaux de 564 et 493 relevés pour évaluer le C dans l'humus et le sol minéral, respectivement.

Les données pédologiques du MEF ne se présentent pas de la même façon que celles du MRN, car les horizons de sol n'y sont pas décrits systématiquement. La couleur du sol n'est pas notée par horizon, comme c'est le cas dans les relevés du MRN, mais à trois profondeurs : à 25 cm, à 40 cm et à la limite du solum. Quant à la texture du matériau meuble, elle est évaluée de façon globale pour l'ensemble du pédon. Toutefois, lorsqu'il y a superposition de couches de textures différentes, la texture est notée pour chacune de ces dernières (MEF 1981). La couleur à 25 cm a été utilisée pour la tranche de sol entre 0 et 30 cm tandis que celle à 40 cm a été utilisée pour la tranche de sol entre 30 et 60 cm.

Près de 35 % des relevés de sol minéral utilisés avaient des valeurs manquantes à 25 ou à 40 cm. Afin de conserver le maximum de relevés, certaines de ces valeurs manquantes ont été remplacées par celles à la profondeur du solum. Ainsi, lorsque la couleur à 40 cm n'avait pas été notée et que la profondeur du solum était entre 30 et 60 cm (10 % des relevés), la couleur à la profondeur du solum a été utilisée pour la tranche de 30 à 60 cm. De plus, pour les sols de moins de 40 cm, seule la couleur à 25 cm a été utilisée en l'absence de celle du solum (6 % des relevés). Quant aux sols très minces ou très pierreux n'ayant aucune valeur à 25 cm, par exemple les affleurements rocheux et les champs de blocs, un stock de C d'une valeur de 0 a été assigné au sol minéral (19 % des relevés).

Estimation du stock de C des sols forestiers

L'estimation des stocks de C s'est exécutée en quatre étapes:

- 1) estimation de la concentration de C par horizon à l'aide du modèle de TREMBLAY et OUMET (1999) ;
- 2) calcul du stock de C de chaque pédon ;
- 3) analyse des relations entre le stock de C du pédon et les variables cartographiques ;
- 4) estimation du stock de C du sol sur l'ensemble du territoire à partir des relations établies à l'étape précédente.

Le modèle de C utilisé pour calculer la concentration de C ($C^{3/4}$) de chaque horizon du sol minéral est une version sans pH, établie en fonction des variables disponibles dans notre étude (non publiée, TREMBLAY et OUMET 1999) :

$$C^{3/4} = 0,730784 - 0,016486 \cdot T - L \cdot 0,051867 \\ + TMOY \cdot 0,019120 - TGRO \cdot 0,115037 \\ - T \cdot TMOY \cdot 0,004042 + L \cdot TGRO \cdot 0,013116 \\ (R^2 = 0,68; s^2 = 0,00326)$$

où :

T = teinte
L = luminosité
TMOY = texture moyenne (0, 1)
TGRO = texture grossière (0, 1).

Il est à noter que la teinte a préalablement été transformée en valeur numérique (TREMBLAY et OUMET 1999). La texture est divisée en trois classes : fine, moyenne et grossière. La concentration de C ($C^{3/4}$) peut ensuite être convertie en pourcentage pour chaque horizon, en ajoutant un facteur pour corriger un biais causé par une transformation de variable :

$$[C] = (C^{3/4})^4 + [6 \cdot (C^{3/4})^2 \cdot CME + 3 \cdot (CME)^2]$$

où :

[C] = concentration en C (0,00)
[6*(C^{3/4})²*CME + 3*(CME)²]
= facteur de correction
CME = moyenne des carrés de l'erreur
de l'analyse de variance (0,00326)
C^{3/4} = concentration de C
calculée par le modèle.

ST-LAURENT *et al.* (1995) présentent la base théorique du calcul des stocks de C des sols forestiers. Le calcul du stock de C dans le sol minéral s'effectue à partir de l'équation suivante :

$$Q = k \sum_1^n (E_e \times D_b \times C)$$

où :

- Q = somme des contenus de C organique dans chaque horizon de sol jusqu'à la profondeur sélectionnée, par ha ($T \cdot ha^{-1}$)
 k = facteur d'échelle ($100 T \cdot cm^{-2} \cdot g^{-1} \cdot ha^{-1}$)
 E_e = épaisseur effective dans l'horizon de sol (cm)
 D_b = densité apparente de l'horizon ($g \cdot cm^{-3}$)
 C = concentration de l'élément (0,00)
 n = nombre d'horizons.

L'épaisseur effective représente l'épaisseur de l'horizon moins la pierrosité. La densité apparente est estimée à partir de l'équation de FEDERER *et al.* (1993) et des données de TREMBLAY et OUMET (1999).

Une autre variable importante dans le calcul des stocks de C du sol minéral est la profondeur de sol considéré. Dans le cadre du projet, une limite de profondeur maximale de 60 cm a été établie pour estimer le stock de C. À ce propos, LISKI et WESTMAN (1995) ont observé que les premiers 30 cm renferment 60 à 85 % du C retrouvé dans un mètre de sol minéral. Dans le même sens, sachant que la décomposition et l'exsudation des racines contribuent au stockage du C dans le sol minéral (GRIGAL et OHMANN 1992), la profondeur de l'enracinement est une variable importante à considérer. Or, l'enracinement moyen dans l'ensemble des relevés de notre territoire est de 38 cm. La profondeur maximale de 60 cm est donc relativement conservatrice et devrait donc tenir compte de la très grande partie du C dans le sol minéral, les quantités de C à plus de 60 cm de profondeur étant jugées négligeables. De plus, l'utilisation de cette profondeur maximale facilite la comparaison des sites entre eux, puisque nous comparons alors des volumes de sol semblables.

Pour ce qui est des données du MEF, la concentration et le stock de C ont été estimés selon les mêmes étapes que pour les données du MRN, sauf qu'ils ne sont pas calculés par horizon mais dans deux tranches de sol minéral

(0-30 et 30-60 cm). Afin de rendre comparables les résultats du MEF et ceux du MRN, une régression a été préalablement effectuée, à partir de la base de données du MRN, entre le C calculé par horizon et le C calculé pour deux tranches de sol. La relation suivante a été obtenue :

$$C_{MRN} = 16,6073 + 0,7646 * (C_{MEF}) \quad (R^2 = 0,88, s^2 = 201,21)$$

où :

- C_{MRN} = stock de C calculé à partir des horizons de sol
 C_{MEF} = stock de C calculé à partir de deux tranches de sol (0-30 et 30-60 cm).

Cette relation permet alors d'ajuster les stocks de C du MEF en valeurs comparables à celles du MRN.

Quant à la quantité de C dans l'humus, elle a été évaluée à partir de l'épaisseur et du type d'humus (tableau 1).

Analyses statistiques

Une analyse de régression dite arborescente a été effectuée au moyen de la macro *TREEDISC* (SAS Institute Inc. 1997) afin de détecter des relations significatives entre le stock de C du sol et les variables cartographiques. Une autre analyse d'arbres de classification et de régression (*Classification and regression tree - CART*) servant à faire de la prédiction statistique a également été effectuée à partir du logiciel *S plus* de Mathsoft Inc. (BREIMAN *et al.* 1984). *S plus* génère une clé dont le mode de division est binaire alors que *TREEDISC* génère une clé dont le mode de division est multiple.

Avant de procéder aux analyses au moyen de *S plus* et de *TREEDISC*, les valeurs de certaines variables cartographiques ont été regroupées en classes (tableau 2, p. suiv.).

Tableau 1. Teneur en C organique et densité apparente moyenne des types d'humus des sols du RESEF (TREMBLAY et OUMET 1999)

Humus	Teneur en C organique (%)	Densité apparente ($g \cdot cm^{-3}$)
Mull	11,3 (58 % ¹ , 17 ²)	0,32 (47 %, 10)
Moder	28,5 (33 %, 29)	0,12 (41 %, 29)
Mor	43,5 (18 %, 96)	0,12 (43 %, 96)
Tourbe	54,2 (2 %, 4)	0,25 (9 %, 4)

¹ Coefficient de variation.

² Nombre d'échantillons.

Tableau 2. Classes de variables cartographiques utilisées dans l'analyse des stocks de C des sols minéraux ¹

Variables cartographiques	Classes	Description
<i>Dépôt de surface</i>	1P (590 ² , 373 ³)	Till épais ou d'épaisseur moyenne (plus de 50 cm)
	1R (78, 49)	Till mince (30-50 cm)
	1F (34, 16)	Till délavé
	0B (127, 102)	Till très mince (moins de 30 cm), champs de blocs, éboulis rocheux et humus sur roc
	23 (75, 63)	Dépôt fluvio-glaciaire et fluvatile
	8C (31, 27)	Colluvion
<i>Drainage vertical</i>	04 (73, 66)	Drainage complexe (0 à 4); sur 0B exclusivement
	1 (8, 10)	Drainage rapide
	2 (371, 289)	Drainage bon
	3 (328, 175)	Drainage modéré
	45 (155, 90)	Drainage imparfait (4) ou mauvais (5)
<i>Drainage oblique</i>	0 (695, 482)	Absence
	1 (240, 148)	Présence
<i>Étage bioclimatique</i>	7 (63, 31)	700 m et moins
	8 (608, 399)	700 à 900 m
	9 (264, 200)	900 m et plus
<i>Groupe ment d'essences</i>	I (196, 151)	Indéterminé (< 4 m de hauteur)
	P (35, 28)	Plantation récente (< 4 m de hauteur)
	BB (27, 19)	Bétulaie blanche
	SBB (216, 139)	Sapinière à bouleau blanc et bétulaie blanche à sapin
	SS (227, 144)	Sapinière
	SE (127, 84)	Sapinière à épinette noire et pessière noire à sapin
	EE (107, 65)	Pessière à épinette noire et mélèze
<i>Type de couvert</i>	I (56, 39)	Indéterminé (< 4 m de hauteur)
	F (45, 37)	Feuilleux
	M (292, 201)	Mélangé
	R (542, 353)	Résineux

¹ La majorité des relevés effectués sur des dépôts organiques n'avaient pas de données sur leur épaisseur. Par conséquent, les dépôts organiques n'ont pas été intégrés aux analyses statistiques.

