

**QU'EST-CE QUI CONDITIONNE LE RETOUR VERS DES
CONDITIONS DE SOLS FORESTIERS
(EN PARTICULIER LES GAINS NETS DE C DANS LE SOL)
SUITE À L'AFFORESTATION D'UN SOL AGRICOLE ?**

Par

JÉRÔME LAGANIÈRE

Rapport de synthèse environnementale (ENV9402)
présenté comme exigence partielle
du doctorat en sciences de l'environnement

INSTITUT DES SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

Montréal, Québec, Canada, 4 juillet 2008

RÉSUMÉ

Dans la lutte contre les émissions de gaz à effet de serre, l'afforestation a le potentiel de réduire la concentration atmosphérique en CO₂ sachant le C contenu dans les écosystèmes forestiers représente une proportion majeure du bilan de C planétaire. Toutefois, peu d'études ont réussi à montrer de véritables gains de C du sol (COS) suite à l'afforestation et les facteurs contrôlant la régénération des stocks de COS ne font toujours pas l'objet d'un consensus au sein de la communauté scientifique. La présente étude fait la synthèse de la littérature traitant de l'influence de l'afforestation sur les stocks de COS et fait la méta-analyse de 33 publications récentes (totalisant 120 sites et 189 observations) dans le but de répondre à la question suivante : Qu'est-ce qui conditionne le retour vers des conditions de sol forestier, particulièrement au niveau des gains de C, après l'afforestation? Basée sur un modèle linéaire mixte, la méta-analyse indique que les facteurs majeurs contrôlant la régénération des stocks de COS après l'afforestation sont : l'espèce d'arbre plantée, la teneur en argile du sol, l'affectation précédente des terres et, dans une moindre mesure, la zone climatique. Plus spécifiquement, elle suggère que 1) les espèces d'arbres feuillus ont une meilleure capacité d'accumuler du COS, 2) elle ne supporte pas l'idée que l'afforestation effectuée avec des pins se solde par des pertes nettes de COS par rapport aux valeurs initiales (sol agricole), 3) elle montre que les sols riches en argile (>33%) ont une capacité près de 10 fois plus élevée pour accumuler du COS que les sols plus pauvres en argile (<33%), 4) elle indique que l'impact positif de l'afforestation sur les stocks de COS est plus marqué dans les sols en culture que les pâturages ou les prairies, et que la taille de cet impact pourrait être prédit en comparant les différents systèmes au niveau de leurs composantes systémiques et, finalement, 5) elle suggère que l'afforestation effectuée dans la zone climatique boréale génère des pertes de COS par rapport aux autres zones climatiques, probablement à cause de la faible croissance des arbres soumis à de telles conditions, sans toutefois exclure des gains au fil du temps après la conversion. D'autre part, cette étude souligne l'importance de l'approche méthodologique employée lors de la conception du dispositif d'échantillonnage et notamment l'inclusion de la couche organique dans le calcul des stocks de COS, l'âge de la plantation et le design d'étude.

Mots clefs : afforestation, carbone organique du sol, changement d'affectation des terres, erreurs méthodologiques, méta-analyse, propriétés du sol, séquestration

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	II
LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES	IV
1.0 INTRODUCTION.....	1
2.0 MÉTHODOLOGIE.....	6
2.1 Choix des études.....	6
2.2 Procédures d'analyse	7
3.0 FACTEURS CONDITIONNANT LA RÉGÉNÉRATION DES STOCKS DE CARBONE ORGANIQUE DU SOL APRÈS AFFORESTATION.....	10
3.1 Historique du territoire	10
3.1.1 Affectation précédente des terres.....	10
3.1.2 Aménagement des terres	14
3.2 Climat.....	15
3.2.1 Température	16
3.2.2 Précipitations	16
3.2.3 Zone climatique	17
3.3 Propriétés du sol.....	19
3.3.1 Matériel parental et texture	19
3.3.3 Disponibilité des éléments nutritifs	22
3.3.4 pH	23
3.4 Options d'aménagement.....	24
3.4.1 Perturbation pré-plantation	24
3.4.2 Densité à la plantation.....	25
3.4.3 Espèce d'arbre plantée.....	26
3.5 Méthode d'échantillonnage.....	29
3.5.1 Design d'étude	29
3.5.2 Profondeur d'échantillonnage du sol	31
3.5.3 Âge de la plantation	31
3.5.4 Inclusion de la couche LFH	32
3.5.5 Inclusion des particules >2 mm	34
3.5.6 Saturation du système en C.....	34
4.0 CONCLUSION.....	35
5.0 BIBLIOGRAPHIE	37
6.0 ANNEXE	44

LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES

Tableau 1.	Contenus en carbone dans les principaux biomes du monde	19
Tableau 2.	Mécanismes impliqués dans la stabilisation du COS dans l'horizon minéral ayant pour effet de limiter l'accessibilité aux décomposeurs et de réduire ainsi les taux de décomposition	27
Figure 1.	Influence de l'affectation précédente des terres (gauche) et de l'aménagement précédent (droite) sur les changements dans les stocks de COS après afforestation	12
Figure 2.	Influence des différentes zones climatiques sur les changements dans les stocks de COS après afforestation.....	19
Figure 3.	Influence de la teneur en argile (gauche) et du pH du sol (droite) sur les changements dans les stocks de COS après afforestation	21
Figure 4.	Influence des perturbations pré-plantation, de la densité de plantation (gauche) et de l'espèce d'arbre plantée (droite) sur les changements dans les stocks de COS après afforestation	25

« Il y a deux choses dont nous ne devrions pas voir la préparation.

Les lois, et les saucisses. »

- Otto von Bismarck

« Les méta-analyses devraient être ajoutées à la liste. »

- Robert M. Hamer et Pippa M. Simpson

1.0 INTRODUCTION

Le carbone (C) contenu dans les écosystèmes forestiers représente une proportion majeure du bilan de C planétaire. On estime que la biomasse forestière comprend plus de 80% de tout le C contenu dans la biomasse aérienne et que les sols forestiers contiennent plus de 70% du C contenu dans les sols (Batjes 1996; Jobbagy et Jackson 2000; Six et al. 2002a). Historiquement, les réserves de C terrestres ont grandement diminué par des changements dans l'affectation des terres et en particulier à cause de la déforestation, c'est-à-dire la conversion de milieux forestiers en terres à vocation agricole (Jandl et al. 2007). Suite à leur transition vers des usages agricoles, les milieux forestiers connaissent une baisse dramatique des stocks de C en réponse au retrait la biomasse végétale et à la baisse de productivité primaire nette (PPN) consécutive à la déforestation, mais aussi en réponse à l'augmentation de la décomposition et de l'érosion engendrée par la perturbation des sols (Six et al. 2000; Murty et al. 2002; Lal 2005; McLauchlan 2006).

En revanche, la conversion d'un terrain dépourvu de forêt en une plantation (afforestation ou boisement *sensu* Evans 1992) a été évoquée comme étant un moyen efficace pour réduire la concentration de CO₂ atmosphérique à cause de la capacité à séquestrer du C dans la végétation et le sol (IPCC 2001; Jandl et al. 2007). L'afforestation permet l'établissement d'une biomasse végétale plus élevée, pérenne et à rotation plus longue par rapport aux plantes de cultures récoltées annuellement. Dans le sol, la présence d'arbres modifie la qualité et la quantité des apports de litière et les conditions microclimatiques comme l'humidité et la température (Bouwman et Leemans 1995). De plus, l'arrêt du travail mécanique au sol (labours) réduit les perturbations et

offre ainsi une meilleure protection du carbone organique du sol (COS) face à la décomposition (Six et al. 2000; Del Galdo et al. 2003). La transition du sol agricole au sol forestier est aussi accompagnée d'une modification des communautés microbiennes et fauniques du sol. Une biodiversité plus élevée des organismes et notamment la présence de vers de terre favoriserait la formation d'agrégats stables (Jégou et al. 2000).

La biomasse vivante représente un puits de C plus ou moins stable compte tenu de la variabilité des utilisations faites après les coupes forestières (c.-à-d. matériaux destinés à une libération plus ou moins rapide du C dans l'atmosphère; p.ex. bois de chauffage *versus* bois de construction) et les risques de libération de C reliés à des perturbations comme les feux de forêts et les épidémies d'insectes. De son côté, le sol a une capacité plus élevée à stocker du C sachant qu'il contient actuellement plus de C que celui présent à la fois dans la biomasse végétale vivante et le CO₂ atmosphérique (Jobbagy et Jackson 2000). De plus, le temps de résidence du COS peut aller jusqu'à >1000 ans (von Lutzow et al. 2006). Ce qui en fait un puits beaucoup plus stable que la biomasse végétale vivante, compte tenu que le temps de rotation peut être aussi court que 7 ans, par exemple, pour une plantation d'*Eucalyptus* spp. en milieu tropical. (Lima et al. 2006).

Malgré tout le potentiel de séquestration de C offert par l'afforestation, bons nombres d'études ont obtenu des résultats contradictoires. L'afforestation se soldait soit par une diminution (Parfitt et al. 1997; Perrott et al. 1999; Ross et al. 1999; Farley et al. 2004), soit par une augmentation (Del Galdo et al. 2003; Lemma et al. 2006; Grünzweig et al. 2007) ou soit par un effet négligeable sur les stocks de COS (Bashkin et Binkley

1998; Chen et al. 2000; Davis 2001; Davis et al. 2007; Smal et Olszewska 2008). Malgré la contradiction entre ces études, une tendance semble émerger : l'afforestation montre souvent une perte initiale en COS durant les premières années, suivi d'un retour graduel vers des stocks de C comparables à ceux du sol agricole témoin, s'accroissant par la suite pour générer des gains nets en C dans certains cas (Romanya et al. 2000; Paul et al. 2002; Vesterdal et al. 2002; Turner et al. 2005; Wang et al. 2006; Davis et al. 2007; Huang et al. 2007; Ritter 2007), mais souvent en deçà des valeurs d'une forêt naturelle comparable (DeGryze et al. 2004; Smal et Olszewska 2008). Autrement, les mécanismes responsables de la régénération des stocks de COS ne font toujours pas l'objet d'un consensus auprès de la communauté scientifique.

La balance entre les apports de C sous forme de litière (aérienne et sous-terrainne) et les pertes par la décomposition et l'érosion détermine si l'écosystème est un puits ou une source de C. L'évaluation de la dynamique d'un tel système requiert la connaissance de la taille de la réserve de C, de la taille des flux entrants (apports en C) et sortants (pertes de C), mais aussi des mécanismes impliqués dans le contrôle de la dynamique des flux. Ainsi, pour favoriser le statut de puits de C dans les plantations, il est impératif de connaître les mécanismes impliqués dans le contrôle de la dynamique du COS et plus précisément dans le stockage du C dans le sol après l'afforestation.

À ce jour, trois articles de synthèse ont été dédiés entièrement (Paul et al. 2002) ou en partie à la problématique (Post et Kwon 2000; Guo et Gifford 2002). Malgré le peu d'études disponibles pendant ces années, Paul et al. (2002) ont ciblé l'affectation

précédente des terres comme facteur déterminant principal, suivi du climat et de l'espèce plantée. Post et Kwon (2000) ont plutôt identifié la productivité végétale, les propriétés physiques et biologiques du sol, l'historique des apports en C et les perturbations physiques du sol. De façon plus précise, Guo et Gifford (2002) concluent que l'afforestation ayant lieu dans un pâturage n'affecte pas les stocks de C quand des espèces feuillues sont plantées, mais déclinent quand du pin est utilisé. Par contre, lorsque l'afforestation a lieu dans une culture, il y a régénération des stocks de COS. Malheureusement, beaucoup de données utilisées dans les synthèses précédentes proviennent d'études qui n'étaient pas conçues pour répondre spécifiquement à la question des mécanismes impliqués dans la dynamique des stocks de COS après afforestation (Paul et al. 2002). Aussi, vu le nombre limité d'études disponibles, certaines estimations des stocks de COS ont été évaluées à partir de valeurs fictives de densité apparente du sol dans les cas où les auteurs fournissaient seulement les concentrations en COS. Par conséquent, les conclusions tirées de ces revues de littérature sont limitées par des designs expérimentaux, des méthodes d'échantillonnage et/ou des techniques d'analyse de sol inappropriés (Paul et al. 2002). Depuis la parution de ces synthèses, plus d'une vingtaine d'études ont été publiées. La disponibilité de nouvelles études élaborées spécifiquement pour poursuivre l'avancement des connaissances sur cette question offre l'opportunité de tester avec plus de précision si ces facteurs sont véritablement responsables des changements des stocks de COS après l'afforestation.

