

MARC-ANDRÉ OUELLET

**L'agroforesterie sous climat tempéré et son potentiel de  
mitigation des gaz à effet de serre**

Essai présenté

dans le cadre du programme de maîtrise en agroforesterie  
pour l'obtention du grade de maître ès science (M. Sc.)

FACULTÉ DE FORESTERIE, DE GÉOGRAPHIE ET DE GÉOMATIQUE

UNIVERSITÉ LAVAL  
QUÉBEC

2011

## Résumé

L'accroissement des concentrations atmosphériques de gaz à effet de serre (GES) est une des causes du changement climatique à l'échelle de la planète. Cet enjeu justifie la mise en place pressée de nouvelles pratiques durables permettant d'atténuer et de réduire les émissions de GES provenant du secteur agricole. Depuis quelques années, l'agroforesterie sous climat tempéré est considérée comme une approche novatrice permettant de valoriser les terres en friche, de réduire la pollution diffuse d'origine agricole et de favoriser la maîtrise des facteurs influençant les émissions de GES. Son intérêt s'est accentué lorsque le protocole de Kyoto a reconnu son potentiel pour la séquestration du carbone atmosphérique. Dès lors, l'engouement du milieu pour la mise en place de projets de séquestration du carbone a rapidement fait précipiter les attentes envers le marché du carbone. À ce jour, il n'existe que très peu d'informations démontrant le potentiel et les limites de l'agroforesterie sous climat tempéré pour la réduction des émissions de GES. Cet essai vise à présenter les concepts théoriques entourant la dynamique de l'azote et du carbone, à mettre en perspective les quantités de GES émises par le secteur agricole québécois, à explorer le potentiel de certains systèmes agroforestiers (SAF) sous climat tempéré susceptibles d'atténuer les émissions de GES provenant du secteur agricole, notamment en évaluant leur potentiel de séquestration du carbone, et finalement à nuancer l'impact réel de l'agroforesterie sur le marché du carbone. Nos résultats montrent que la remise en culture de 15 % des superficies en friche au Québec, à l'horizon 2020, par des SAF à base de peupliers hautement performants permettrait la séquestration de 135 kilotonnes de CO<sub>2</sub> équivalent par année, ce qui représente 2 % des émissions globales annuelles en provenance du secteur agricole (en 2008) et 7 % du total des émissions directes de N<sub>2</sub>O en provenance des sols agricoles cultivés. Nous estimons qu'une réduction de 5 % de l'application directe des engrais minéraux azotés et compensés par la minéralisation accrue de l'azote provenant de la biomasse arborée permettrait une réduction directe et concrète qui pourrait être directement comptabilisée sur la cible de réduction du secteur agricole. Cet essai a permis d'établir qu'il existe un potentiel réel de réduction de GES par les SAF, mais qu'il est plus pertinent d'y recourir pour des fins agroenvironnementales que pour la séquestration du carbone dans le contexte actuel du marché du carbone.

## **Avant-Propos**

La réalisation d'un tel projet implique l'effort et le soutien de plusieurs personnes. Je tiens à remercier Monsieur David Rivest pour son soutien, sa disponibilité et ses interventions tout au long de la réalisation de ce document. Je tiens aussi à remercier Messieurs Raymond-Marie Duchesne, Claude Fournier, Denis Naud, Michel Riendeau et Claude Tremblay, du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, qui m'ont apporté leur soutien. Enfin, je tiens à souligner la participation de divers intervenants qui m'ont aidé à travers les étapes de ce document.