² Nombre de relevés dans la classe pour l'analyse du stock de C dans l'humus.

³ Nombre de relevés dans la classe pour l'analyse du stock de C dans le sol minéral.

Cartographie et calcul des stocks de C des sols forestiers de l'aire commune 32-02

Deux cartes numériques ont été utilisées pour cartographier les stocks de C : la carte écologique du MEF et la carte écoforestière du MRN. La première, datant de 1994, a été produite au 1 : 50 000 selon le cadre écologique de référence (CER) du MEF (DUCRUC 1985, DUCRUC *et al.* 1995, GERARDIN *et al.* 1995, JURDANT *et al.* 1977, MEF 1994). Le CER est une méthode hiérarchique multiscalaire de cartographie et de classification écologique du territoire qui s'appuie sur les composantes physiques permanentes du milieu comme le climat, la géologie, l'hydrographie, la physiographie et les dépôts meubles. La carte écologique

comprend plusieurs niveaux de perception s'emboîtant les uns dans les autres. Nous avons utilisé le niveau de l'entité topographique (échelle 1 : 50 000) comme unité de cartographie des stocks de C des sols. Chaque entité topographique est définie par une forme de terrain, une pente moyenne, un étage bioclimatique, quatre types géomorphologiques avec leur proportion respective, et par son appartenance aux niveaux hiérarchiques supérieurs. Le type géomorphologique réfère ici à la combinaison d'un dépôt de surface et d'une classe de drainage. La carte écologique a été utilisée pour identifier certaines caractéristiques du milieu physique dont les types géomorphologiques et l'étage bioclimatique.

La carte écoforestière du MRN, produite au 1 : 20 000, a permis d'identifier les caractéristiques du couvert forestier : type de couvert, groupement d'essences, densité et hauteur du couvert. La mise à jour des coupes remonte à 1990.

L'utilisation simultanée d'information forestière en provenance de la carte écoforestière du MRN et d'information écologique de la carte écologique du MEF a nécessité la superposition de ces deux cartes à l'aide d'un système d'information géographique (SIG). Seule l'intersection des deux cartes a été conservée, c'est-à-dire les superficies communes aux deux cartes. Comme BÉLANGER *et al.* (1996) l'avaient noté, la carte résultant de cette opération est très fragmentée. Afin d'éliminer les fragments cartographiques (*slivers*) et les micro-polygones, tous les polygones de moins de 0,5 ha ont été fusionnés aux polygones adjacents avec lesquels ils partagent la plus longue bordure (procédure *ELIMINATE* de *Arc/info* ; ESRI 1997). Les polygones cartographiques ainsi créés possèdent des informations de la carte écoforestière et de la carte écologique : étage bioclimatique, type de couvert, groupement d'essences et les quatre types géomorphologiques avec leur proportion respective.

À partir des clés de classification résultant de l'analyse des relations entre les stocks de C des sols minéraux et les variables cartographiques, des moyennes de stocks de C ont été attribuées aux types géomorphologiques de chacun des polygones cartographiques. Nous avons procédé de cette façon pour tous les terrains forestiers productifs sur sols minéraux. Quant aux terrains forestiers productifs sur dépôts organiques, une moyenne de 813 T/ha¹ leur a été attribuée, ce qui équivaut à 60 cm de tourbe (tableau 1). Pour ces mêmes dépôts, une moyenne de 0 T/ha¹ a été utilisée pour le stock de C du sol minéral étant donné que le sol minéral se retrouve généralement à plus de 60 cm. La moyenne pondérée du stock de C a ensuite été calculée pour chaque polygone cartographique de la façon suivante :

$$MP_i = \frac{\sum_1^i (M_i \cdot P_i)}{\sum_1^i (P_i)}$$

où :

MP_j = moyenne pondérée (T·ha⁻¹) du stock de C du polygone j

M_i = moyenne (T·ha⁻¹) du stock de C du type géomorphologique i déterminée à partir de la clé de classification

P_i = proportion du polygone couvert par le type géomorphologique i

i = numéro du type géomorphologique (1 à 4).

Le stock total de C peut alors être calculé comme suit :

$$C_{stk} = \sum_1^j (MP_j \cdot S_j)$$

où :

C_{stk} = stock de C (T) de la superficie forestière

MP_j = moyenne pondérée (T·ha⁻¹) du stock de C du polygone j

S_j = superficie (ha) du polygone j

j = numéro du polygone.

Les stocks de C ont été compilés selon les districts écologiques de la carte écologique, lesquels se définissent comme des unités de territoire caractérisées par un patron physiographique, géologique et topographique particulier (DUCRUC 1985, JURDANT *et al.* 1977). Il est à noter que les dénudés humides (DH) et les aulnaies (AL) ont été exclus des calculs, puisque l'influence de l'aménagement forestier sur les stocks de C de ces terrains forestiers improductifs devrait être minimale étant donné que ces milieux ne sont généralement pas exploités. Un suivi de la superficie relative de ces terrains est donc suffisant. Enfin, les estimations des stocks de C excluent également les terrains non forestiers (« autres terrains ») qui regroupent les superficies couvertes par les lignes de transport d'énergie, les routes, les gravières, les aires de récréation, etc.

Validation des clés de classification

Pour valider les clés, nous avons mené des virées d'inventaire écologique à l'automne 1997 dans l'aire commune 32-02. Les données sur le type et l'épaisseur de l'humus de 47 relevés ont été utilisées afin de vérifier la clé de classification du stock de C de l'humus. Ainsi, le stock de C de l'humus estimé à l'aide du tableau 1 a été comparé aux prédictions de la clé de classification des stocks de C de l'humus. Faute de données externes, la clé de classification du stock de C du sol minéral n'a pas fait l'objet d'une validation.

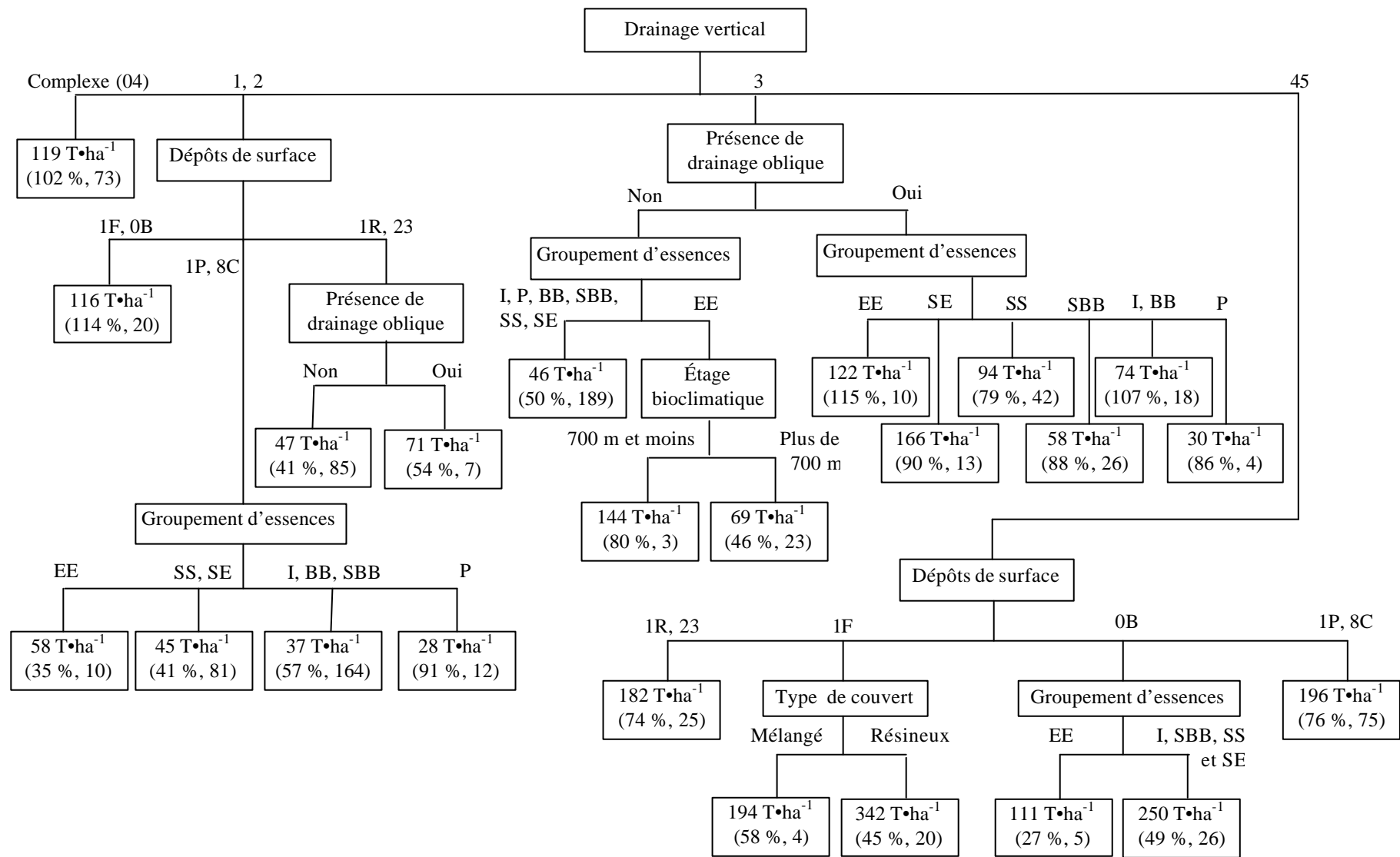


Figure 2. Arbre de classification des stocks de C des humus forestiers dans la région de l'aire commune 32.02 (moyennes, coefficients de variation et nombre d'observations).
 Se référer au tableau 2 pour connaître la signification des valeurs des variables.