Cette synthèse a pour objectif de répondre à la question suivante : Qu'est-ce qui conditionne le retour vers des conditions de sols forestiers, particulièrement au niveau des

gains de C, après l'afforestation d'un sol agricole? Autrement dit, le but est de tester les facteurs qui influenceraient le rétablissement des stocks de COS après l'afforestation d'un sol ayant été précédemment affecté à l'agriculture. Pour réaliser cet objectif, une série de facteurs reconnus pour affecter la dynamique du C dans le sol a été retenue et ces facteurs seront analysés statistiquement à l'aide 33 publications récentes (<20 ans) conçues spécifiquement pour cette question. Après un recensement de la littérature sur le sujet, les variables suivantes ont donc été retenues : 1) historique du territoire (affectation précédente et aménagement des terres), 2) climat (température, précipitation et zone climatique), 3) propriétés du sol (matériel parental et texture, disponibilité des éléments nutritifs, pH), 4) options d'aménagement (perturbation pré-plantation, densité à la plantation et espèce d'arbre) et 5) méthode d'échantillonnage (design d'étude, profondeur d'échantillonnage, âge de la plantation, inclusion de la couche LFH et des particules >2 mm, et saturation du système en C). Chaque facteur retenu fera l'objet d'une section distincte dans la synthèse.

2.0 MÉTHODOLOGIE

2.1 Choix des études

La littérature disponible sur les changements de COS suivant l'afforestation d'un sol agricole a été compilée. Dans la présente étude, le terme « afforestation » fait référence à l'établissement d'une plantation (par semis ou graines) sur une terre dépourvue de forêt depuis au moins 50 ans et exclut la régénération naturelle sans intervention humaine. Le terme « agricole » inclut les cultures pour la nourriture ou la fibre, les pâturages, l'agriculture mixte (culture-pâturage). Les prairies, qui sont des écosystèmes peu perturbés par l'activité humaine, ont aussi été ajoutées à la liste des affectations à des fins de comparaisons. Pour faire partie de cette synthèse, les études devaient rapporter les contenus en C du sol minéral (ou les concentrations en COS + la densité apparente du sol) avant et après afforestation. Les études comportant seulement des concentrations de COS sans valeurs de densité apparente ont été écartées puisque cette dernière peut varier suivant un changement d'affectation du territoire (Murty et al. 2002) et selon l'âge de la plantation (Vesterdal et al. 2002; Ritter 2007). Par ailleurs, seules les études comportant des plantations de 1^{ère} rotation après le changement d'affectation des terres ont été conservées. Le but de cette synthèse n'étant pas de miser uniquement sur la quantité d'études à intégrer dans l'analyse, mais plutôt sur la qualité de ces dernières; c'est-à-dire celles étant le moins susceptibles d'être biaisées par l'absence de répliques, l'ignorance de certaines variables importantes, etc. Par conséquent, les données provenant de 33 études récentes (<20 ans) totalisant 120 sites et comportant près de 200 observations ont été extraites (Annexe A), et seront analysées dans cette synthèse. Parmi ce jeu de

données, dix valeurs aberrantes (valeur $>2x$ l'écart-type de la moyenne) ont été identifiées et ainsi éliminées de l'analyse.

2.2 Procédures d'analyse

Étant donné la variété de profondeur d'échantillonnage utilisée dans les différentes études et pour permettre la comparaison entre les résultats, les données recueillies ont été regroupées en 4 catégories de profondeur : surface (0 à 10-15 cm), intermédiaire (0 à 20-30 cm), profond (>30 cm) et stock total (de 0 à >30). Lorsque le contenu en COS de la couche organique (LFH) était rapporté, un calcul avec et sans la couche a pu être fait en guise de comparaison des approches d'échantillonnage. En plus de la profondeur d'échantillonnage du sol et de la présence/absence de la couche LFH dans le calcul du stock de COS, d'autres variables relatives à l'approche méthodologique ont été retenus dans chacune des études : design d'étude (sites appariés, chronoséquence ou rétrospectif), âge de la plantation (<10 , 10-30 ou >30 ans), taille des particules analysées (<2 mm ou >2 mm). Les variables suivantes ont aussi été retenues pour expliquer l'accumulation des stocks de COS après afforestation : affectation précédente des terres (culture, pâturage ou prairie), historique d'aménagement (fertilisé ou non, labouré ou non), zone climatique (boréal, tempéré continental, tempéré océanique, subtropical ou tropical), teneur en argile (basse = $<33\%$, élevée = $>33\%$), pH du sol (bas <5 , moyen 5-7 ou élevé >7), niveau de perturbation lié à la préparation du site de plantation (faible ou élevée), densité de la plantation (basse <1600 tiges ha^{-1} , élevée >1600 tiges ha^{-1}) et espèce d'arbre plantée (eucalyptus, pin, autres conifères ou autres feuillus).

L'effet de l'afforestation sur les stocks de COS a été comparé entre les études en utilisant la proportion de changement observée dans le stock de COS après afforestation par rapport à la valeur initiale du stock de COS. Cette variable (Δ STOCK%) a été calculé comme suit :

$$\Delta\text{STOCK}\% = (\Delta\text{STOCK} / i\text{STOCK}) * 100 ;$$

où Δ STOCK (en Mg ha⁻¹) signifie la variation observée dans le stock de COS après afforestation et iSTOCK (en Mg ha⁻¹) signifie la valeur initiale du stock de COS avant afforestation (design rétrospectif) ou évalué à partir d'un sol agricole témoin adjacent (sites appariés ou chronoséquence). Cette variable étant maintenant comparable d'un site à l'autre et d'une étude à une autre, un modèle linéaire mixte (PROC MIXED) a été conçu, incluant 9 facteurs comme variables explicatives fixes (affectation précédente des terres, fertilisation, labourage, zone climatique, teneur en argile, pH du sol, perturbation pré-plantation, densité à la plantation, et espèce d'arbre plantée; énoncé MODEL) et 6 facteurs représentant des erreurs méthodologiques potentielles comme variables aléatoires (auteurs de l'étude, design d'étude, profondeur d'échantillonnage, âge de la plantation, inclusion de la couche LFH et inclusion des particules >2 mm; énoncé RANDOM). L'ajout de ces variables aléatoires au modèle permet d'enlever leurs effets sur la variable dépendante Δ STOCK%. Puisque les différentes études peuvent varier en terme de qualité, les données ont été pondérées (énoncé WEIGHT) en fonction de l'effectif de l'échantillon (n). Les ensembles de données n'étant pas complets pour tous les 9 facteurs considérés, le nombre d'observations ont été spécifiées sur les figures pour chaque niveau du facteur considéré dans l'analyse. Pour cette raison, bien que les

interactions entre les facteurs puissent être des variables intéressantes à considérer, elles n'ont pu être approfondies dans cette méta-analyse. Les différences significatives ont été détectées à l'aide de tests de contrastes orthogonaux (énoncé CONTRAST). La condition de normalité des données a été vérifiée à l'aide de la combinaison des tests de Shapiro-Wilk, Cramer-von Mises et Anderson-Darling (PROC UNIVARIATE). Certains facteurs (température, précipitations, disponibilité des éléments nutritifs, saturation du système en C) n'ont pas été ajoutés à l'analyse d'une part à cause de la colinéarité avec les autres facteurs et, d'autre part, à cause d'une forte quantité de données manquantes dans le jeu de données. Considérant leur importance dans la dynamique du COS, ces facteurs feront tout de même l'objet d'une section distincte dans la synthèse. Toutes les analyses statistiques ont été effectuées avec le logiciel SAS v. 9.1 (SAS Institute Inc., Cary, NC) et le seuil de signification a été placé à 0,05 sauf lors d'avis contraire. Les résultats du modèle linéaire mixte sont affichés à l'annexe B.

3.0 FACTEURS CONDITIONNANT LA RÉGÉNÉRATION DES STOCKS DE CARBONE ORGANIQUE DU SOL APRÈS AFFORESTATION

3.1 Historique du territoire

3.1.1 Affectation précédente des terres

Connaître l'historique d'utilisation du territoire avant l'afforestation peut expliquer beaucoup sur la variabilité des contenus en COS ($F=4,76$; $p<0.01$). Selon les 3 catégories d'affectation des terres considérées (culture, pâturage et prairie), on observe une influence significative plus marquée de l'afforestation sur les sols ayant connu des pratiques culturales dans leur histoire (Figure 1). L'afforestation cause en moyenne une augmentation des stocks de COS de 34 % pour les cultures, et moins de 5 % pour les pâturages et les prairies. Plusieurs études confirment d'ailleurs ces résultats. Guo et Gifford (2002) ont évalué que l'afforestation d'un sol affecté précédemment à la culture engendrait des gains en COS de 18%, mais causait des pertes de 10% lors de la conversion d'un pâturage. Comme nous, ils ont observé une différence d'accumulation d'environ 30% entre la culture et le pâturage. Similairement, Paul et al. (2002) ont observé un accroissement des stocks de COS dans la culture alors qu'il y avait une tendance vers la décroissance dans les pâturages et les prairies.

L'explication relative à la différence d'accumulation de COS entre les catégories d'affectation résiderait dans la ressemblance entre le milieu forestier et la catégorie d'affectation au niveau des composantes de leur système (c.-à-d. la taille des flux entrants

et sortants, les mécanismes de contrôle). En d'autres mots, plus la valeur des composantes du système agricole s'éloignent d'un système forestier, plus l'afforestation aura un effet important sur la régénération des stocks de COS. Premièrement, comme c'est le cas avec le système en culture, les apports en C sont généralement inférieurs à ceux d'un système forestier. La faible PPN et la récolte annuelle de la biomasse végétale dans les cultures diminuent les apports de C au sol (Imhoff et al. 2004). Deuxièmement, le système en culture est caractérisé par de fortes pertes de C générées par un régime élevé de perturbations. Les différentes pratiques agricoles conduisent à des niveaux de perturbation différents qui affecte les stocks de COS de plusieurs façons. Par exemple, les perturbations engendrées par le labourage augmentent les taux de décomposition du COS, détruisent les agrégats et la structure physique du sol, et favorisent l'érosion par l'eau et le vent (Six et al. 1999; McLauchlan 2006). Troisièmement, les mécanismes assurant la stabilisation du COS en milieu forestier sont souvent réduits en milieu cultural. L'abondance et la diversité d'organismes pédoturbateurs qui favorisent la formation d'agrégats stables (voir « protection physique » tableau 2) sont pratiquement nulles (Zou et Bashkin 1998). La récalcitrance des apports en C (voir « protection biochimique » tableau 2) est réduite chez les plantes de cultures comparé aux arbres des forêts (Lal 2005; Cerli et al. 2006). Finalement, d'autres mécanismes contrôlant la dynamique des flux diffèrent entre les systèmes forestiers et culturaux. Les conditions microclimatiques, par exemple, varient considérablement entre un milieu forestier et un champ cultivé. L'absence d'un couvert forestier augmente la température du sol et favorise ainsi les pertes de C par décomposition microbienne. Pour toutes les raisons énumérées ci-dessus, l'état d'équilibre dans le système de culture est généralement maintenu à des valeurs de

COS inférieures à celles des milieux forestiers, une réduction d'environ 20-40% en moyenne par rapport aux valeurs initiales de COS avant déforestation (Mann 1986; Post et Kwon 2000; Murty et al. 2002; Ogle et al. 2005). Par conséquent, l'afforestation a un impact remarquable lorsque effectuée sur un sol de culture. L'augmentation des apports en C, la diminution des pertes de C et le renforcement des mécanismes de séquestration liées à l'établissement d'une plantation régénère les stocks de COS. L'établissement de la plantation déplace l'équilibre du système de culture vers un système forestier (vers des stocks de COS plus élevé). L'atteinte de ce nouvel équilibre peut prendre environ 40 ans (Guo et Gifford 2002), mais peut être beaucoup plus long dans certains cas (Cerli et al. 2006; Wang et al. 2006; Vesterdal et al. 2008).