# Table des matières

<b>RÉSUMÉ</b> .....	<b>I</b>
<b>AVANT-PROPOS</b> .....	<b>II</b>
<b>TABLE DES MATIÈRES</b> .....	<b>III</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX</b> .....	<b>IV</b>
<b>LISTE DES FIGURES</b> .....	<b>V</b>
<b>LISTE DES ACRONYMES</b> .....	<b>VI</b>
<b>INTRODUCTION</b> .....	<b>1</b>
<b>CHAPITRE 1. CHANGEMENT CLIMATIQUE ET GAZ À EFFET DE SERRE</b> .....	<b>5</b>
GÉNÉRALITÉS .....	5
<i>Dioxyde de carbone</i> .....	8
<i>Méthane</i> .....	8
<i>Protoxyde d'azote</i> .....	8
<b>CHAPITRE 2. ORIGINE DES ÉMISSIONS DE GES DES SOLS</b> .....	<b>10</b>
CYCLE ET RÔLE DE L'AZOTE .....	10
TRANSFORMATION DE L'AZOTE ET ÉMISSIONS DE N <sub>2</sub> O .....	12
<i>Nitrification</i> .....	12
<i>Dénitrification</i> .....	14
DYNAMIQUE DU CARBONE.....	17
<i>Flux de carbone des arbres</i> .....	22
<i>Carbone associé au méthane</i> .....	24
<b>CHAPITRE 3. AGROFORESTERIE ET SON IMPACT SUR LES GES</b> .....	<b>26</b>
GÉNÉRALITÉS .....	26
ÉMISSION DE GAZ À EFFET DE SERRE.....	27
SÉQUESTRATION DU CARBONE.....	32
MARCHÉ DU CARBONE.....	40
<b>CHAPITRE 4. COMPARAISON QUANTITATIVE DES ÉMISSIONS DE GES DU SECTEUR AGRICOLE ET LA SÉQUESTRATION DU CARBONE PAR LES SAF</b> .....	<b>45</b>
GÉNÉRALITÉS .....	45
MÉTHODOLOGIE .....	47
<i>Émissions directes de GES par le secteur agricole au Québec</i> .....	47
Émissions de CH <sub>4</sub> attribuables au cheptel animal .....	47
Émissions de N <sub>2</sub> O attribuables au cheptel animal .....	48
Émissions de N <sub>2</sub> O attribuables aux sols .....	50
<i>Émissions indirectes de GES par le secteur agricole au Québec</i> .....	54
Émissions de N <sub>2</sub> O attribuables aux sols .....	54
<i>Potentiel de séquestration du carbone par l'implantation de SAF sur les terres en friche au Québec</i> ... 55	
RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	57
<i>Sommaire des émissions de GES du secteur agricole québécois</i> .....	57
<b>CONCLUSION GÉNÉRALE</b> .....	<b>62</b>
RÉSUMÉ DU TRAVAIL .....	62
LIMITE DU TRAVAIL .....	63
RECHERCHES FUTURES .....	64
<b>BIBLIOGRAPHIE</b> .....	<b>65</b>
<b>ANNEXE</b> .....	<b>74</b>