Résultats

Stock de C moyen

Selon l'ensemble des relevés des sols minéraux du MEF et du MRN effectués dans l'aire commune 32-02, les stocks moyens de C de l'humus et du sol minéral s'élèvent respectivement à près de 87 et de 84 T·ha⁻¹, avec des écarts-types respectifs de 103 et de 44 T·ha⁻¹. Ainsi, de façon générale, sur les sols minéraux, le stock de C dans l'humus et dans le sol minéral sont semblables. Toutefois, on remarque une plus grande variabilité dans le stock de C de l'humus comparativement à celui du sol minéral.

Clé de classification du stock de C

Les résultats de l'analyse de *S plus* et de *TREEDISC* se ressemblent puisqu'ils démontrent des relations similaires entre certaines variables cartographiques et les stocks de C. Par son mode de divisions multiples, *TREEDISC* a produit une clé qui exprimait mieux les relations entre les stocks de C et les variables cartographiques. Ce sont donc les résultats de *TREEDISC* qui ont été retenus.

Les variables cartographiques les plus explicatives du stockage du C dans l'humus dans l'aire commune 32-02 sont : 1) le drainage vertical, 2) le dépôt de surface, 3) le drainage oblique, 4) le groupement d'essences et, dans une moindre mesure, 5) l'étage bioclimatique (figure 2). Le taux de succès de cette clé de classification est de 47 %. Ce taux représente le nombre de relevés bien classés par la clé par rapport au nombre total de relevés. A priori, ce taux de succès semble médiocre. Toutefois, il faut souligner que sept classes de carbone ont été utilisées pour analyser les stocks de C dans l'humus. Par conséquent, la probabilité de déterminer la bonne classe au hasard est de 1/7, soit 14 %, ce qui est largement inférieur à 47 %. Quant aux variables cartographiques associées aux stocks de C du sol minéral, ce sont : 1) le dépôt de surface, 2) le drainage vertical, 3) l'étage bioclimatique et 4) le drainage oblique (figure 3). Le taux de succès de cette clé de classification est de 62 %, comparativement au hasard qui était de 25 %.

Quelques tendances générales ou non significatives peuvent être notées entre les stocks de C dans l'humus et les variables cartographiques. D'une part, les sites moins bien drainés stockent davantage de C dans l'humus (figure 4a). La présence de drainage oblique favorise également le stockage du C dans l'humus. D'autre part, en moyenne, dans les milieux mésiques (drainage 2 et 3), les peuplements en régénération, feuillus et mélangés de même que les plantations contiennent moins de C dans l'humus que les peuplements résineux, particulièrement les pessières (figure 4b). Enfin, tous relevés d'humus confondus, on ne remarque aucune tendance marquée dans le stock de C de l'humus selon l'étage bioclimatique (figure 4c).

Des tendances générales peuvent également être observées entre le stock de C du sol minéral et certaines variables cartographiques. Dans un premier temps, signalons la relation entre le dépôt de surface et les stocks de C du sol minéral. En fait, les dépôts minces ou pierreux comme les affleurements rocheux (0B) et les tills délavés (1F) emmagasinent moins de C que les dépôts épais ou plus fins comme les tills indifférenciés épais (1P) et les colluvions (8C ; figure 5a). Tout comme dans l'humus, le drainage influence le stockage du C dans le sol minéral. On remarque une augmentation du stockage du C des sites à drainage rapide vers les sites modérément bien drainés (figure 5b). Toutefois, le stockage du C diminue dans les sites imparfaitement et mal drainés. Enfin, dans les tills épais (1P), un léger accroissement du stockage du C peut être noté avec une augmentation de l'étage bioclimatique (figure 5c).

Validation de la clé de classification du stock de C des humus forestiers

Deux tests de validation ont été effectués à partir des relevés d'inventaire, soit un avec les données de terrain (groupement d'essences, drainage, dépôt, etc.) et l'autre, avec les données cartographiques associées aux points d'échantillonnage (groupement d'essences, drainage dominant, dépôt dominant, etc.). Selon les données de terrain, 82 % des relevés ont un stock de C de l'humus compris à l'intérieur d'un écart-type de la moyenne prédite par la clé de classification. Selon les données cartographiques, 78 % des relevés ont un stock de C de l'humus compris à l'intérieur d'un écart-type de la moyenne prédite.

Stocks de C de l'aire commune 32-02

Près de 45 % du territoire stocke moins de 50 T·ha⁻¹ dans l'humus (tableau 3 ; figure 6). En fait, dénudés humides, aulnaies et autres terrains exclus, environ 14,5 millions de tonnes de C sont stockées dans l'ensemble des humus forestiers de l'aire commune 32-02. Ceci équivaut à une moyenne de 116 T·ha⁻¹ pour l'ensemble du territoire (tableau 4). C'est le district 7 qui affiche le stock de C moyen dans l'humus le plus élevé, alors que le district 3 présente le plus faible.

La classe de C du sol minéral de 50 à 100 T·ha⁻¹ domine l'aire commune 32-02 (tableau 3, figure 7). Concrètement, l'ensemble du territoire stocke environ 11 millions de tonnes de C dans les premiers 60 cm de profondeur du sol minéral (tableau 4). Ainsi, pour la superficie forestière considérée, ceci équivaut à une moyenne de 89 T·ha⁻¹ pour l'ensemble du territoire. À l'inverse de l'humus, le plus grand stock de C moyen dans le sol minéral se retrouve dans le district 3, tandis que le district 7 montre le plus faible stock moyen.

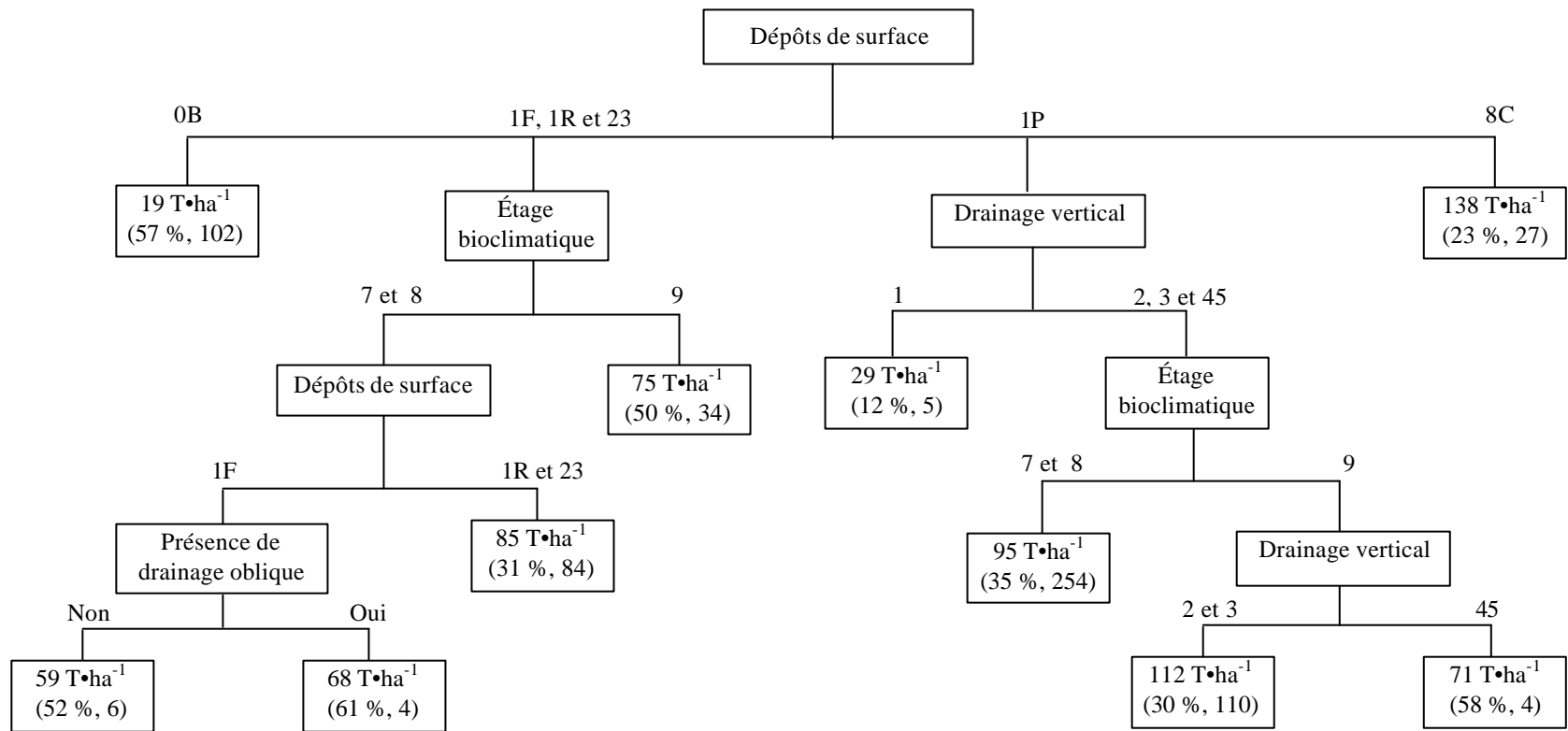


Figure 3. Arbre de classification des stocks de C des sols minéraux des forêts dans la région de l'aire commune 32.02 (moyennes, coefficients de variation et nombre d'observations). Se référer au tableau 2 pour connaître la signification des valeurs des variables.