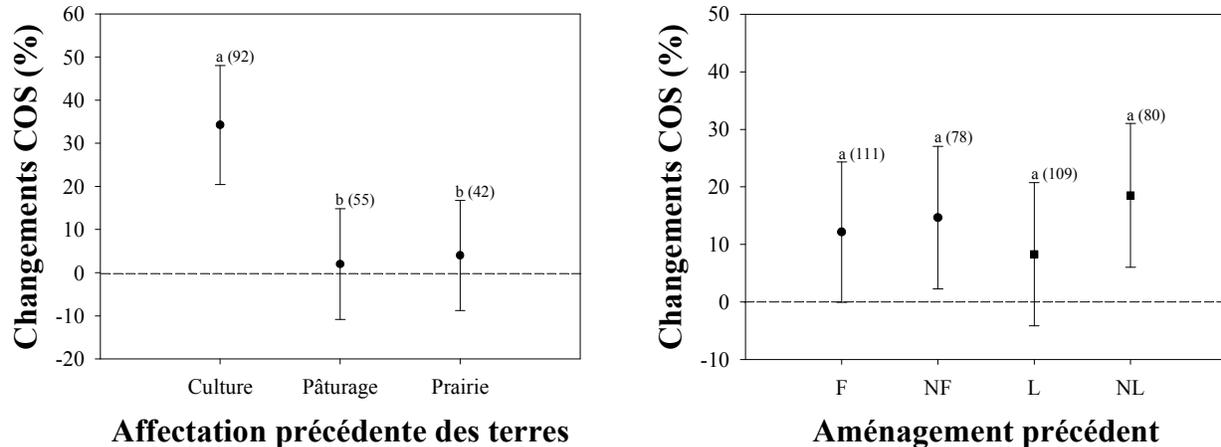


Figure 1. Influence de l'affectation précédente des terres (gauche) et de l'aménagement précédent (droite) sur les changements dans les stocks de COS après afforestation. F : sol fertilisé, NF : sol non fertilisé, L : sol labouré, NL : sol non labouré. Les barres d'erreurs sont les erreur-types de la moyenne. Une lettre différente signifie une différence significative à $p < 0,05$. Le nombre d'observations est entre parenthèses.

Contrairement au système de culture, l'afforestation a peu d'impact sur les systèmes moins dégradés par l'intervention humaine comme les pâturages et les prairies (Figure 1). Dans un pâturage, les perturbations sont plus faibles et sont plutôt reliées au broutage et au piétinage par les animaux d'élevage (bétail), bien que certains pâturages ont été labourés et/ou fertilisés au cours de leur histoire. Dans une prairie, les perturbations sont pratiquement inexistantes; il n'y a généralement pas d'intervention humaine. Ainsi, plusieurs études ont montré que les sols des pâturages et les prairies pouvaient emmagasiner autant sinon plus de C que les sols forestiers (Lugo et Brown 1993; Corre et al. 1999; Franzluebbers et al. 2000; Garten et Ashwood 2002). Contrairement aux arbres dont l'allocation se fait principalement dans le tronc, les plantes herbacées allouent la plus grande partie de leur biomasse au système racinaire (Cerri et al. 1991; Kuzyakov et Domanski 2000). De plus, le taux de renouvellement (*turnover*) de cette biomasse sous-terrainne (racinaire) est beaucoup plus rapide que celle des milieux forestiers (Kuzyakov et Domanski 2000; Guo et al. 2007). Les apports en C racinaires sont donc plus élevés dans les écosystèmes herbacés que dans les écosystèmes forestiers. À partir de carottes de sol et de minirhizotrons, Guo et al. (2007) ont d'ailleurs montré que les racines d'une plante de prairies (*Themeda triandra* Forssk.) en Australie fournissent 3,6 Mg de C ha⁻¹ an⁻¹ contre 2,7 Mg de C ha⁻¹ an⁻¹ pour une forêt de *Pinus radiata* (D. Don.). D'autre part, Yakimenko (1998) a suggéré que le système racinaire dense des plantes herbacées restreint les échanges aqueux et gazeux, et limite ainsi les taux de décomposition. Par conséquent, comme les systèmes de pâturages et de prairies se rapprochent de celui des systèmes forestiers en termes de composantes systémiques,

l'impact de l'afforestation sur l'accumulation de COS est négligeable, et pourrait même être, dans certains cas, négatif.

3.1.2 Aménagement des terres

Pour mieux expliquer les différences observées dans l'accumulation de COS selon les différentes catégories d'affectation, les facteurs fertilisation et labourage ont été isolés. Bien que le labourage et la fertilisation soient rigoureusement associés au sol en culture, ces actions d'aménagement ont également été pratiquées dans certains pâturages au cours de leur histoire. Les résultats de l'analyse ne montrent cependant pas d'effet significatif de l'afforestation entre les sols labourés et non labourés ($F=1,3$; $p>0,10$; figure 1). Similairement, l'application de fertilisant n'a pas d'effet sur le changement des stocks de COS après afforestation ($F=0,1$; $p>0,10$). L'afforestation a le même effet sur les terres fertilisées et non fertilisées, soit entre 12-14 % d'augmentation des contenus en COS dans les deux cas.

Comme l'application de fertilisant et les perturbations liées au labourage ne semble pas être en cause pour expliquer l'accumulation importante de COS dans les anciennes cultures, d'autres facteurs seraient donc à l'origine. Il faut maintenant regarder quels sont les facteurs qui diffèrent entre la culture et le pâturage. Quatre hypothèses pourraient expliquer cette différence soit 1) l'intensité de ces actions d'aménagement, 2) les apports de C au sol, 3) le broutage par le bétail et 4) l'érosion. Premièrement, bien que la fertilisation et le labourage accomplis dans les cultures et les pâturages soient du même ordre, l'intensité peut varier grandement; les cultures subissant ces actions de façon

beaucoup plus intensive à comparé aux pâturages. Ce faisant, la fréquence des perturbations est plus élevée dans les cultures. Deuxièmement, l'apport de C au sol par unité de surface est souvent plus faible dans les cultures que les pâturages, d'une part à cause de l'intervalle entre les rangées de culture, mais aussi à cause de la récolte périodique de toute la biomasse végétale cultivée (Brown et Lugo 1990; Imhoff et al. 2004). Troisièmement, certains auteurs ont avancé l'hypothèse que le broutage par les animaux d'élevage stimulait la production racinaire des plantes de pâturage et accroît ainsi l'apport en COS (Conant et al. 2001; Guo et Gifford 2002). Finalement, l'intervalle plus ou moins large entre les plantes de cultures expose une bonne partie de la surface du sol à l'érosion par l'eau et le vent. Somme toute, les sols des cultures auraient des apports plus faibles en C et seraient plus sujets à des pertes de C que les sols des pâturages.

3.2 Climat

Avec le matériel parental, le temps, le biote et la topographie, le climat fait partie des 5 facteurs de formation du sol selon le concept classique d'Hans Jenny (1941). Le climat affecte non seulement les taux de décomposition de la matière organique (pertes en COS), mais aussi la PPN (apports en COS). En général, les taux de décomposition croissent avec la température et les précipitations; il en va de même pour la PPN. La capacité à stocker du C dans le sol va donc dépendre de la balance entre ces mécanismes d'apports et de pertes qui sont fortement influencés par les conditions climatiques.

3.2.1 Température

La température est reconnue pour affecter la dynamique du COS. Comme pour toutes les réactions biochimiques, elle affecte la vitesse à laquelle un processus est conduit (Davidson et Janssens 2006). Par conséquent, la température influencerait des processus comme la décomposition du COS, la minéralisation des éléments nutritifs, la nutrition des plantes et leur croissance. À un taux de précipitation fixe, une moyenne annuelle de température élevée est généralement associée à un taux de décomposition élevé, mais aussi une PPN élevée. Néanmoins, les contenus en COS diminuent avec l'augmentation de la température (McLauchlan, 2006). Les résultats de la synthèse de Post et Kwon (2000) montrent une tendance vers l'accroissement de l'accumulation de COS après afforestation, des régions fraîches (tempérées) vers les régions chaudes (tropicales). Leur analyse n'inclut toutefois pas les sols des régions plus froides (climat boréal), qui sont reconnus comme le réservoir majeur de COS (Tableau 1).

3.2.2 Précipitations

La quantité de précipitation annuelle est un facteur déterminant autant pour la croissance des plantes que pour la décomposition de la matière organique. Un régime de précipitation inférieur à 500 mm par année affecte la survie des plantes (Booth 1991). Au-delà de cette valeur, la PPN et l'accumulation de COS augmente généralement avec la moyenne des précipitations annuelles (Spain 1990; Nilsson et al. 1995; Simmons et al. 1996; Austin 2002). Malgré le fait que l'humidité favorise le processus de décomposition,

les précipitations annuelles élevées sont associées à des apports élevés en C et à un lessivage du C vers les horizons profonds du sol (Post et al. 1982).

3.2.3 Zone climatique

Basées sur la classification de Köppen (McKnight et Hess 2007), les zones climatiques ont été classés ici en 5 zones : boréale, tempérée continentale, tempérée océanique, subtropicale et tropicale. La zone boréale regroupe les climats frais des latitudes nordiques entre 50° et 60° pour la plupart, mais allant jusqu'à 70° dans l'hémisphère Sud. La zone continentale tempérée se situe sur les continents ou sur la côte orientale de ceux-ci, allant des latitudes 30° jusqu'à plus de 40°. Cette zone est caractérisée par des étés chauds et des hivers froids. Le climat océanique tempéré est caractérisé par des étés chauds, souvent pluvieux, et des hivers doux. Cette zone climatique se retrouve généralement à l'ouest des côtes continentales. La zone subtropicale se situe autant sur les côtes que sur les continents, entre les latitudes 25° et 40° (46° en Europe), et jouit d'étés chauds et humides. La zone tropicale, quant à elle, est caractérisée par la proximité de la mer, une faible élévation et une moyenne annuelle des températures >18°C.

Les zones climatiques combinent donc non seulement la moyenne annuelle des températures et le total des précipitations annuelles d'une région, mais aussi d'autres variables, comme la proximité de la mer, la topographie régionale, l'humidité relative et la saisonnalité de la région, qui sont susceptibles d'affecter la dynamique du COS. Ainsi, la régénération des stocks de COS après afforestation varie selon la zone climatique où

l'on se trouve ($F=1,8$; $p<0,10$). À la figure 2, on peut voir que l'afforestation dans la zone boréale induit des pertes moyennes de COS de 6 % alors qu'elle cause des gains d'environ 10 à 20 % dans les autres zones climatiques. Au tableau 1, on peut voir que les contenus en C des principaux biomes de la Terre varient d'un biome à l'autre, mais aussi d'un compartiment à l'autre (végétation *versus* sol). Bien que la chaleur et les fortes précipitations permettent une PPN élevée et une accumulation de C dans la biomasse végétale supérieure aux autres biomes (121 Mg ha^{-1}), les conditions climatiques en milieu tropical stimulent la décomposition et réduisent ainsi les stocks de COS. Ce qui fait du biome boréal, le système qui a le plus grand potentiel de stocker du C et majoritairement sous forme de COS. Pourtant, les résultats indiquent ici que l'afforestation effectuée en milieu boréal a un effet négatif sur les stocks de COS. La faible croissance des arbres et donc le faible apport de C au sol dans le biome boréal pourrait être à l'origine de cette tendance. C'est d'ailleurs ce qu'à conclu Ritter (2007) lors d'une étude d'afforestation avec du bouleau (*Betula pubescens* Enrh.) et du mélèze (*Larix sibirica* Ledeb.) le long d'une chronoséquence de 97 ans en Islande. Elle présume que les processus responsables des changements dans les contenus en C et en nutriments du sol sont plus lents en Islande que dans les régions climatiques plus douces. Par conséquent, il faudrait attendre plus de 100 ans pour observer une augmentation significative des contenus en COS dans certains endroits de la zone boréale. Cette hypothèse reste toutefois à confirmer.