# Liste des tableaux

Tableau 1. Concentration atmosphérique de certains gaz à effet de serre ainsi que leur contribution au potentiel de réchauffement global entre 1750 et 2005. ....	7
Tableau 2. Facteurs affectant la variation du ratio $N_2O/NO_3^-$ lors de la nitrification (adapté de : Granli et Bockmann 1994). ....	14
Tableau 3. Principales variables pédologiques, climatiques et anthropiques affectant le taux moyen de résidence du carbone dans les sols. (adapté de : Girard et al. 2005). ....	19
Tableau 4. Taux de photosynthèse nette de plantes agricoles, de plantes herbacées et d'arbres soumis à des conditions favorables de croissance (tiré de Campagna 1996) <sup>1,2</sup> .....	23
Tableau 5. Principaux systèmes agroforestiers sous climat tempéré.....	27
Tableau 6. Émissions de $N_2O$ répertoriées dans divers systèmes agricoles et agroforestiers sous divers climats. ....	28
Tableau 7. Représentation de divers types de réservoirs et provenance du carbone dans les systèmes agroforestiers (adapté de : IPCC 2007). ....	33
Tableau 8. Accumulation de carbone ( $g\ Cm^{-2}$ ) en provenance du maïs et du soya dans un système de cultures intercalaires de <i>E. poeppigiana</i> et une monoculture au Costa Rica (Oelbermann et al. 2004). ....	39
Tableau 9. Survol de quelques études sur la séquestration du carbone dans les sols sous une gestion agroforestière en zone tempérée.....	40
Tableau 10. Sommaire des critères de validation des crédits compensatoires, selon le Cadre de mise en œuvre du programme régional de la Western Climate Initiative (adapté de : WCI 2010). ....	43
Tableau 11. Paramètres utilisés pour le calcul des émissions de méthane. ....	47
Tableau 12. Coefficients d'émission de méthane pour la fermentation entérique et la gestion des fumiers pour l'année 2008 (adapté de : Environnement Canada 2010 et MAPAQ 2010). ....	48
Tableau 13. Taux d'excrétion d'azote et gestion des types de fractions de fumier pour les espèces animales étudiées (adapté de : MAPAQ 2010 et Environnement Canada 2010). ....	49
Tableau 14. Fraction volatilisée et pertes totales des engrais appliqués. ....	52
Tableau 15. Émission globale directe et indirecte de GES pour l'agriculture au Québec.....	57
Tableau 16. Potentiel de séquestration du carbone par les pratiques agroforestières, à l'horizon 2025, aux États-Unis (adapté de : Montagnini et Nair 2004). ....	59
Tableau 17. Potentiel de réduction globale de GES pour le secteur de l'agriculture à la suite de la réduction de l'application d'engrais minéraux azotés. ....	60
Tableau 18. Calcul des émissions de $N_2O$ attribuables à la gestion des fumiers (adapté de : Environnement Canada 2010 ; MAPAQ 2010). ....	74
Tableau 19. Calcul des émissions directes de $N_2O$ des sols agricoles (adapté de : Environnement Canada 2010 ; MAPAQ 2010). ....	75

# Liste des figures

Figure 1. Le domaine de l'agroforesterie au Québec (De Baets et al. 2007) .....	3
Figure 2. Variation de la température à la surface de la Terre depuis 1860 (IPCC 2001). .....	5
Figure 3. Le cycle de l'azote (adapté de : CRAAQ 2010). .....	11
Figure 4. Lien entre la nitrification et la dénitrification (adapté de Hofman et Van Cleemput 2004). ...	14
Figure 5. Chaîne de réactions de la dénitrification et principales enzymes adaptées aux conditions du milieu. ....	15
Figure 6. Coexistence des zones anaérobies et aérobies dans les agrégats (adapté de : Hofman et Cleemput 2004). .....	16
Figure 7. Cycle simplifié du carbone en situation aérobie et anaérobie (adapté de : Nester et al. 2001)	18
Figure 8. Principaux échanges entre les réservoirs de carbone de la planète (tiré de Bourque 2009).....	20
Figure 9. Processus simplifié de régulation du carbone en fonction de divers paramètres affectant sa dynamique dans le sol. ....	22
Figure 10. Représentation des échanges de flux de carbone dans les divers réservoirs de stockage présents dans les systèmes agroforestiers (IPCC 2006).....	34
Figure 11. Modèle présentant les réservoirs et échanges de carbone dans une monoculture d'orge en zone tempérée (Peichl et al. 2006). ....	35
Figure 12. Modèle présentant les réservoirs et échanges de carbone dans un système de cultures intercalaires âgé de 13 ans en zone tempérée (Peichl et al. 2006).....	36
Figure 13. Carbone contenu dans les arbres et la matière organique du sol dans des systèmes de culture intercalaire de 4, 10 et 19 ans au Costa Rica ( <i>E. poeppigiana</i> ) et de 12 ans au Canada (peuplier hybride) (Oelbermann et al. 2004). ....	38
Figure 14. Schéma décisionnel pour le calcul des émissions de N <sub>2</sub> O des sols cultivés (IPCC 2006).....	45