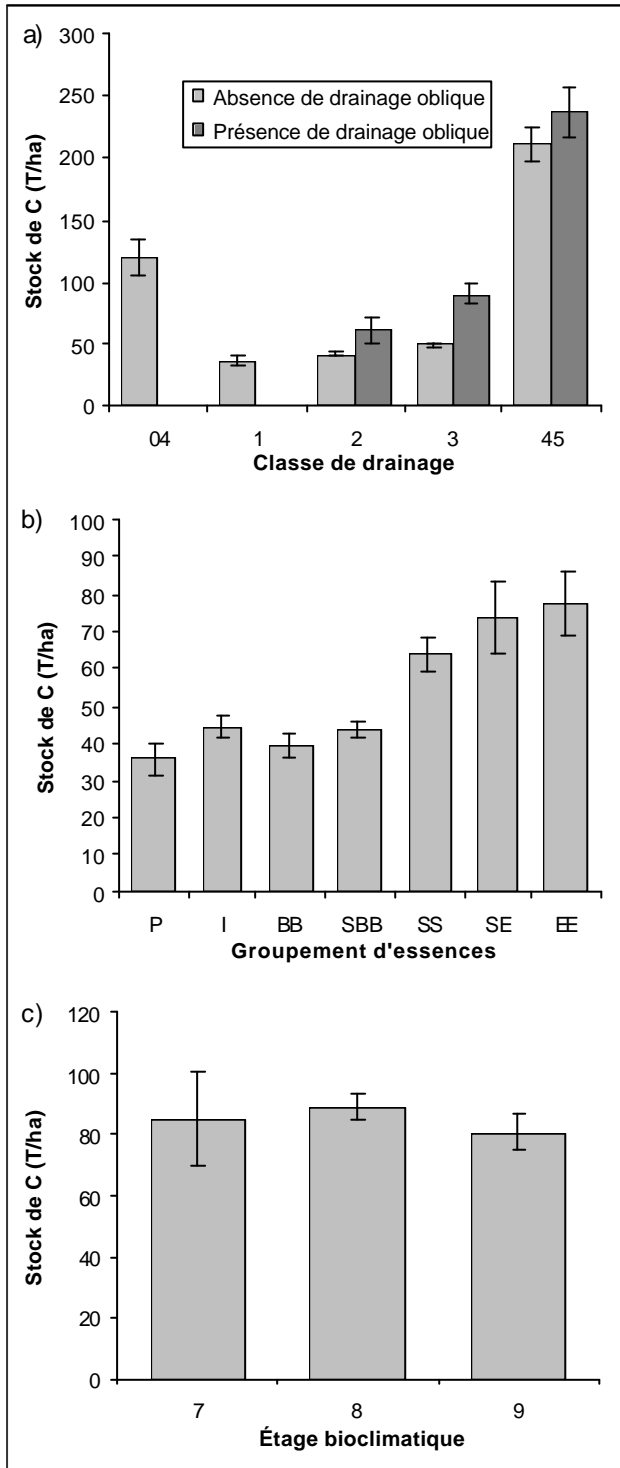


Figure 4. Stocks moyens de C dans l'humus en fonction a) de la classe de drainage; b) du groupement d'essences (pour les drainages mésiques (2 et 3) seulement); et c) de l'étage bioclimatique. Les barres verticales représentent ± 1 erreur-type. Se référer au tableau 2 pour connaître la signification des valeurs des variables.

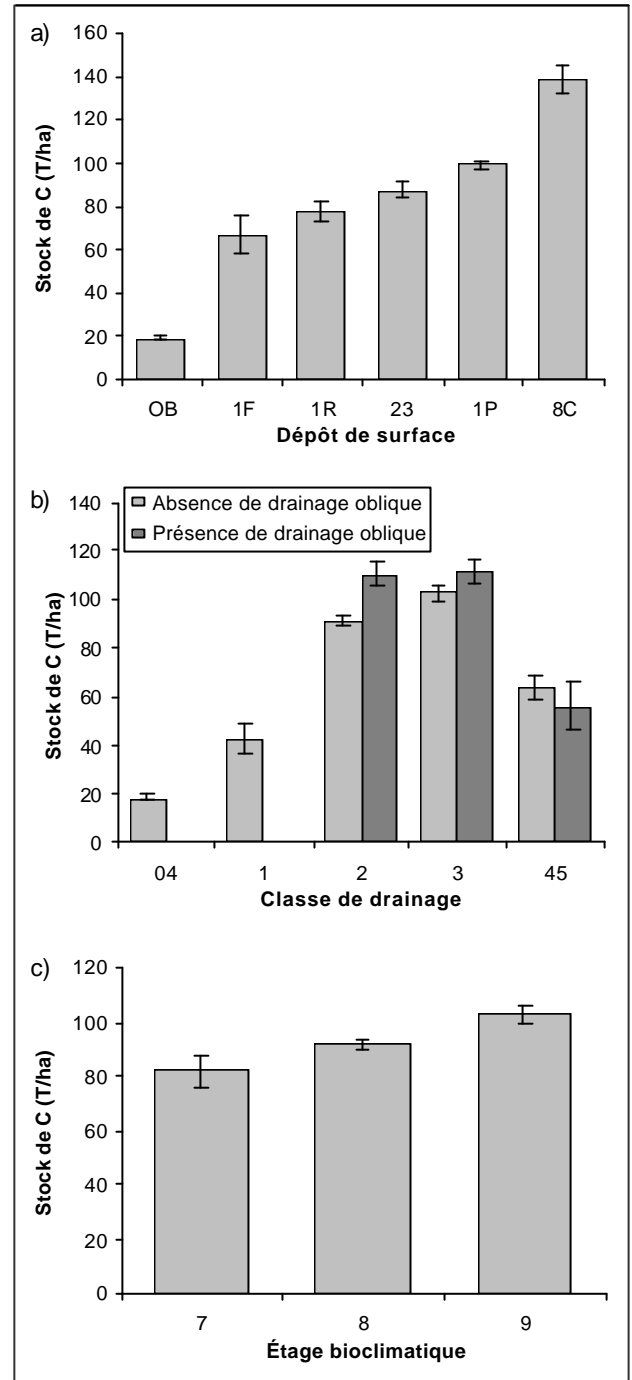


Figure 5. Stocks moyens de C dans le sol minéral en fonction a) du dépôt de surface; b) de la classe de drainage; et c) de l'étage bioclimatique (pour les tills épais [1P] seulement). Les barres verticales représentent ± 1 erreur-type. Se référer au tableau 2 pour connaître la signification des valeurs des variables.