Tableau 1. Contenus en carbone dans les principaux biomes du monde (Lal, 2005)

Biome	Contenu en C (Mg ha ⁻¹)		
	Végétation	Sol	Total
Boréal / Taïga	64	343	407
Tempéré	57	96	153
Tropical	121	123	244

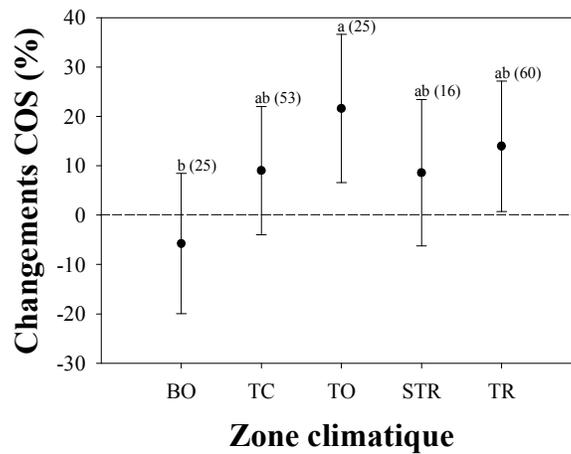


Figure 2. Influence des différentes zones climatiques sur les changements dans les stocks de COS après afforestation. BO : boréal, TC : tempéré continental, TO : tempéré océanique, STR : subtropical, TR : tropical. Les barres d'erreurs sont les erreur-types de la moyenne. Une lettre différente signifie une différence significative à $p < 0,10$. Le nombre d'observations est entre parenthèses.

3.3 Propriétés du sol

3.3.1 Matériel parental et texture

Le matériel géologique parental détermine partiellement la composition et la teneur en argile qui sont considérées comme des facteurs déterminants dans la dynamique du C et de l'azote (Hassink 1997; Côté et al. 2000; McLauchlan 2006). Les particules fines et en particulier les argiles (particules $< 2 \mu\text{m}$) sont reconnues pour adsorber les particules

organiques et ainsi contribuer à la formation de complexes organo-minéral stables, les agrégats. La protection physique (voir tableau 2) contre les organismes décomposeurs conférée par les agrégats serait un mécanisme important assurant la longévité du COS (Blanco-Canqui et Lal 2004). Dans un pâturage de l’Australie, Skjemstad et al. (2008) ont récemment démontré que la protection à l’intérieur des micro-agrégats était le mécanisme majeur de protection de la matière organique dans leurs sites d’étude. Plusieurs auteurs suggèrent que les stocks de COS sont contrôlés par les apports en matière organique (PPN) dans les sols à texture grossière et par la minéralogie de l’argile dans les sols à texture fine (Christensen 1992; Hassink 1995; Quiroga et al. 1996).

Tous les types d’argiles ne possèdent pas la même réactivité (faible *versus* haute) et structure (cristalline *versus* non cristalline), et donc les mêmes propriétés. Par exemple, le mica, la smectite et la vermiculite possèdent une structure feuilletée (phyllosilicates) qui serait supérieure dans sa capacité d’adsorption et de stabilisation de la matière organique comparé à d’autres types d’argile (Tate 1987). En plus de la capacité d’adsorber la matière organique, Laird et al. (2001) ont identifié 2 autres mécanismes de séquestration du COS par les particules d’argile : la polymérisation de substances organiques et la séquestration (physique et chimique) des composés organiques polymérisés par les cristaux d’argile. Les argiles pourraient même jusqu’à empêcher les pertes de COS associées aux changements d’affectation des terres. Malgré tout ce potentiel théorique, peu d’études ont réussi à montrer que la minéralogie et la texture jouait un rôle positif dans le rétablissement des stocks de C après afforestation (p.ex. Giddens et al. 1997; Tate et al. 1997). Toutefois, en utilisant la base de données nationale

des sols de la Nouvelle-Zélande, Scott et al. (1999) ont montré que l'afforestation de pâturages avec *Pinus radiata* (D. Don) avait un effet négatif sur les stocks de C de tous les types de sol (baisse de 20-40%), excepté les sols constitués d'argile à haute réactivité (*HCA* : *high clay activity*), où il n'y avait pas de différence.

La présente analyse confirme la théorie et aborde en ce sens que les sols argileux ont un potentiel d'accumulation de COS plus élevé qu'un sol à texture grossière après afforestation ($F=5,29$; $p<0,01$). On peut voir à la figure 3 que les sols contenant une proportion élevée en argile (>33 % d'argile) accumulent significativement plus de COS après afforestation que les sols plus faibles en argile (<33% d'argile). Un sol à teneur élevée en argile accumule près de dix fois plus de C qu'un sol faiblement argileux (Figure 3).

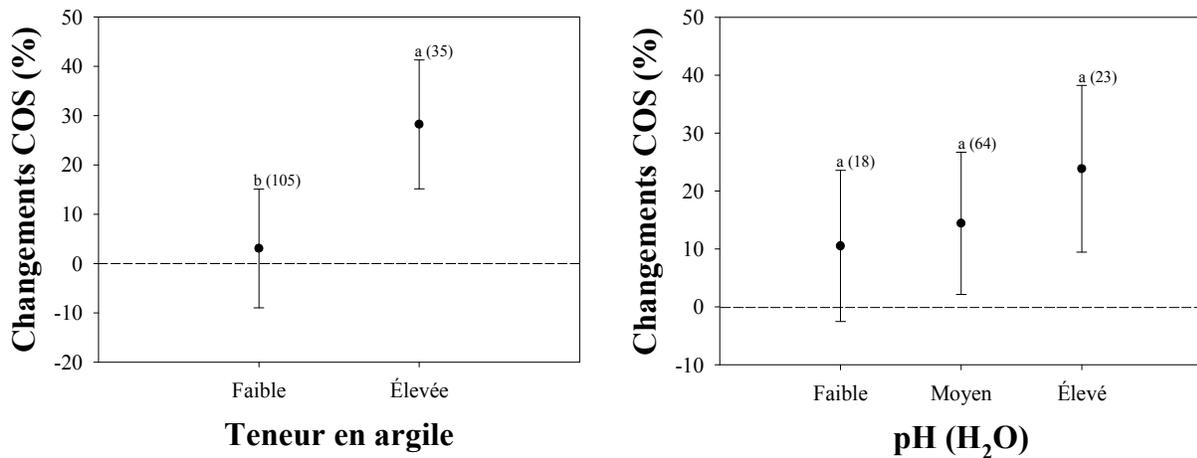


Figure 3. Influence de la teneur en argile (gauche) et du pH du sol (droite) sur les changements dans les stocks de COS après afforestation. Les barres d'erreurs sont les erreurs-types de la moyenne. Une lettre différente signifie une différence significative à $p<0,05$. Le nombre d'observations est entre parenthèses.

3.3.3 Disponibilité des éléments nutritifs

Azote

Excluant les régions arides, l'azote (N) est le principal élément limitant la croissance des plantes dans les écosystèmes naturels (Agren et Bosatta 1996; Poulton et al. 2003). La réponse des stocks de COS à l'augmentation de la disponibilité du N est variable. Premièrement, l'augmentation de la disponibilité en N peut augmenter les contenus en COS par l'augmentation des apports en C au sol engendrée par la stimulation de la croissance des arbres. Ainsi, d'après la méta-analyse de Johnson et Curtis (2001), les forêts fertilisées ont des stocks de COS 20% supérieurs à ceux des forêts non fertilisées. Knops et Tilman (2000) ont d'ailleurs montré que le taux d'accumulation de N contrôlait l'accumulation de COS, 61 ans après l'abandon de l'agriculture dans les plaines sablonneuses du Minnesota. Deuxièmement, l'augmentation de la disponibilité en N peut augmenter la qualité de la matière organique et, par conséquent, la vitesse à laquelle elle se décompose et donc diminuer les stocks de COS (Paul et Clark 1996). Ainsi, un rapport technique récent, relatant les données du plus vieux site expérimental en culture de maïs, montre un déclin net des stocks de COS lorsque soumis à une fertilisation intensive (NPK), et ceci, malgré des apports de C plus élevée dans les parcelles fertilisées (Khan et al. 2007). Les pertes de COS liées à la fertilisation peuvent même aller jusqu'à réduire la concentration en matière organique du sol de 50% par rapport à la plantation non fertilisée (Gilmore et Boggess 1963). Somme toute, le rôle du N dans la dynamique du COS est complexe et requiert plus d'attention.

Calcium

Le calcium (Ca) joue sans doute un rôle majeur dans l'accumulation et la séquestration du COS. Cet élément est reconnu d'un côté pour assurer la stabilité du COS en augmentant le pH du sol et en favorisant ainsi la présence de macro-invertébrés pédoturbateurs (Reich et al. 2005), qui favorisent la formation d'agrégats, mais également en formant des liens chimiques solides (ponts Ca) qui accroissent la stabilité de ces agrégats (Chan et Heenan 1999; Wuddivira et Camps-Roach 2007). Ainsi, Morris et al. (2007) ont montré que le Ca était positivement associé à l'accumulation de COS après afforestation. Bien que la relation de cause à effet n'ait pu être démontrée, cela indique tout de même le rôle potentiel du Ca dans l'accumulation du COS. Inversement, le Ca est reconnu pour stimuler l'activité microbienne et mobiliser les éléments (C et nutriments) contenu dans l'horizon organique du sol (Jandl et al. 2007). Dans la majorité des cas, le chaulage se résume à des pertes nettes de C dans les forêts boréales et tempérées (Lundström et al. 2003). Par ailleurs, une étude des taux de décomposition de la litière, chez plusieurs espèces d'arbres, montre que les litières initialement riches en Ca retardent en général la valeur limite de décomposition (voir Berg 2000 pour plus de détails). Encore là, peu d'étude se sont penchées sur l'influence du Ca dans la régénération des contenus en COS après afforestation. D'autres études sont donc requises afin de mieux identifier la direction de son influence.

3.3.4 pH

Le pH du sol déterminerait l'activité bioturbatrice du sol et ultimement la formation d'agrégats stables. Après 120 ans de régénération naturelle à la ferme expérimentale de

Rothamsted, en Angleterre, Poulton et al. (2003) ont observé la formation d'une couche de litière dans le site Geescroft (pH=4,4), mais pas au site Broadbalk (pH=7,7). Les auteurs ont attribué ceci au fait que les sols acides (pH<4,5) ne permettaient pas la survie d'organismes pédoturbateurs comme *Lumbricus terrestris* (L.). Les résultats de l'analyse statistique montrent une tendance vers l'accroissement des contenus en COS avec l'augmentation du pH du sol (pH faible=10%, pH moyen=14%, pH élevé= 24%; figure 3), mais la variabilité des données induit une relation non significative (F=1,46; p>0,10).

3.4 Options d'aménagement

Bien que l'aménagement en milieu forestier soit généralement moins intensif que l'aménagement des cultures, il y a plusieurs stratégies d'aménagement qui peuvent accroître ou réduire les stocks de COS dans les plantations.