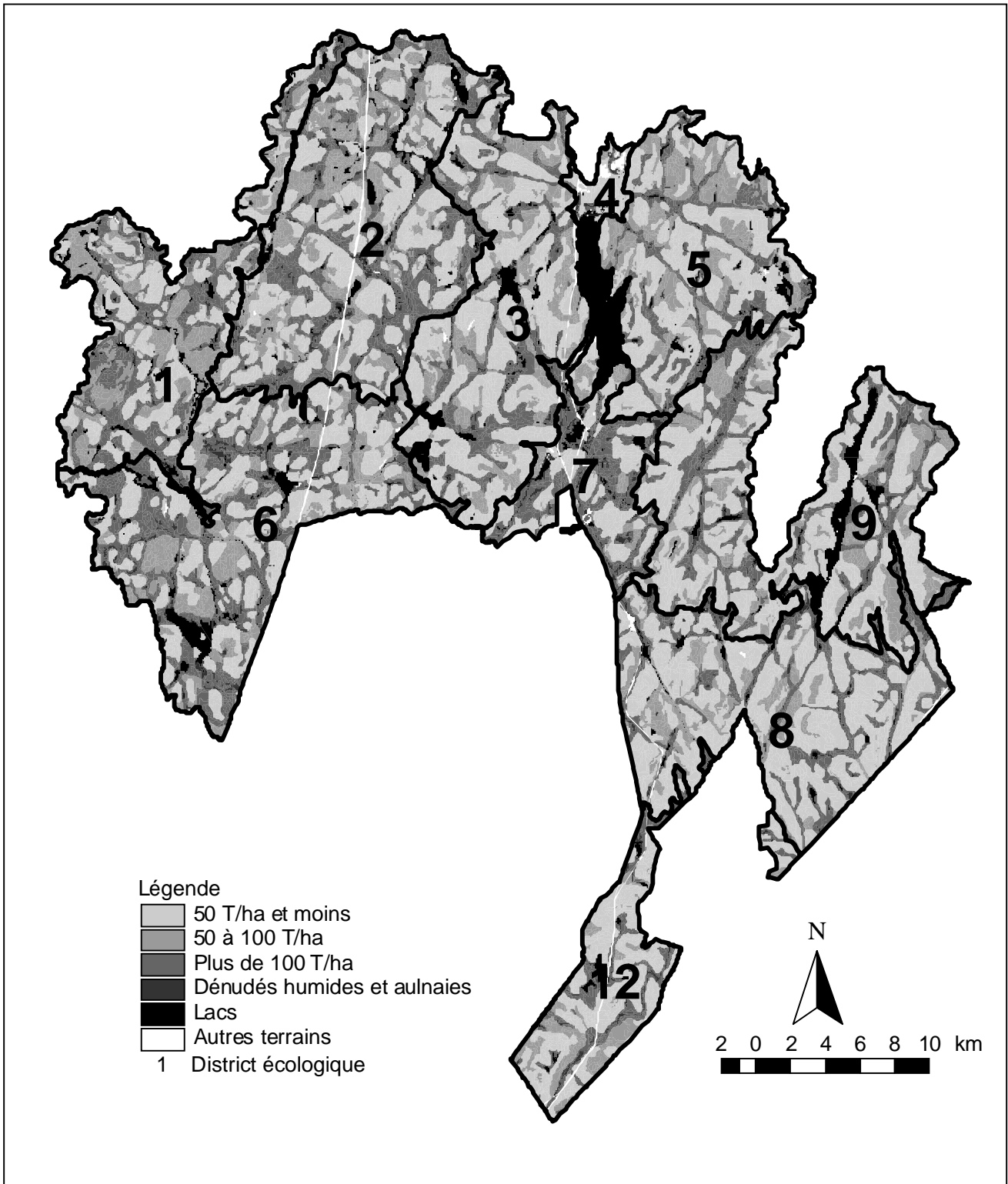


Figure 6. Stocks de C (T·ha⁻¹) dans l'humus forestier dans l'aire commune 32.02 en 1990.

Tableau 3. Superficie de l'aire commune 32-02 par classe de stocks de C de l'humus et du sol minéral

Classe de stock de C (T·ha ⁻¹)	Superficie (%)	
	Humus	Sol minéral
50 et moins	45,0	2,4
50 à 100	20,2	73,2
Plus de 100	26,2	15,9
DH et AL	2,6	2,6
Lacs	4,9	4,9
Autres terrains	1,1	1,1
Total	100,0	100,0

Discussion

Relation entre les stocks de C et les variables cartographiques

Stock de C dans l'humus

Le drainage vertical est l'une des variables les plus corrélées avec le stock de C dans l'humus (figure 2). En général, plus le drainage est lent, plus les stocks de C sont élevés. De mauvaises conditions de minéralisation de la matière organique dans les sites plus humides pourraient expliquer les plus grandes accumulations de C dans l'humus. Un autre facteur lié au stock de C dans l'humus des sites mal drainés est la présence d'humus tourbeux (TARNOCAI 1998). La concentration du C et la densité apparente sont élevées dans ce type d'humus (TREMBLAY *et al.* 1999). De plus, constitué en grande partie de sphaignes (*Sphagnum sp.*), ce type d'humus est généralement épais ; par conséquent, il est associé à des stocks de C très élevés.

On remarque également une augmentation du stockage de C dans l'humus en présence de drainage oblique. Les milieux mésiques avec drainage oblique sont généralement plus productifs (BÉLANGER *et al.* 1995, GERARDIN 1989, LEAK 1980, MEADES et ROBERTS 1992). Ainsi, une meilleure croissance de la végétation pourrait favoriser une accumulation accrue de matière organique au sol. Signalons également que l'apport supplémentaire en eau favorise aussi la présence des sphaignes qui en retour contribuent à augmenter les stocks de C dans l'humus.

Dans les milieux mésiques, les stocks de C de l'humus sont également associés aux groupements d'essences. En général, dans ces milieux, les peuplements résineux (SS, SE et EE) sont associés à de plus grands stocks de C dans l'humus que les peuplements feuillus (BB), mélangés (SBB) et en régénération (I). L'explication apportée par certains auteurs est que dans le cas des peuplements feuillus, leur litière se décompose plus rapidement que celle des conifères (ANDERSON 1992, BONAN 1992, LISKI et WESTMAN 1997a). Quant aux peuplements en régénération, d'autres auteurs rapportent des augmentations du stock de C après la récolte, à cause de l'accumulation des déchets de coupe, alors que d'autres encore y notent une baisse ou un maintien (FREY 1994, JOHNSON 1992, HOUGHTON *et al.* 1983). Le taux de décomposition est généralement favorisé par la récolte du couvert forestier grâce à une augmentation de la température au sol qui améliore la minéralisation de l'humus (ABER *et al.* 1978, STARTSEV *et al.* 1998). Ceci pourrait expliquer les stocks de C près de deux fois plus faibles dans les peuplements en régénération et dans les plantations (P), comparativement aux peuplements résineux.

Tableau 4. Stocks de C total et moyen de l'humus et du sol minéral par district écologique

District écologique	Superficie forestière ¹ (ha)	Stock total de C (T)		Stock moyen de C (T·ha ⁻¹)	
		Humus	Sol minéral	Humus	Sol minéral
1	12 490	1 412 925	1 084 287	113	87
2	19 033	2 311 344	1 670 129	121	88
3	16 196	1 440 670	1 527 690	89	94
4	840	94 138	66 111	112	79
5	12 546	1 556 653	1 123 382	124	90
6	17 657	2 248 588	1 515 525	127	86
7	5 457	958 316	421 791	176	77
8	16 402	1 750 258	1 487 890	107	91
9	18 052	2 130 607	1 684 584	118	93
12	6 511	639 605	575 098	98	88
Total	125 183	14 543 105	11 156 488	116	89

¹ Superficie excluant les superficies couvertes par des dénudés humides, des aulnaies, des lacs ou d'autres terrains (lignes de transmission, dénudés secs, aires de récréation, etc.).

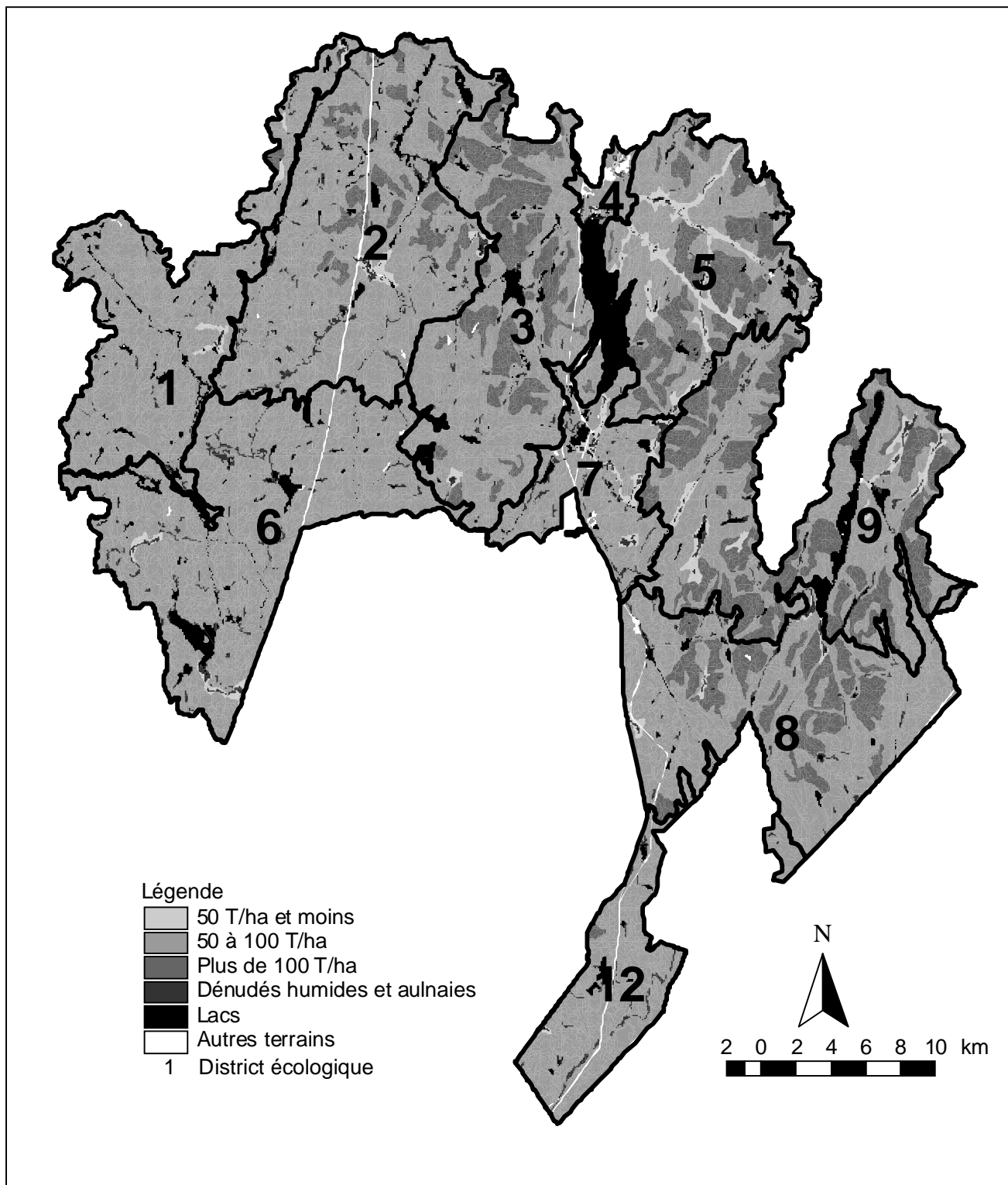


Figure 7. Stocks de C (T·ha⁻¹) dans le sol minéral dans l'aire commune 32.02 en 1990.

Ce résultat suggère que la récolte, particulièrement dans les pessières et les sapinières, a un impact sur les stocks de C de l'humus. Toutefois, on peut penser que le renouvellement d'un couvert forestier résineux devrait permettre de rétablir le stock de C à des niveaux originels pour autant que le délai entre deux récoltes forestières soit assez long pour permettre une accumulation suffisante de matière organique au sol (HOUGHTON *et al.* 1983, MORRIS *et al.* 1997).

Dans l'aire commune 32-02, les résultats démontrent que l'étage bioclimatique affecte peu le stockage de C dans l'humus. Pourtant, à une même latitude, les stations de plus haute altitude ont généralement un climat plus froid. Par conséquent, elles devraient stocker davantage de C étant donné que les basses températures favorisent le stockage de C en limitant la décomposition (GOTO *et al.* 1993, LISKI et WESTMAN 1997a, PASTOR et POST 1988). Il semble donc qu'à l'intérieur de l'aire commune 32-02, les écarts de température entre les étages bioclimatiques sont insuffisants pour qu'on puisse relever des tendances marquées dans les stocks de C de l'humus. Le drainage, le couvert forestier et l'historique des perturbations semblent plus explicatifs que l'étage bioclimatique. Toutefois, il faut noter que la répartition irrégulière des relevés entre les étages bioclimatiques enlève du poids à la comparaison, puisque la majorité des relevés se retrouve entre 700 et 900 m d'altitude. Il faut donc demeurer prudent dans l'interprétation de ce résultat.

Enfin, les coefficients de variation associés aux quantités moyennes de la clé de classification démontrent que les stocks de C de l'humus sont assez variables en fonction des variables cartographiques, comme l'avaient remarqué LISKI et WESTMAN (1997a). Par exemple, le drainage complexe (04) et les dépôts très pierreux, comme les affleurements rocheux (0B) et les tills délavés (1F), présentent une variabilité très élevée des stocks de C de l'humus. Celle-ci est en partie liée à la grande variabilité de l'épaisseur et du type d'humus qu'on y retrouve. Tout bien considéré, un autre facteur qui se révèle également important en ce qui a trait au stock de C dans l'humus est l'historique des perturbations ; il est probable que l'ajout de celui-ci à l'analyse améliorerait la précision des clés. Malheureusement, faute de données suffisantes, il n'a pu y être intégrée.

Stock de C du sol minéral

Le dépôt de surface est la variable la plus corrélée au stock de C du sol minéral. Ceci s'explique, d'une part, par la différence d'épaisseur des dépôts et, d'autre part, par la texture, la pierrosité et la disponibilité en eau. De fait, la texture et la teneur en eau du sol sont reconnues pour influencer la capacité de stockage de C du sol minéral (GRIGAL et OHMANN 1992, TATE 1992). La texture plus fine et la bonne disponibilité en eau favorisent le stockage de C dans le sol des colluvions (8C). À l'inverse, les dépôts minces, à textures grossières ou très pierreux comme les affleurements rocheux (0B) et les dépôts fluvio-glaciaires (23), stockent généralement moins de C dans le sol minéral.

Le drainage vertical est également lié aux stocks de C dans le sol minéral, particulièrement dans les tills épais (1P). En fait, les milieux xériques et hydriques stockent moins de C dans le sol minéral que les milieux mésiques. Dans les milieux hydriques, la nappe phréatique élevée limite la croissance des racines en profondeur, ainsi que l'infiltration en profondeur de l'eau des précipitations (STRONG et LA ROY 1983). Vu la contribution des racines au stockage de C, leur présence moins importante en profondeur pourrait en partie expliquer les stocks de C plus faibles dans le sol minéral. Une infiltration moins importante de l'eau en profondeur limite également l'incorporation de C dans le sol minéral. De plus, les sols mal drainés dégèlent plus lentement que les sols mieux drainés (BÉLANGER *et al.* 1995). Les basses températures limitent le taux de décomposition de la matière organique (GOTO *et al.* 1994, STARTSEV *et al.* 1998). Puisque le taux de décomposition de l'humus peut influencer l'incorporation de C dans le sol minéral (GRIGAL et OHMANN 1992), une décomposition de l'humus plus lente dans les milieux mal drainés pourrait expliquer les stocks de C plus faibles dans le sol minéral. LISKI et WESTMAN (1997a) ont aussi noté moins de C dans le sol minéral lorsque la température est plus basse.

Cependant, en général, les climats froids et humides favorisent le stockage de C (CARTER *et al.* 1997, FRANZMEIER *et al.* 1985, STARTSEV *et al.* 1998, TATE 1992). D'ailleurs, dans la clé de classification, l'étage bioclimatique est ressorti comme variable associée au stockage de C dans le sol minéral. En fait, dans le cas des tills épais, les stocks de C sont en moyenne plus élevés dans les étages bioclimatiques élevés, alors que le contraire se produit dans l'ensemble des tills délavés (1F), des tills minces (1R) et des dépôts fluvio-glaciaires (23). Il faut toutefois demeurer prudent avant de tirer des conclusions puisque les dépôts 1F, 1R et 23 montrent une plus grande variabilité dans leur stock de C que les tills épais. Cette variabilité des stocks est liée à une plus grande variabilité de l'épaisseur, de la texture et de la pierrosité de ces dépôts, en plus d'un nombre beaucoup plus faible de relevés que dans le cas des tills épais.

Selon les résultats, le stock de C dans le sol minéral ne varie pas de façon significative en fonction du couvert végétal dans l'aire commune 32-02. On peut alors supposer qu'une modification du couvert forestier par la récolte ne devrait pas affecter significativement les stocks de C du sol minéral à court et à moyen terme. Cette hypothèse reste toutefois à vérifier. Les résultats de JOHNSON (1992) et de ST-LAURENT *et al.* (1999) suggèrent aussi que l'exploitation forestière n'influence pas significativement le stock de C dans le sol minéral. Néanmoins, selon FREY (1994), la récolte peut tout de même entraîner une augmentation de la concentration en C dans le sol minéral par la décomposition des racines des arbres coupés.

Stocks de C de l'aire commune 32-02

Dans l'aire commune 32-02, le stock de C total (humus + sol minéral), soit 205 T·ha⁻¹, concorde avec celui de 140 à 240 T·ha⁻¹ évalué par TARNOCAI et LACELLE (1996) pour la même région. Il est également très similaire à ceux de la forêt boréale rapportés par HOUGHTON *et al.* (1983) de 206 et 185 T·ha⁻¹ respectivement pour les forêts vierges et de seconde venue.

La présence de dépôts organiques dans les superficies forestières (tourbières boisées) influence grandement les estimations des stocks de C, car la moyenne de 813 T/ha utilisée pour l'humus et celle de 0 T/ha dans le sol minéral tendent à augmenter les estimations de C dans l'humus et à diminuer celles dans le sol minéral. D'une part, la moyenne de l'humus calculée pour 60 cm de tourbe à partir du tableau 1 pourrait être trop élevée. Par exemple, les moyennes de TARNOCAI (1998) pour les dépôts organiques sont environ deux fois moins élevées que celle, utilisée par nous, de 813 T/ha pour 60 cm. D'autre part, les dépôts organiques peuvent stocker du C dans le sol minéral au-delà de 60 cm de profondeur, ce qui peut sous-estimer la moyenne des stocks de C du sol minéral dans notre territoire.

Les résultats par district sont intimement liés aux caractéristiques des districts écologiques. Comme nous l'avons discuté précédemment, un des facteurs importants est la proportion de la superficie des districts occupée par les dépôts organiques. Ainsi, les proportions importantes de ce type de dépôt à l'intérieur d'un district contribuent à augmenter le stock de C moyen dans l'humus et à diminuer celui dans le sol minéral. C'est le cas du district 7 qui présente le stock de C moyen dans l'humus le plus élevé et le stock de C moyen dans le sol minéral le plus faible. En fait, dans ce district, les dépôts organiques occupent une proportion importante de la superficie (LEVESQUE *et al.* 1999). À l'inverse, dans le district 3, les dépôts avec drainage mésique occupent la grande majorité de la superficie. Par conséquent, ce district possède la moyenne de stock de C la moins élevée dans l'humus et la plus élevée dans le sol minéral.

Bref, les moyennes de stocks de C permettent d'estimer la contribution des sols forestiers de l'aire commune 32-02 au stockage du C. Toutefois, il faut rester conscient que la précision de ces estimations est fonction de la précision de plusieurs facteurs dont le modèle de C, les données pédologiques et écologiques, ainsi que les relations entre les stocks de C et les variables cartographiques. TREMBLAY *et al.* (1999) discutent des erreurs pouvant être associées au calcul des stocks de C des pédons à partir des relevés pédologiques.