3.4.1 Perturbation pré-plantation

Les perturbations liées à l'établissement de la plantation et plus spécifiquement le labourage du sol à l'aide d'un disque serait en partie responsable des pertes de COS dans les premières années suivant l'afforestation (Turner et Lambert 2000). L'intensité des perturbations liées à la préparation du site de plantation a été divisée en deux catégories : faible et élevée. Les faibles perturbations réfèrent à aucune préparation intensive du sol et à la plantation fait à la main. Les perturbations élevées réfèrent plutôt aux sites ayant eu une préparation mécanique du sol (labourage, buttage, sillage) et/ou ayant eu recours à l'utilisation de machinerie pour la plantation des arbres. La préparation mécanique du sol

augmente la variabilité spatiale du COS et la détection d'un changement dans les stocks de COS devient ainsi plus difficile (Paul et al. 2002). L'analyse ne révèle pas de différence significative entre les deux régimes de perturbations pré-plantation ($F=0,52$; $p>0,10$). Néanmoins, les sols faiblement perturbés à la préparation du site ont tendance à accumuler environ 8% de plus que les sols fortement perturbés (Figure 4).

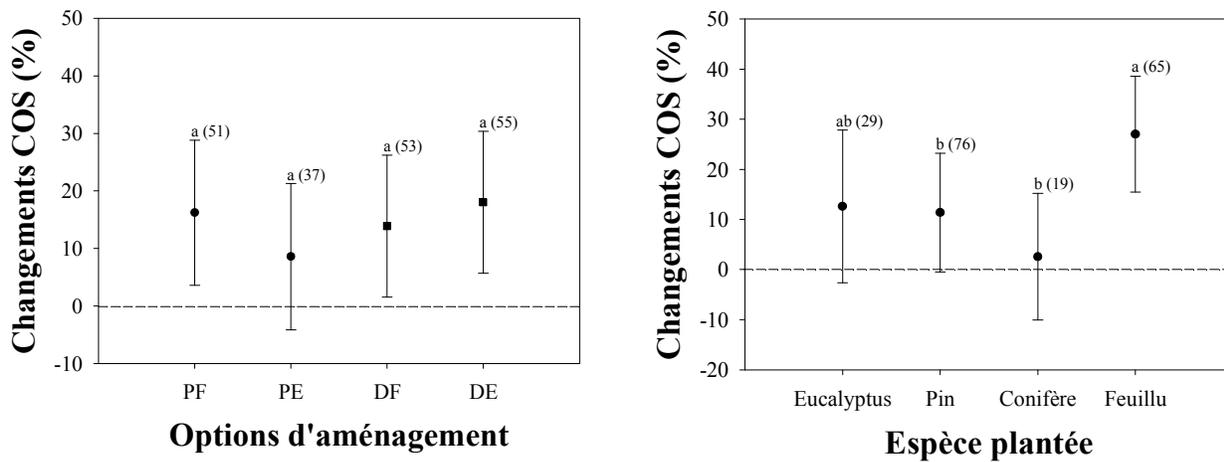


Figure 4. Influence des perturbations pré-plantation, de la densité de plantation (gauche) et de l'espèce d'arbre plantée (droite) sur les changements dans les stocks de COS après afforestation. PF : perturbations faibles, PE : perturbations élevées, DF : densité faible, DE : densité élevée. Les barres d'erreurs sont les erreur-types de la moyenne. Une lettre différente signifie une différence significative à $p<0,05$. Le nombre d'observations est entre parenthèses.

3.4.2 Densité à la plantation

La densité à laquelle les arbres ont été plantés influence les conditions microclimatiques du sol (température, humidité) et la quantité de litière produite dans la plantation. Ces facteurs affectent ultimement les taux de décomposition, mais aussi les apports de C au sol. Une densité élevée de plantation augmente les apports de C au sol et accélère la

fermeture du couvert forestier qui aura pour effet de favoriser l'accumulation de matière organique au sol. Ainsi, lorsque la séquestration du COS fait partie des objectifs du projet de plantation, Turner et al. (2005) recommandent d'augmenter la densité initiale de la plantation pour maximiser la production à court terme. Toutefois, des études récentes n'ont observé aucune différence de la densité de plantation sur les stocks de COS (Binkley et Resh 1999; Davis et al. 2007). En accord avec les précédentes, les résultats de la présente étude ne montrent aucune influence de la densité sur les changements de COS après afforestation ($F=1,61$; $p>0,10$). On note un accroissement des stocks de COS de 14 % et 18 % pour les densités faibles et élevées, respectivement, par rapport à un sol agricole (Figure 4).

3.4.3 Espèce d'arbre plantée

Les espèces d'arbres ont le potentiel d'influencer la taille et la dynamique des stocks de COS à cause de la variabilité dans leurs apports de C (quantité et qualité) et dans leurs pertes. En effet, les caractéristiques des espèces régulent le stockage du COS en contrôlant l'assimilation du C, son transfert et son stockage dans la biomasse souterraine, et sa libération par la respiration du sol, le lessivage et le feu (De Deyn et al. 2008). L'accumulation d'un horizon organique (LFH) est largement influencée par la différence entre les apports via la chute de litière et les pertes par la décomposition et diffère ainsi de façon remarquable entre les espèces (Binkley et Giardina 1998). L'influence des espèces sur la dynamique du COS dans l'horizon minéral est plus complexe. En effet, les espèces d'arbres peuvent affecter trois mécanismes de

stabilisation du COS dans le sol minéral : la récalcitrance biochimique, la stabilisation chimique et la protection physique (Tableau 2). Par le biais de ces mécanismes, les espèces d'arbres affectent donc l'accumulation et le maintien des stocks de COS dans un peuplement.

Tableau 2. Mécanismes impliqués dans la stabilisation du COS dans l'horizon minéral ayant pour effet de limiter l'accessibilité aux décomposeurs et de réduire ainsi les taux de décomposition (Sollins et al. 1996; Six et al. 2002b); m.o. : matière organique, m.inorg. : matière inorganique.

Mécanismes	Explication
Récalcitrance biochimique	Certains composés chimiques de la m.o. (lignine, composés phénoliques, lipides, etc.) sont plus récalcitrant à l'action des micro-organismes décomposeurs et leurs enzymes
Stabilisation chimique (interactions)	Il existe des affinités inter-moléculaires entre la m.o. et la m.inorg. (ou autres m.o.) qui altèrent les taux de décomposition.
Protection physique (inaccessibilité spatiale)	La protection de la m.o. causé par l'occlusion de la m.o. dans les agrégats, l'intercalation avec des pylosilicates ou l'hydrophobicité limite l'accessibilité aux micro-organismes décomposeurs

Plusieurs études ont montré que l'espèce d'arbre planté pouvait avoir un effet important sur le rétablissement de la réserve de COS après afforestation (Resh et al. 2002; Vesterdal et al. 2002; Paul et al. 2003; Lemma et al. 2006). La présente méta-analyse aborde dans le même sens ($F=5,99$; $p<0,001$). L'établissement de plantations d'*Eucalyptus* spp. et de *Pinus* spp. accroissent les stocks de COS d'environ 12%, alors que les feuillus (excluant les *Eucalyptus* spp.) les augmentent de près de 30%. Les conifères (excluant les *Pinus* spp.), quant à eux, ont peu d'effet sur les stocks de COS (3%).

Les conifères et les feuillus possèdent des stratégies distinctes d'allocation de la biomasse. En effet, les feuillus ont généralement un système racinaire plus volumineux et s'ancrant plus profondément dans le sol (Strong et La Roi 1983). Par conséquent, une biomasse sous-terrainne plus élevée devrait générer des apports plus élevée en COS d'origine racinaire. De plus, comme la majorité des sites d'études avec conifères (traités dans cette méta-analyse) sont plutôt associés aux régions froides du globe, la probabilité de détection d'un changement des stocks de COS (voir Smith 2004) est plus faible à cause de la faible croissance végétale dans ces régions. Ainsi, Turner et Lambert (2000) ont montré une réduction des stocks de COS dans les plantations de conifères.

Bien que la présente méta-analyse suggère un effet positif des pins (*Pinus* spp.) sur l'accumulation de COS (Figure 4), ces derniers ont la réputation de ne pas avoir la capacité de renflouer les stocks de C du sol après plantation, avec des valeurs de COS inférieures à celles de sols agricoles (Guo et Gifford 2002). Toutefois, dans bon nombre de ces études, les auteurs ne tenaient pas compte notamment de la couche organique dans leurs évaluations des contenus en COS. La correction pour les erreurs méthodologiques du présent modèle mixte permet ainsi de reconnaître la capacité d'accumulation de COS des *Pinus* spp.

Les espèces qui possèdent un ratio biomasse racinaire-biomasse aérienne plus élevé sont plus enclines à séquestrer du COS dans les horizons profonds du sol; ce qui contribue à une meilleure protection du COS face à la décomposition (Lorenz et Lal

2005; Skjemstad et al. 2008). Seely et al. (2002) suggèrent d'ailleurs que la sélection des espèces d'arbres pour la plantation offre la possibilité de maximiser soit le stockage de COS ou soit la production biomasse ligneuse. Il existe toutefois un compromis entre ces deux extrêmes. La présence d'espèces fixatrices d'azote serait aussi une façon d'accroître les contenus en COS dans les plantations. D'après la méta-analyse de Johnson et Curtis (2001), la présence d'espèces fixatrices d'azote dans le peuplement est associée avec une augmentation moyenne de plus de 30% des stocks de COS par rapport aux peuplements n'en contenant pas. La sélection de plusieurs espèces pour la plantation (peuplement mixte) pourrait également accroître les stocks de COS si les différentes espèces sélectionnées sont fonctionnellement complémentaires (Fornara et Tilman 2008). Malheureusement, peu d'études ont exploré cette voie dans un contexte d'afforestation.

3.5 Méthode d'échantillonnage

3.5.1 Design d'étude

Le design d'étude est généralement de trois types : sites appariés, chronoséquence et design rétrospectif. Les sites appariés permettent la comparaison entre une plantation et un site agricole témoin, adjacent à la plantation. Cette approche a l'avantage de permettre la comparaison entre plusieurs traitements (fertilisation, densité, éclaircie, espèces, etc.) et conditions abiotiques (climat, topographie, drainage, etc.). L'élaboration d'un tel dispositif est aussi très simple et peu coûteux. Les désavantages reposent sur l'incertitude quant à l'uniformité de certaines variables prétendues fixes entre les différents sites (plantations et témoins), mais aussi par le fait que l'échantillonnage constitue une mesure

unique dans le temps. L'extension du design des sites appariés à la chronoséquence peut partiellement régler ce dernier problème. La chronoséquence est la combinaison d'une série de sites appariés, aux conditions, encore là, supposément similaires, échelonnés dans le temps pour simuler une succession végétale. Cette méthode fait la prémisse de base que chaque site de la séquence diffère seulement en âge et que chacun a connu la même histoire autant du point de vue abiotique que biotique. On a récemment remis en cause la légitimité de cette méthode puisqu'une grande partie de son utilisation s'est fait sans validation de la prémisse de base (Johnson et Miyanishi 2008). Au mieux, lorsque les auteurs avaient cru bon d'en faire la justification, seule une indication relative à la similarité du type de substrat ou de la topographie était fournie (Johnson et Miyanishi 2008). Finalement, le design rétrospectif ré-échantillonne les mêmes sols sur une période de temps donnée (mesures répétées). Ce design est probablement le plus puissant, le moins biaisé, puisqu'il élimine la variation d'erreur associées aux conditions différentes entre les sites du design appariés et de la chronoséquence, mais demande plus d'investissement dans son élaboration. Il requiert aussi plus temps avant d'obtenir des résultats puisque des changements dans les stocks de COS sont observables après plusieurs années seulement. De toutes les études considérées dans cette synthèse, une majorité sont issues de la méthode des sites appariés (65 %). Ainsi, d'après l'estimation des paramètres de covariance, il apparaît que le design d'étude explique une bonne partie de la variation dans les changements de COS après afforestation (Annexe B).