Conclusion

Les résultats de l'étude ne donnent qu'une estimation approximative des stocks de C des sols forestiers de l'aire commune 32-02 à cause des erreurs associées à chacune des étapes de l'estimation. Toutefois, en pratique, très peu d'études sur les stocks de C montrent des précisions

élevées dans leurs estimations, les stocks de grandes régions étant souvent estimés à partir de la moyenne de seulement quelques dizaines de pédons. Notre étude constitue donc un pas important dans l'avancement des connaissances sur les stocks de C des sols forestiers. En plus de présenter une méthode de calcul de ceux-ci, elle a permis de démontrer que les stocks de C sont très variables et que certaines variables cartographiques permettent d'expliquer une partie de cette variabilité. Ces connaissances seront certes utiles pour les études ultérieures sur le stockage du C dans les écosystèmes forestiers. Elles sont également essentielles à qui veut intégrer le stockage du C des écosystèmes forestiers comme indicateur d'aménagement forestier durable.

Le modèle utilisé pour estimer le C a été établi à partir de données provenant autant de forêts de feuillus que de forêts de conifères (TREMBLAY *et al.* 1999). Par conséquent, l'établissement d'un modèle plus spécifique aux sols de l'aire commune 32-02 préciserait davantage les relations entre les stocks de C et les variables cartographiques. De plus, valider le modèle et les relations établies dans l'aire commune 32-02 permettrait d'évaluer la précision des estimations.

Les stocks de C dans l'humus sont en partie associés aux groupements d'essences ; les peuplements en régénération ou contenant une proportion significative d'essences feuillues possèdent en moyenne presque deux fois moins de C stocké dans la couverture morte que les peuplements résineux purs. Cette observation suggère que les pratiques forestières qui modifient la composition des peuplements peuvent influencer significativement les réservoirs de C dans l'humus. Une étude plus spécifique portant sur l'impact des coupes sur les stocks de C permettrait de préciser davantage le rôle de l'aménagement forestier sur le stockage du C des sols des écosystèmes forestiers de l'aire commune 32-02. Une étude de ce genre pourrait alors permettre de déterminer les types de coupe et les révolutions idéales en fonction des différentes stations afin d'assurer le maintien à long terme des stocks de C des sols forestiers. Elle pourrait alors permettre de dégager des indicateurs simples des stocks de C propres à l'aménagement forestier et ainsi, élaborer des stratégies d'aménagement afin de maintenir ou d'augmenter le stockage du C dans les sols des écosystèmes forestiers de l'aire commune 32-02.

Remerciements

Nous désirons remercier MM. Vincent Gerardin (MEF) et Pierre Martin (Scierie Leduc, Daishowa Inc.) pour leur étroite collaboration au projet. Nous remercions également MM. Jean Bissonnette (MEF) et Jean Noël (MRN) de nous avoir fourni des données indispensables à ce projet. Enfin, nous remercions M. Louis Blais pour sa collaboration aux analyses statistiques et M. Fabien Caron pour l'édition.

Ce texte est un rapport partiel du projet de recherche n° 0900 149S : « Modélisation du fonctionnement et de l'évolution des sols forestiers ».

Références

- ABER, J.D., D.B. BOTKIN et J. MELILLO, 1978. *Predicting the effects of different harvesting regimes on forest floor dynamics in northern hardwoods*. Can. J. For. Res. 8 : 306-315.
- ACNOR (Association canadienne de normalisation), 1996. *Aménagement forestier durable : un document-guide. Techniques de l'environnement. Norme nationale du Canada. CAN/CSA-Z808-96*. Etobicoke, Ontario. 37 p.
- ANDERSON, J.M., 1992. *Responses of soils to climate change*. Adv. Ecol. Res. 22 : 163-210.
- BÉLANGER, L., S. PAQUETTE, S. MOREL, J. BÉGIN, P. MEEK, L. BERTRAND, P. BEAUCHESNE, S. LEMAY et M. PINEAU, 1995. *Indices de qualité de station du sapin baumier dans le sous-domaine écologique de la sapinière à bouleau blanc humide*. For. Chron. 71 : 317-325.
- BÉLANGER, L., S. PAQUETTE, P. BEAUCHESNE, J. BISSONNETTE, S. LEMAY, P. BOULIANE et R. CARRIER, 1996. *La cartographie écoforestière ou le défi d'intégrer le milieu physique et le couvert forestier*. Écoscience 3 : 229-238.
- BERGERON, Y., A. LEDUC et H. MORIN, 1995. *Facteurs qui ont influencé la mortalité du sapin baumier lors de la dernière épidémie de la TBE en Abitibi*. Dans : En savons-nous assez pour lutter efficacement contre la tordeuse ? Comptes rendus du séminaire sur la TBE : 67-75.
- BONAN, G.B., 1992. *Physiological controls of the balance of boreal forest ecosystems*. Can. J. For. Res. 23 : 1453471.
- BREIMAN, L., J.H. FRIEDMAN, R.A. OLSHEN et C.J. STONE, 1984. *Classification and regression trees*. Wadsworth International Group, Belmont CA. 388 p.
- CAMPAGNA, M., 1996. *Le cycle du carbone et la forêt : de la photosynthèse aux produits forestiers*. Gouvernement du Québec, Direction de l'environnement forestier, Service de l'évaluation environnementale. 49 p.
- CARTER, M.R., D.A. ANGERS, E.G. GREGORICH et M.A. BOLINDER, 1997. *Organic carbon and nitrogen stocks and storage profiles in cool, humid soils of eastern Canada*. Can. J. Soil Sci. 77 : 205-210.
- CCMF (Conseil canadien des ministres des Forêts), 1995. *Définir la gestion durable des forêts. Une approche canadienne aux critères et indicateurs*. Gouvernement du Canada, Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada, Ottawa. 22 p.
- CCMF (Conseil canadien des ministres des Forêts), 1997. *Critères et indicateurs de l'aménagement forestier durable des forêts au Canada : rapport technique*. Gouvernement du Canada, Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada, Ottawa. 136 p.
- COOPER, C.F., 1983. *Carbon storage in managed forests*. Can. J. For. Res. 13 : 155-166.
- COVINGTON, W.W., 1981. *Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods*. Ecology 62 : 41-48.
- CRAWFORD, H.S. et D.T. JENNINGS, 1989. *Predation by birds on spruce budworm (Choristoneura fumiferana) : functional, numerical, and total responses*. Ecology 70 : 152-163.
- DEGRAAF, R.M., M. YAMASAKI, W.B. LEAK et J.H. LANIER, 1992. *New England wildlife management of forested habitats*. Northeastern Experiment Station. Forest Service, USDA. Gen. Tech. Rep. NE-144. 491 p.
- DUCRUC, J.-P., 1985. *L'analyse écologique du territoire au Québec : l'inventaire écologique de la Moyenne-et-Basse-Côte-Nord*. Série de l'inventaire du Capital-nature n° 6. Gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement du Québec, Direction du patrimoine écologique. 192 p.
- DUCRUC, J.-P., L. TINGXIAN et V. GERARDIN, 1995. *Le cadre écologique de référence : une approche hiérarchique et multiscalaire des écosystèmes à l'application de politiques d'aménagement du territoire*. Gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la conservation et du patrimoine écologique. 19 p.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute Inc.), 1997. *Understanding GIS : the ARC/INFO method*. Fourth edition. John Wiley & Sons Inc., New York.
- ESWARAN, H., E. VAN DEN BERG et P. REICH, 1993. *Organic carbon in soils of the world*. Soil Sci. Soc. Am. J. 57 : 192-194.
- FEDERER, C.A., D.E. TURCOTTE et C.T. SMITH, 1993. *The organic fraction-bulk density relationship and the expression of nutrient content in forest soils*. Can. J. For. Res. 23 : 1026-1032.
- FLEMING, R.L., T.A. BLACK, R.S. ADAMS et R.J. STATHERS, 1998. *Silvicultural treatments, microclimatic conditions and seedling response in Southern Interior clearcuts*. Can. J. Soil Sci. 78 : 115-126.
- FRANZMEIER, D.P., G.D. LEMME et R.J. MILES, 1985. *Organic carbon in soils of North Central United States*. Soil Sci. Soc. Am. J. 49 : 702-708.
- FREY, S., 1994. *Workshop on effects of management on forest soil carbon : a report*. USDA Forest Service, Northern Forest Experiment Station, Fort Collins, Colorado. 13 p.
- GERARDIN, V., 1989. *Introduction à l'écologie forestière*. L'Aubelle 73 (supplément). 16 p.