3.5.2 Profondeur d'échantillonnage du sol

La profondeur d'échantillonnage du sol est un élément important à surveiller dans la conception du plan d'échantillonnage. Plusieurs raisons soutiennent l'utilisation d'un plan d'échantillonnage qui favorise la récolte d'échantillons de sol le plus profonds possibles pour bien évaluer le stock total de COS. Notamment, les études ayant échantillonné uniquement l'horizon de surface sous-estiment les stocks de COS des plantations considérant que les arbres ont un système racinaire plus profond que les plantes de culture ou de prairie. Également, les pratiques agricoles comme le labourage peuvent perturber le sol jusqu'à 40 cm de profondeur. Il est donc important d'échantillonner en-deçà de cet horizon de perturbation (horizon Ap) puisque le COS de l'horizon profond non perturbé ne devrait pas réagir de la même façon suite à l'afforestation. La stabilité et le temps de résidence moyen du COS augmentent avec la profondeur du sol (Lorenz et Lal 2005). Cependant, l'estimation des paramètres de covariance montre que la profondeur d'échantillonnage explique faiblement la distribution des données (Annexe B).

3.5.3 Âge de la plantation

L'âge de la plantation est un élément important à considérer lorsqu'on évalue les stocks de COS d'un milieu forestier. Dans les premières années suivant l'établissement de la plantation, une diminution des stocks de COS a souvent été observé (Paul et al. 2002). À mesure que la plantation avance en âge, l'augmentation de la quantité des apports en C

accompagné d'un nouveau régime microclimatique (Bouwman et Leemans 1995) et d'une meilleure protection de la matière organique (Six et al. 2002a; Del Galdo et al. 2003) favorise l'accumulation de COS. Par conséquent, lorsque l'évaluation des contenus en COS n'est pas répétée dans le temps (p.ex. design sites appariés), l'âge de plantation peut conduire à des résultats biaisés dépendamment si le système échantillonné est en équilibre ou pas. Par exemple, un échantillonnage fait dans les premières années après l'afforestation conduirait à une sous-évaluation des stocks de COS dans la plantation par rapport au sol agricole, à cause des pertes de C associés aux perturbations à la préparation de la plantation et à la faible PPN dans les premières années suivant l'afforestation. L'estimation des paramètres de covariance du modèle révèle d'ailleurs que l'âge de plantation est une variable majeure pour expliquer la variabilité des données de la méta-analyse (Annexe B).

3.5.4 Inclusion de la couche LFH

Selon le système canadien de classification des sols, un sol se définit comme un matériau minéral ou organique non consolidé, d'au moins 10 cm d'épaisseur, qui se trouve naturellement à la surface du globe et est capable de supporter la croissance des plantes (Soil Classification Working Group 1998). Par conséquent, la couche organique ou couche LFH est une partie intégrante du sol et l'ignorer dans le calcul des stocks de COS revient à sous-estimer les stocks de COS. Contrairement aux plantes herbacées, la plupart du C retourné au sol par les arbres provient de la chute de litière (Richter et al. 1999; Scott et al. 1999). Ainsi, 115 ans après l'abandon de l'agriculture dans le nord-ouest des États-Unis, le C accumulé dans la couche LFH représentait 71% du stock total de COS de

la forêt (Hooker et Compton 2003). Bien que moins stable que le C contenu dans la couche minérale, au fil des années, le C de la couche organique aura tendance à rejoindre les horizons profonds du sol minéral où il gagnera en stabilité (Cole et al. 1977; Kaiser et Guggenberger 2003; Cerli et al. 2006). D'autre part, dû à multitude de facteurs, le taux de renouvellement (*turnover*) de la couche organique diminue avec le temps et résulte en un réservoir de C significatif de longue vie (Hooker et Compton 2003).

La divergence de résultats observés entre les différentes études quant à la capacité de l'afforestation à régénérer les stocks de COS ne provient-elle pas en grande partie d'une erreur méthodologique, c'est-à-dire de la considération ou non de la couche organique dans l'analyse des stocks de COS? Plusieurs études montrent que c'est peut-être le cas. En effet, l'inclusion de la couche organique du sol, incluant la couche de litière, font souvent passer le sol d'une plantation d'un système qui génère des pertes de C à un système qui emmagasine du C par rapport au sol agricole témoin (p.ex. Chen et al. 2000; Wang et al. 2006). Les études ayant comptabilisées la couche organique dans leur calcul ont généralement un accroissement important des contenus en COS après afforestation. Parmi les paramètres de covariance estimés par l'analyse statistique, la covariable « inclusion de la couche LFH » est celle qui explique le plus de variabilité dans le jeu de donnée (annexe B). Par conséquent, parmi tous les facteurs qui influencent la régénération des stocks de COS, l'inclusion de la couche LFH est un facteur méthodologique majeur.

3.5.5 Inclusion des particules >2 mm

Traditionnellement, l'évaluation des stocks de COS s'effectuait en analysant la concentration en C des échantillons de sol après un passage au tamis de 2 mm. Cependant, il a été suggéré qu'en utilisant cette approche, on pouvait surestimer le contenu en C des sols agricoles par rapport aux sols forestiers, puisque les arbres ont généralement des racines plus grossières que les plantes de culture, de pâturage ou de prairie. Ainsi, une proportion plus importante de COS se retrouve dans la fraction >2 mm dans les sols forestiers. Conséquemment, certains auteurs ont opté pour une méthodologie incluant les particules supérieures à 2 mm (généralement 5 mm) pour leur estimation du stock de COS (Mendham et al. 2003; DeGryze et al. 2004; Wang et al. 2006; Ritter 2007). Toutefois, selon l'estimation des paramètres de covariance (Annexe B), l'inclusion des particules >2 mm dans la méthode d'analyse ne fait aucune différence, du moins, selon les études sélectionnées dans cette méta-analyse.

3.5.6 Saturation du système en C

Bien que l'accumulation de COS soit réduite lorsque le système a atteint un équilibre entre les apports et les pertes de C, il peut aussi arriver que l'accumulation de COS soit freinée lorsque la capacité d'accumulation du sol est atteinte, c'est-à-dire lorsque le sol devient saturé en C. L'habileté d'un sol à accumuler de la matière organique serait limitée par la surface spécifique disponible pour la sorption (Kaiser et Guggenberger 2003). Par conséquent, des erreurs d'interprétation peuvent émerger lorsqu'on ne tient pas compte de la saturation du système en C (Six et al. 2002b; West et Six 2007; Stewart et al. 2008).

4.0 CONCLUSION

D'après les résultats de la méta-analyse, il semble que les facteurs majeurs qui conditionnent la régénération des stocks de COS après l'afforestation sont : l'espèce d'arbre plantée, la teneur en argile du sol, l'affectation précédente des terres et, dans une moindre mesure, la zone climatique. Cependant, les données extraites des différentes études ne permettent pas de savoir si le retour vers des conditions de sols forestiers (au niveau des stocks de carbone) est atteint après l'établissement d'une plantation. Certaines études dont celles de DeGryze et al. (2004) et de Smal et Olszewska (2008) suggèrent que le retour à des stocks de COS de forêt naturelle (non perturbée) est rarement atteint. Même après plusieurs années, les contenus en COS d'une plantation n'équivalent pas ceux d'une forêt naturelle comparable.

Plus spécifiquement, la présente synthèse suggère que 1) les espèces d'arbres feuillus ont une meilleure capacité d'accumuler du COS, probablement à cause du ratio biomasse racinaire-biomasse aérienne plus élevé chez les feuillus que chez les conifères. 2) Elle ne supporte pas l'idée que l'afforestation effectuée avec des pins se solde par des pertes nettes de COS par rapport aux valeurs initiales (sol agricole). L'omission d'inclure la couche organique (LFH) dans le calcul des stocks de COS pourrait être à l'origine de cette divergence dans les résultats. 3) Elle montre que les sols riches en argile (>33%) ont une capacité près de 10 fois plus élevée pour accumuler du COS que les sols plus pauvres en argile (<33%). 4) Elle indique que l'impact positif de l'afforestation sur les stocks de COS est plus marqué dans les sols en culture que les pâturages ou les prairies, et que la taille de l'impact pourrait être prédit en comparant les différents systèmes au niveau de

leur composantes systémiques (c.-à-d. la taille des flux entrants et sortants, les mécanismes de contrôle). 5) Elle suggère que l'afforestation effectuée dans la zone climatique boréale génère des pertes de COS par rapport aux autres zones climatiques, probablement à cause de la faible croissance des arbres soumis à de telles conditions. Toutefois, il n'est pas exclu que des gains nets en COS s'observe, seulement la période de temps requise pour observer un changement dans les stocks de COS pourrait être longue.

D'autres facteurs, notamment la minéralogie de l'argile, la disponibilité de l'azote et du calcium, joueraient un rôle crucial dans l'accumulation du COS après l'afforestation. La littérature traitant de ces aspects dans un contexte d'afforestation étant peu abondante, on ne peut ici que spéculer sur leur véritable rôle et sur la direction de leurs effets. La compréhension des facteurs affectant le cycle global du C est fondamentale pour accroître notre capacité à prédire et atténuer les conséquences des changements climatiques. On encourage donc les chercheurs à poursuivre dans cette voie pour contribuer à l'avancement des connaissances sur le sujet. Toutefois, une attention toute particulière devrait être portée lors de la conception du dispositif d'échantillonnage pour éviter les erreurs méthodologiques. Il semblerait que l'inclusion de la couche organique dans le calcul des stocks de COS, l'âge de la plantation, mais aussi le fait de tenir compte du design d'étude, pourrait expliquer une bonne partie de la variabilité dans les résultats observés.

5.0 BIBLIOGRAPHIE

Agren, G.I. et Bosatta, E., 1996. Theoretical ecosystem ecology. Cambridge University Press, Cambridge, 250 pp.

Austin, A.T., 2002. Differential effects of precipitation on production and decomposition along a rainfall gradient in Hawaii. *Ecology* 83: 328-338.

Bashkin, M.A. et Binkley, D., 1998. Changes in soil carbon following afforestation in Hawaii. *Ecology* 79: 828-833.

Batjes, N., 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. Soil Sci.* 47: 151-163.

Berg, B., 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecol. Manag.* 133: 13-22.

Binkley, D. et Giardina, C., 1998. Why do tree species affect soils? The Warp and Woof of tree-soil interactions. *Biogeochemistry* 42: 89-106.

Binkley, D. et Resh, S.C., 1999. Rapid changes in soils following *Eucalyptus* afforestation in Hawaii. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 222-225.

Blanco-Canqui, H. et Lal, R., 2004. Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. *Crit. Rev. Plant Sci.* 23: 481-504.

Booth, T.H., 1991. Forest products: Where in the world? New climatic analysis methods to assist species and provenance selection for trials. *Unasylva* 42.

Bouwman, A.F. et Leemans, R., 1995. The role of forest soils in the global carbon cycle. In: McFee, W., Kellt, J.M. (Eds.), *Carbon forum and functions in forest soils*. Soil Science Society American, Madison, WI, pp. 503-525.

Brown, S. et Lugo, A.E., 1990. Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen content of soils. *Plant Soil* 124: 53-64.

Cerli, C., Celi, L., Johansson, M.B., Kogel-Knabner, I., Rosenqvist, L. et Zanini, E., 2006. Soil organic matter changes in a spruce chronosequence on Swedish former agricultural soil I. Carbon and lignin dynamics. *Soil Sci.* 171: 837-849.

Cerri, C.C., Volkoff, B., Andreaux, F. et Leopoldo, P.R., 1991. Nature and behaviour of organic matter in soils under natural forest, and after deforestation, burning and cultivation, near Manaus. *For. Ecol. Manag.* 38: 247-257.

Chan, K.Y. et Heenan, D.P., 1999. Lime-induced loss of soil organic carbon and effect on aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 1841-1844.

Chen, C.R., Condon, L.M., Davis, M.R. et Sherlock, R.R., 2000. Effects of afforestation on phosphorus dynamics and biological properties in a New Zealand grassland soil. *Plant Soil* 220: 151-163.

Christensen, B.T., 1992. Physical fractionation of soil organic matter in primary particles size and density separates. *Adv. Soil Sci.* 20: 1-90.

- Cole, V.C., Innis, G.S. et Stewart, J.W.B., 1977. Simulation of phosphorus cycling in semiarid grasslands. *Ecology* 58: 1-15.
- Conant, R.T., Paustian, K. et Elliott, E.T., 2001. Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecol. Appl.* 11: 343-355.
- Corre, M.D., Schnabel, R.R. et Shaffer, J.A., 1999. Evaluation of soil organic carbon under forests, cool-season grasses and warm-season grasses in the northeastern U.S. *Soil Biol. Biochem.* 31: 1531-1539.
- Côté, L., Brown, S., Paré, D., Fyles, J. et Bauhus, J., 2000. Dynamics of carbon and nitrogen mineralization in relation to stand type, stand age and soil texture in the boreal mixedwood. *Soil Biol. Biochem.* 32: 1079-1090.
- Davidson, E.A. et Janssens, I.A., 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* 440: 165-173.
- Davis, M., 2001. Soil properties under pine forest and pasture at two hill country sites in Canterbury. *N.Z. J. For. Sci.* 31: 3-17.
- Davis, M., Nordmeyer, A., Henley, D. et Watt, M., 2007. Ecosystem carbon accretion 10 years after afforestation of depleted subhumid grassland planted with three densities of *Pinus nigra*. *Glob. Change Biol.* 13: 1414-1422.
- De Deyn, G.B., Cornelissen, J.H.C. et Bardgett, R.D., 2008. Plant functional traits and soil carbon sequestration in contrasting biomes. *Ecol. Lett.* 11: 516-531.
- DeGryze, S., Six, J., Paustian, K., Morris, S.J., Paul, E.A. et Merckx, R., 2004. Soil organic carbon pool changes following land-use conversions. *Glob. Change Biol.* 10: 1120-1132.
- Del Galdo, I., Six, J., Peressotti, A. et Cotrufo, M.F., 2003. Assessing the impact of land-use change on soil C sequestration in agricultural soils by means of organic matter fractionation and stable C isotopes. *Glob. Change Biol.* 9: 1204-1213.
- Evans, J., 1992. *Plantation forestry in the tropics*. Second edition. Oxford University Press, New York, NY, 403 pp.
- Farley, K.A., Kelly, E.F. et Hofstede, R.G.M., 2004. Soil organic carbon and water retention following conversion of grasslands to pine plantations in the Ecuadoran Andes. *Ecosystems* 7: 729-739.
- Fornara, D.A. et Tilman, D., 2008. Plant functional composition influences rates of soil carbon and nitrogen accumulation. *J. Ecol.* 96: 314-322.
- Franzluebbers, A.J., Stuedemann, J.A., Schomberg, H.H. et Wilkinson, S.R., 2000. Soil organic C and N pools under long-term pasture management in the Southern Piedmont USA. *Soil Biol. Biochem.* 32: 469-478.
- Garten, C.T. et Ashwood, T.L., 2002. Landscape level differences in soil carbon and nitrogen: Implications for soil carbon sequestration - art. no. 1114. *Glob. Biogeochem. Cycle* 16: 1114-1114.
- Giddens, K.M., Parfitt, R.L. et Percival, H.J., 1997. Comparison of some soil properties under *Pinus radiata* and improved pasture. *N.Z. J. Agric. Res.* 40: 409-416.
- Gilmore, A.R. et Boggess, W.R., 1963. Effects of past agricultural practices on the survival and growth of planted trees. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 27: 98-101.

- Grünzweig, J.M., Gelfand, I., Fried, Y. et Yakir, D., 2007. Biogeochemical factors contributing to enhanced carbon storage following afforestation of a semi-arid shrubland. *Biogeosciences* 4: 891-904.
- Guo, L.B. et Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Glob. Change Biol.* 8: 345-360.
- Guo, L.B.B., Wang, M.B. et Gifford, R.M., 2007. The change of soil carbon stocks and fine root dynamics after land use change from a native pasture to a pine plantation. *Plant Soil* 299: 251-262.
- Hansen, E.A., 1993. Soil carbon sequestration beneath hybrid poplar plantations in the North Central United States. *Biom. Bioen.* 5: 431-436.
- Hassink, J., 1995. Density fractions of soil macroorganic matter and microbial biomass as predictor of C and N mineralization. *Soil Biol. Biochem.* 27: 1099-1108.
- Hassink, J., 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant Soil* 191: 77-87.
- Hooker, T.D. et Compton, J.E., 2003. Forest ecosystem carbon and nitrogen accumulation during the first century after agricultural abandonment. *Ecol. Appl.* 13: 299-313.
- Huang, M., Ji, J.J., Li, K.R., Liu, Y.F., Yang, F.T. et Tao, B., 2007. The ecosystem carbon accumulation after conversion of grasslands to pine plantations in subtropical red soil of south China. *Tellus Ser. B-Chem. Phys. Meteorol.* 59: 439-448.
- Imhoff, M.L., Bounoua, L., Ricketts, T., Loucks, C., Harriss, R. et Lawrence, W.T., 2004. Global patterns in human consumption of net primary production. *Nature* 429: 870-873.
- IPCC, 2001. Third assesment report. *Climate change 2001*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D.W., Minkinen, K. et Byrne, K.A., 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma* 137: 253-268.
- Jégou, D., Cluzeau, D., Hallaire, V., Balesdent, J. et Tréhen, P., 2000. Burrowing activity of the earthworms *Lumbricus terrestris* and *Aporrectodea giardi* and consequences on C transfers in soil. *Eur. J. Soil Biol.* 36: 27-34.
- Jenny, H., 1941. *Factors of soil formation*. McGraw-Hill, Londres, 281 pp.
- Jobbagy, E.G. et Jackson, R.B., 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol. Appl.* 10: 423-436.
- Johnson, D.W. et Curtis, P.S., 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *For. Ecol. Manag.* 140: 227-238.
- Johnson, E.A. et Miyanishi, K., 2008. Testing the assumptions of chronosequences in succession. *Ecol. Lett.* 11: 419-431.
- Jug, A., Makeschin, F., Rehfuess, K.E. et Hofmann-Schielle, C., 1999. Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen and willows on former arable land in the Federal Republic of Germany. III. Soil ecological effects. *For. Ecol. Manage.* 121: 85-99.
- Kaiser, K. et Guggenberger, G., 2003. Mineral surfaces and soil organic matter. *Eur. J. Soil Sci.* 54: 219-236.

- Khan, S.A., Mulvaney, R.L., Ellsworth, T.R. et Boast, C.W., 2007. The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration. *J. Environ. Qual.* 36: 1821-1832.
- Knops, J.M.H. et Tilman, D., 2000. Dynamics of soil nitrogen and carbon accumulation for 61 years after agricultural abandonment. *Ecology* 81: 88-98.
- Kuzyakov, Y. et Domanski, G., 2000. Carbon input by plants into the soil. Review. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163: 421-431.
- Laird, D.A., Martens, D.A. et Kingery, W.L., 2001. Nature of clay-humic complexes in an agricultural soil: I. Chemical, biochemical, and spectroscopic analyses. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 1413-1418.
- Lal, R., 2005. Forest soils and carbon sequestration. *For. Ecol. Manag.* 220: 242-258.
- Lemma, B., Kleja, D.B., Nilsson, I. et Olsson, M., 2006. Soil carbon sequestration under different exotic tree species in the southwestern highlands of Ethiopia. *Geoderma* 136: 886-898.
- Lima, A.M.N., Silva, I.R., Neves, J.C.L., Novais, R.F., Barros, N.F., Mendonca, E.S., Smyth, T.J., Moreira, M.S. et Leite, F.P., 2006. Soil organic carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with eucalyptus in southeastern Brazil. *For. Ecol. Manag.* 235: 219-231.
- Lorenz, K. et Lal, R., 2005. The depth distribution of soil organic carbon in relation to land use and management and the potential of carbon sequestration in subsoil horizons, *Advances in Agronomy*, Vol 88. *Advances in Agronomy*. Elsevier Academic Press Inc, San Diego, CA, pp. 35-66.
- Lugo, A.E. et Brown, S., 1993. Management of tropical soils as sinks or sources of atmospheric carbon. *Plant Soil* 149: 27-41.
- Lundström, U.S., Bain, D.C., Taylor, A.F.S. et van Hees, P.A.W., 2003. Effects of acidification and its mitigation with lime and wood ash on forest soil processes: a review. *Water Air Soil Pollut. Focus* 3: 5-28.
- Mann, L.K., 1986. Changes in soil carbon storage after cultivation. *Soil Sci.* 142: 279-288.
- Markewitz, D., Sartori, F. et Craft, C., 2002. Soil change and carbon storage in longleaf pine stands planted on marginal agricultural lands. *Ecol. Appl.* 12: 1276-1285.
- McKnight, T.L. et Hess, D., 2007. *Physical Geography: A Landscape Appreciation*. 9th edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, pp. 720.
- McLauchlan, K., 2006. The nature and longevity of agricultural impacts on soil carbon and nutrients: A review. *Ecosystems* 9: 1364-1382.
- Mendham, D.S., O'Connell, A.M. et Grove, T.S., 2003. Change in soil carbon after land clearing or afforestation in highly weathered lateritic and sandy soils of south-western Australia. *Agric. Ecosyst. Environ.* 95: 143-156.
- Morris, S.J., Bohm, S., Haile-Mariam, S. et Paul, E.A., 2007. Evaluation of carbon accrual in afforested agricultural soils. *Glob. Change Biol.* 13: 1145-1156.
- Murty, D., Kirschbaum, M.U.F., McMurtrie, R.E. et McGilvray, A., 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? a review of the literature. *Glob. Change Biol.* 8: 105-123.
- Nilsson, S., Schopfhauser, W., Hoen, H.F. et Solberg, B., 1995. The carbon-sequestration potential of a global afforestation program. *Clim. Change* 30: 267-293.

- Ogle, S.M., Breidt, F.J. et Paustian, K., 2005. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochem.* 72: 87-121.
- Parfitt, R.L., Percival, H.J., Dahlgren, R.A. et Hill, L.F., 1997. Soil and solution chemistry under pasture and radiata pine in New Zealand. *Plant Soil* 191: 279-290.
- Paul, E.A. et Clark, F.E., 1996. *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, San Diego, CA, 273 pp.
- Paul, E.A., Morris, S.J., Six, J., Paustian, K. et Gregorich, E.G., 2003. Interpretation of soil carbon and nitrogen dynamics in agricultural and afforested soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67: 1620-1628.
- Paul, K.I., Polglase, P.J., Nyakuengama, J.G. et Khanna, P.K., 2002. Change in soil carbon following afforestation. *For. Ecol. Manag.* 168: 241-257.
- Perrott, K.W., Ghani, A., O'connor, M.B. et Waller, J.E., 1999. Tree stocking effects on soil chemical and microbial properties at the Tikitere Agroforestry Research Area. *N.Z. J. For. Sci.* 29: 116-130.
- Pinno, B.D. et Bélanger, N., 2008. Ecosystem carbon gains from afforestation in the Boreal transition ecozone of Saskatchewan (Canada) are coupled with the devolution of Black Chernozems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 123: 56-62.
- Post, W.M., Emanuel, W.R., Zinke, P.J. et Stangenberger, A.G., 1982. Soil carbon pools and world life zones. *Nature* 298: 156-159.
- Post, W.M. et Kwon, K.C., 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Glob. Change Biol.* 6: 317-327.
- Poulton, P.R., Pye, E., Hargreaves, P.R. et Jenkinson, D.S., 2003. Accumulation of carbon and nitrogen by old arable land reverting to woodland. *Glob. Change Biol.* 9: 942-955.
- Pregitzer, K.S. et Palik, B.J., 1997. Changes in ecosystem carbon 46 years after establishing red pine (*Pinus resinosa* Ait.) on abandoned agricultural land in the Great Lakes Region. In: Paul, E.A., Paustian, K.A., Elliott, E.T., Cole, C.V. (Eds.), *Soil organic matter in temperate agroecosystems: long-term experiments in North America*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 263-270.
- Quideau, S.A. et Bockheim, J.G., 1996. Vegetation and cropping effects on pedogenic processes in a sandy prairie soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 536-545.
- Quiroga, A.R., Buschiazzo, D.E. et Peinemann, N., 1996. Soil organic matter particle size fractions in soils of the semiarid Argentinian Pampas. *Soil Sci.* 161: 104-107.
- Reich, P.B., Oleksyn, J., Modrzynski, J., Mrozinski, P., Hobbie, S.E., Eissenstat, D.M., Chorover, J., Chadwick, O.A., Hale, C.M. et Tjoelker, M.G., 2005. Linking litter calcium, earthworms and soil properties: a common garden test with 14 tree species. *Ecol. Lett.* 8: 811-818.
- Resh, S.C., Binkley, D. et Parrotta, J.A., 2002. Greater soil carbon sequestration under nitrogen-fixing trees compared with Eucalyptus species. *Ecosystems* 5: 217-231.
- Richter, D.D., Markewitz, D., Trumbore, S.E. et Wells, C.G., 1999. Rapid accumulation and turnover of soil carbon in a re-establishing forest. *Nature* 400: 56-58.
- Ritter, E., 2007. Carbon, nitrogen and phosphorus in volcanic soils following afforestation with native birch (*Betula pubescens*) and introduced larch (*Larix sibirica*) in Iceland. *Plant Soil* 295: 239-251.