- GERARDIN, V., J.-P. DUCRUC et L. TINGXIAN, 1995. *La cartographie du milieu naturel au ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec : principes, méthodes et résultats*. Gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la conservation et du patrimoine écologique, Québec. 7 p.
- GOTO, N., S. AKIYOSHI et M. SUZUKI, 1994. *Modelling of soil carbon dynamics as a part of carbon cycle in terrestrial ecosystems*. *Ecol. Model.* 74 : 183-204.
- GRIGAL, D.F. et L.F. OHMANN, 1992. *Carbon storage in Upland Forests of the Lake States*. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56 : 935-943.
- HENDRICKSON, O.Q., L. CHATARPAUL et J.B. ROBINDON, 1985. *Effects of two methods of timber harvesting on microbial processes in forest soil*. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49 : 739-746.
- HENDRICKSON, O.Q., L. CHATARPAUL et D. BURGESS, 1989. *Nutrient cycling following whole-tree and conventional harvest in northern mixed forest*. *Can. J. For. Res.* 19 : 725-735.
- HOUGHTON, R.A., J.E. HOBBIÉ, J.M. MELILLO, B. MOORE, B.J. PETERSON, G.R. SHAVER et G.M. WOODWELL, 1983. *Changes in the carbon content of terrestrial biota and soils between 1860 and 1980 : a net release of CO₂ to the atmosphere*. *Ecol. Monogr.* 53 : 235-262.
- HUANG, W.Z. et J.J. SCHOENAU, 1996. *Forms, amounts and distribution of carbon, nitrogen, phosphorus and sulfur in a boreal aspen forest soil*. *Can. J. Soil Sci.* 76 : 373-385.
- JOHNSON, C.E., A.H. JOHNSON, T.G. HUNTINGTON et T.G. SICCAMÀ, 1991. *Whole-tree clear-cutting effects on soil horizons and organic-matter pools*. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55 : 497-502.
- JOHNSON, D.W., 1992. *Effects of forest management on soil carbon storage*. *Water, Air and Soil Pollution* 64 : 83-120.
- JURDANT, M., J. L. BÉLAIR, V. GERARDIN et J.-P. DUCRUC, 1977. *L'inventaire du Capital-Nature. Méthode de classification et de cartographie du territoire (3^e approximation)*. Série de la classification écologique du territoire n° 2. Gouvernement du Canada, Pêche et Environnement Canada, Ottawa. 202 p.
- KIMMINS, J.P., 1996. *Importance of soil and role of ecosystem disturbance for sustained productivity of cool temperate and boreal forests*. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60 : 1643-1654.
- LAMONTAGNE, L. et M.-C. NOLIN, 1997. *Cadre pédologique de référence pour la corrélation des sols*. Gouvernement du Canada, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures, Équipe pédologique du Québec, Sainte-Foy, Québec. 69 p.
- LEAK, W.B., 1980. *Influence of habitat on silvicultural prescription in New England*. *J. For.* 78 : 329-334.
- LEVESQUE, F., H. D'AVIGNON, R. QUIMET et V. GERARDIN [1999]. *Établissement d'indicateurs d'aménagement forestier durable dans l'aire commune 32-02 : diversité de la mosaïque forestière*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière (en préparation).
- LISKI J. et C.J. WESTMAN, 1995. *Density of organic carbon in soil at coniferous forest sites in southern Finland*. *Biogeochemistry* 29 : 183-197.
- LISKI J. et C.J. WESTMAN, 1997a. *Carbon storage in forest soil of Finland : 1. Effect of thermoclimate*. *Biogeochemistry* 36 : 239-260.
- LISKI J. et C.J. WESTMAN, 1997b. *Carbon storage in forest soil of Finland : 2. Size and regional patterns*. *Biogeochemistry* 36 : 261-274.
- MACLEAN, D.A., 1996. *Forest management strategies to reduce spruce budworm damage in the Fundy Model Forest*. *For. Chron.* 72 : 399-405.
- MEADES, W.J. et B.A. ROBERTS, 1992. *A review of forest site classification activities in Newfoundland and Labrador*. *For. Chron.* 68 : 25-33.
- MEF (Ministère de l'Environnement et de la Faune), 1981. *Vade-mecum des relevés écologiques 1981*. Gouvernement du Québec, Services des inventaires écologiques. 61 p.
- MEF (Ministère de l'Environnement et de la Faune), 1994. *Gestion intégrée des ressources de la réserve faunique des Laurentides : cadre écologique de référence*. Version préliminaire. Gouvernement du Québec, Direction du patrimoine écologique, Service de la cartographie écologique.
- MORRIS, D. M., J.P. KIMMINS, D.R. DUCKERT, 1997. *The use of soil organic matter as a criterion of the relative sustainability of forest management alternatives : a modelling approach using FORECAST*. *For. Ecol. Manage.* 94 : 61-78.
- MRN (Ministère des Ressources naturelles), 1994a. *Le point d'observation écologique*. Gouvernement du Québec, Direction de la gestion des stocks forestiers, Service des inventaires forestiers. 116 p.

- MRN (Ministère des Ressources naturelles), 1994b. *Une stratégie : aménager pour mieux protéger les forêts*. Gouvernement du Québec, Direction des programmes forestiers. 197 p.
- MRN (Ministère des Ressources naturelles), 1996. *Biodiversité du milieu forestier : bilan et engagements du ministère de Ressources naturelles*. Gouvernement du Québec, Direction de l'environnement forestier. 152 p.
- MRN (Ministère des Ressources naturelles), 1997. *Critères et indicateurs de développement forestier durable : plan de mise en œuvre*. Version préliminaire. Gouvernement du Québec, Direction de l'environnement forestier. 118 p. + annexes.
- OIFQ (Ordre des ingénieurs forestiers du Québec), 1996. *Manuel de foresterie*. Les Presses de l'Université Laval, Sainte-Foy, Québec. 1428 p.
- PASTOR, J. et W.M. POST, 1988. *Response of northern forests to CO₂-induced climate change*. *Nature* 334 : 55-58.
- PBC (Province of British Columbia), 1997. *Soil conservation surveys guidebook*. Forest practices code of British Columbia. Ministry of Forests et BC Environment. 73 p.
- PENNOCK, D.J. et C. VAN KESSEL, 1997. *Effect of agriculture and of clear-cut forest harvest on landscape-scale soil organic carbon storage in Saskatchewan*. *Can. J. Soil Sci.* 77 : 211-218.
- POST, W.N., W.R. EMANUEL, P.J. ZINKE et A.G. STANGENBERGER, 1982. *Soil carbon pools and world life zones*. *Nature* 298 : 156-159.
- SAS INSTITUTE INC., 1997. *SAS/STAT Users guide, Release 6.12 Edition*. Cary, NC, USA.
- STARTSEV, N.A., D.H. McNABB et A.D. STARTSEV, 1998. *Soil biological activity in recent clearcuts in west-central Alberta*. *Can. J. Soil Sci.* 78 : 69-76.
- ST-LAURENT, S., C. CAMIRÉ et R. OUIMET, 1995. *Méthodologie d'échantillonnage des sols du Réseau de Surveillance des Écosystèmes Forestiers (RESEF) et préparation des échantillons pour fins d'analyse*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Rapport interne n° 398. 27 p.
- ST-LAURENT, S., R. OUIMET, S. TREMBLAY et L. ARCHAMBAULT, 1999. *Impact de l'exploitation forestière sur les réserves en C du sol dans la sapinière à bouleau jaune de l'est du Québec*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, Québec. Note de recherche forestière (en préparation).
- STRONG, W.L. et G.H. LA ROI, 1983. *Rooting depths and successional development of selected boreal forest communities*. *Can. J. For. Res.* 13 : 577-588.
- SU, Q., D.A. MACLEAN et T.D. NEEDHAM, 1996. *The influence of hardwood content on balsam fir defoliation by spruce budworm*. *Can. J. For. Res.* 26 : 1620-1628.
- TARNOCAI, C., 1998. *The amount of organic carbon in various soil orders and ecological provinces in Canada*. Dans : L. Rattan, J.M. Kimble, R.F. Follett et B.A. Stewart, éditeurs. *Soil processes and the carbon cycle*. *Advances in Soil Science*. CRC Press, chapitre 7 : 93-101.
- TARNOCAI, C. et B. LACELLE, 1996. *Carte de la teneur en carbone organique du sol au Canada*. Gouvernement du Canada, Direction générale de la recherche, Centre de recherches de l'Est sur les céréales et oléagineux, Ottawa. Carte au 1 : 7 500 000.
- TATE, K.R., 1992. *Assessment, based on a climosequence of soils in tussock grasslands, of soil carbon storage and release in response to global warming*. *J. Soil Sci.* 43 : 697-707.
- THIBAUT, M., 1987. *Les régions écologiques du Québec méridional : 2^e approximation*. Carte au 1 : 1 250 000. Gouvernement du Québec, Ministère de l'Énergie et des Ressources, Service de la recherche et Service de la cartographie.
- TOPP, E. et E. PATTEY, 1997. *Soils as sources and sinks for atmospheric methane*. *Can. J. Soil Sci.* 77 : 167-178.
- TREMBLAY, S. et R. OUIMET, 1999. *Un modèle simple pour estimer le stock de C dans le sol à partir de relevés pédologiques*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, Québec. Note de recherche forestière (en préparation).



Gouvernement du Québec
**Ministère des Ressources
naturelles**

RN99-3029

ISBN 2-550-34080-9
Dépôt légal 1999
Bibliothèque nationale du Québec
Bibliothèque nationale du Canada
© 1999 Gouvernement du Québec

ERRATA

page-colonne-paragraphe-ligne

3	1	3	12	(TREMBLAY <i>et al.</i> 1999)
13	1	1	10	idem
16	1	2	3	idem
16	2	2	3	idem
16	2	5	2	« Modélisation...

Les références suivantes **ne sont pas citées** dans le texte :

17	1	BERGERON <i>et al.</i> 1995
17	2	COVINGTON 1981
		CRAWFORD et JENNINGS 1989
		DEGRAFF <i>et al.</i> 1992
		FLEMING <i>et al.</i> 1998
18	1	HENDRICKSON <i>et al.</i> 1985, 1989
		KIMMINS 1996
18	2	MACLEAN 1996
19	1	MRN 1994b, 1996
		PBC 1997
19	2	SU <i>et al.</i> 1996

18 2 intercaler :

LI, T., J. BISSONNETTE, J.-P. DUCRUC, V. GERARDIN et V. COUILLARD, 1994. *Le cadre écologique de référence du Québec : les régions naturelles. Présentation générale.* Gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune. 20 p.

19 2 Supprimer TREMBLAY *et al.* 1999
et remplacer par :

TREMBLAY, S., R. OUMET et D. HOULE, 1999. *Modèle simple pour estimer la quantité de carbone organique dans les horizons minéraux d'un sol forestier à partir de son relevé écologique.* Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière n° 93. 14 p.

10 mars 1999