- Romanya, J., Cortina, J., Falloon, P., Coleman, K. et Smith, P., 2000. Modelling changes in soil organic matter after planting fast-growing *Pinus radiata* on Mediterranean agricultural soils. *Eur. J. Soil Sci.* 51: 627-641.
- Ross, D.J., Tate, K.R., Scott, N.A. et Feltham, C.W., 1999. Land-use change: effects on soil carbon, nitrogen and phosphorus pools and fluxes in three adjacent ecosystems. *Soil Biol. Biochem.* 31: 803-813.
- Schiffman, P.M. et Johnson, W.C., 1989. Phytomass and detrital carbon storage during forest regrowth in the southeastern United States Piedmont. *Can. J. For. Res.* 19: 69-78.
- Scott, N.A., Tate, K.R., Ford-Robertson, J., Giltrap, D.J. et Smith, C.T., 1999. Soil carbon storage in plantation forests and pastures: land-use change implications. *Tellus Ser. B-Chem. Phys. Meteorol.* 51: 326-335.
- Seely, B., Welham, C. et Kimmins, H., 2002. Carbon sequestration in a boreal forest ecosystem: results from the ecosystem simulation model, FORECAST. *For. Ecol. Manag.* 169: 123-135.
- Simmons, J.A., Fernandez, I.J., Briggs, R.D. et Delaney, M.T., 1996. Forest floor carbon pools and fluxes along a regional climate gradient in Maine, USA. *For. Ecol. Manag.* 84: 81-95.
- Six, J., Callewaert, P., Lenders, S., De Gryze, S., Morris, S.J., Gregorich, E.G., Paul, E.A. et Paustian, K., 2002a. Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 1981-1987.
- Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A. et Paustian, K., 2002b. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant Soil* 241: 155-176.
- Six, J., Elliot, T. et Paustian, K., 1999. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 1350-1358.
- Six, J., Elliott, E.T. et Paustian, K., 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biol. Biochem.* 32: 2099-2103.
- Skjemstad, J.O., Krull, E.S., Swift, R.S. et Szarvas, S., 2008. Mechanisms of protection of soil organic matter under pasture following clearing of rainforest on an Oxisol. *Geoderma* 143: 231-242.
- Smal, H. et Olszewska, M., 2008. The effect of afforestation with Scots pine (*Pinus silvestris* L.) of sandy post-arable soils on their selected properties. II. Reaction, carbon, nitrogen and phosphorus. *Plant Soil* 305: 171-187.
- Smith, P., 2004. How long before a change in soil organic carbon can be detected? *Glob. Change Biol.* 10: 1878-1883.
- Soil Classification Working Group, 1998. The Canadian System of Soil Classification, Third Edition. Agriculture and Agri-Food Canada, Research Branch, Publication 1646, 187 pp.
- Sollins, P., Homann, P. et Caldwell, B.A., 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma* 74: 65-105.
- Spain, A.V., 1990. Influence of environmental conditions and some soil chemical properties on the carbon and nitrogen contents of some tropical Australian rainforest soils. *Aust. J. Soil Res.* 28: 825-839.
- Stewart, C.E., Plante, A.F., Paustian, K., Conant, R.T. et Six, J., 2008. Soil carbon saturation: Linking concept and measurable carbon pools. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72: 379-392.

- Strong, W.L. et La Roi, G.H., 1983. Root-system morphology of common boreal forest trees in Alberta, Canada. *Can. J. For. Res.* 13: 1164-1173.
- Tate, K.R., Giltrap, D.J., Claydon, J.J., Newsome, P.F., Atkinson, I.A.E., Taylor, M.D. et Lee, R., 1997. Organic carbon stocks in New Zealand's terrestrial ecosystems. *J. R. Soc. N.Z.* 27: 315-335.
- Tate, R.L., 1987. Soil organic matter. John Wiley and Sons, New York, NY, 291 pp.
- Turner, J. et Lambert, M., 2000. Change in organic carbon in forest plantation soils in eastern Australia. *For. Ecol. Manag.* 133: 231-247.
- Turner, J., Lambert, M.J. et Johnson, D.W., 2005. Experience with patterns of change in soil carbon resulting from forest plantation establishment in eastern Australia. *For. Ecol. Manag.* 220: 259-269.
- Vesterdal, L., Ritter, E. et Gundersen, P., 2002. Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. *For. Ecol. Manag.* 169: 137-147.
- Vesterdal, L., Schmidt, I.K., Callesen, I., Nilsson, L.O. et Gundersen, P., 2008. Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species. *For. Ecol. Manag.* 255: 35-48.
- von Lutzow, M., Kogel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B. et Flessa, H., 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions - a review. *Eur. J. Soil Sci.* 57: 426-445.
- Wang, C.M., Ouyang, H., Shao, B., Tian, Y.-Q., Zhao, J.-G. et Xu, H.-Y., 2006. Soil carbon changes following afforestation with olga bay larch (*Larix olgensis* Henry) in Northeastern China. *J. Int. Plant Biol.* 48: 503-512.
- West, T.O. et Six, J., 2007. Considering the influence of sequestration duration and carbon saturation on estimates of soil carbon capacity. *Clim. Change* 80: 25-41.
- Wuddivira, M.N. et Camps-Roach, G., 2007. Effects of organic matter and calcium on soil structural stability. *Eur. J. Soil Sci.* 58: 722-727.
- Yakimenko, E.Y., 1998. Soil comparative evolution under grasslands and woodlands in the forest zone of Russia. In: Lal, R., Kimble, J.M., Follett, R.F., Stewart, B.A. (Eds.), *Management of carbon sequestration in soil*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 391-404.
- Zerva, A. et Mencuccini, M., 2005. Carbon stock changes in a peaty gley soil profile after afforestation with Sitka spruce (*Picea sitchensis*). *Ann. For. Sci.* 62: 873-880.
- Zinn, Y.L., Resck, D.V.S. et da Silva, J.E., 2002. Soil organic carbon as affected by afforestation with *Eucalyptus* and *Pinus* in the *Cerrado* region of Brazil. *For. Ecol. Manag.* 166: 285-294.
- Zou, X. et Bashkin, M., 1998. Soil carbon accretion and earthworm recovery following revegetation in abandoned sugarcane fields. *Soil Biol. Biochem.* 30: 825-830.

6.0 ANNEXE

Annexe A. Références incluses dans la base de données pour l'analyse des facteurs conditionnant la régénération des stocks de COS après afforestation. Design A, C et R signifie respectivement apparié, chronoséquence et rétrospectif. Obs est le nombre d'observations extraites par référence.

Affectation précédente	Endroit	Plantation		Design	Obs	Référence
		Espèce	Âge			
Culture	Hawaï	Eucalyptus	11,5	A	4	Bashkin et Binkley (1998)
Culture	Hawaï	Eucalyptus	2,67	R	2	Binkley et Resh (1999)
Prairie	N.-Zélande	Pinus	19	A	3	Chen et al. (2000)
Pâturage	N.-Zélande	Pinus	25	A	2	Davis (2001)
Prairie	N.-Zélande	Pinus	10	A	2	Davis et al. (2007)
Culture	États-Unis	Feuillu	10	A	4	DeGryze et al. (2004)
Culture, Prairie	Italie	Feuillu	20	A	4	Del Galdo et al. (2003)
Prairie	Équateur	Pinus	5 à 25	C	3	Farley et al. (2004)
Pâturage	N.-Zélande	Pinus	13 à 30	A	10	Giddens et al. (1997)
Pâturage	Méditerranée	Pinus	35	A	6	Grünzweig et al. (2007)
Pâturage	Australie	Pinus	16	A	1	Guo et al. (2007)
Culture	États-Unis	Feuillu	4 à 30	C	3	Hansen (1993)
Prairie	Allemagne	Feuillu	0 à 7	R	3	Jug et al. (1999)
Culture	Éthiopie	Conifère, feuillu	20	A	12	Lemma et al. (2006)
Culture	États-Unis	Pinus	3 à 14	C	12	Markewitz et al. (2002)
Pâturage	Australie	Feuillu	7 à 10	A	2	Mendham et al. (2003)
Culture	États-Unis	Conifère, feuillu	50, 53	A	8	Morris et al. (2007)
Pâturage	N.-Zélande	Pinus	20	A	4	Parfitt et al. (1997)
Culture	Canada, États-Unis	Conifère, feuillu	21 à 49	A	5	Paul et al. (2003)
Pâturage	Canada	Feuillu, Pinus	50	A	8	Pinno et Bélanger (2008)
Culture	États-Unis	Pinus	20, 46	R	5	Pregitzer et Palik (1997)
Prairie	États-Unis	Pinus	32, 42	A	8	Quideau et Bockheim (1996)
Culture, Pâturage	Hawaï, Puerto Rico	Feuillu, Eucalyptus	7, 15	A	20	Resh et al. (2002)
Culture	États-Unis	Pinus	35	R	4	Richter et al. (1999)
Pâturage	Islande	Feuillu	14 à 53	C	8	Ritter (2007)
Prairie	N.-Zélande	Pinus	19	A	4	Ross et al. (1999)
Culture	États-Unis	Pinus	47	C	4	Schiffman et Johnson (1989)
Culture	Canada, États-Unis	Pinus, feuillu	29, 50	A	2	Six et al. (2002a)
Culture	Danemark	Feuillu, conifère	29, 200	C, A	9	Vesterdal et al. (2002)
Culture	Chine	Feuillu, Pinus	1 à 33	C	10	Wang et al. (2006)
Prairie	Angleterre	Conifère	40	A	2	Zerva et Mencuccini (2005)
Culture	Hawaï	Eucalyptus	10	C	1	Zou et Bashkin (1998)
Prairie	Brésil	Eucalyptus, Pinus	7, 20	A	21	Zinn et al. (2002)

Annexe B. Résultats du modèle linéaire mixte élaboré pour cibler les facteurs responsables de la régénération des stocks de COS après l’afforestation d’un sol agricole (composé de 9 facteurs fixes et 6 variables aléatoires). + : $p < 0,10$; * : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$; *** : $p < 0,001$.

Covariable	Estimation		
Auteurs de l'étude	0		
Profondeur d'échantillonnage	4,59		
Inclusion de la couche LFH	136,6		
Âge de la plantation	110,24		
Inclusion des particules >2 mm	0		
Design d'étude	25,74		
<i>Résidus</i>	7257,8		

Facteur	dl	F	p
Affectation précédente des terres	2	4,76	**
Aménagement précédent :			
Fertilisation	1	0,1	ns
Labourage	1	1,3	ns
Zone climatique	4	1,8	+
Teneur en argile	1	5,29	**
pH du sol (H ₂ O)	2	1,46	ns
Options d'aménagement :			
Perturbation du sol	1	0,52	ns
Densité de la plantation	1	1,61	ns
Espèce d'arbre plantée	3	5,99	***