## Liste des acronymes

AFEQ :	Association des fabricants d'engrais du Québec
CCNUCC :	Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques
CH <sub>4</sub> :	Méthane
CO <sub>2</sub> :	Dioxyde de carbone
GES :	Gaz à effet de serre
GIEC :	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
MAPAQ :	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
MDDEP :	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec
MRF :	Matière résiduelle fertilisante
N <sub>2</sub> O :	Protoxyde d'azote
SAF :	Système agroforestier
SCI :	Système de cultures intercalaires
WCI :	Western Climate Initiative

## Introduction

Depuis l'ère industrielle, des efforts considérables ont été déployés pour le développement de nouveaux produits alimentaires et l'amélioration de la rentabilité économique des exploitations agricoles. Ces bénéfices ont notamment été obtenus grâce à l'amélioration de la régulation des cultures et à l'intensification des pratiques agricoles. Pour pallier la demande alimentaire, la production agricole s'est faite dans bien des cas aux dépens des ressources écologiques et de la qualité de l'air. L'effet de la détérioration des écosystèmes sur la conscience sociale a rapidement mené au développement de nouvelles techniques de production agricole durables. La durabilité des ressources a pris davantage d'importance dans la société lorsque les changements climatiques sont devenus un enjeu prioritaire pour plusieurs secteurs d'activités comme celui de l'agriculture. En effet, lorsque le milieu scientifique a reconnu qu'il y avait une hausse significative des concentrations de gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère, la population a été davantage interpellée. Cette hausse a rapidement été associée aux facteurs influençant l'élévation de la température à la surface de la Terre et a mené à une priorisation des secteurs d'intervention dans la lutte aux émissions de GES.

C'est principalement lors du Sommet mondial sur le développement durable, tenu à Johannesburg en août 2002, qu'il a été convenu de prioriser cinq enjeux ayant un intérêt dans l'évolution des changements climatiques. Une meilleure gestion de l'eau, de l'énergie, de la santé, de la biodiversité et de l'agriculture ont été ciblées parmi les secteurs d'activités ayant un potentiel pour freiner la dégradation du climat. Plus récemment, le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) identifiait que les émissions de GES étaient devenues l'une des problématiques environnementales les plus importantes du 21<sup>e</sup> siècle. De fait, l'augmentation de la concentration en dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) dans l'atmosphère se faisait à un taux approximatif de 0,5 % par année dans les années 1960, alors qu'elle s'est accentuée à près de 1,6 % depuis les 30 dernières années (Rogner et al. 2007 ; IPCC 2007). Bien que les secteurs ciblés soient généralement l'industrie et les transports, la forêt et l'agriculture contribuent également aux émissions de GES. La déforestation et la transformation du bois, au même titre que la fermentation entérique des ruminants, la gestion des déjections animales et des sols agricoles, engendrent des



émissions de GES vers l'atmosphère (MAPAQ 2008b). Cette priorisation a permis le développement de divers types de projets visant à séquestrer davantage de carbone atmosphérique dans les réservoirs de stockage ainsi qu'améliorer la dynamique de l'azote dans les écosystèmes. Par ailleurs, afin de mieux camper la valeur socioéconomique de la conservation des ressources écologiques, les décideurs québécois ont jugé nécessaire d'intensifier la réflexion sur les divers mécanismes et structures à mettre en œuvre pour favoriser l'intégration des ressources agricoles et forestières, tout en permettant l'atteinte des enjeux du développement durable.

Depuis quelques années, certains chercheurs s'intéressent plus particulièrement à l'agroforesterie comme voie d'avenir permettant l'amélioration du bilan global des GES sous climat tempéré, notamment grâce à ses effets positifs sur plusieurs propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols (Lee et Jose 2003 ; Thevathasan et Gordon 2004; Lacombe 2007 ; Beaudette et al. 2010 ; Evers et al. 2010) et à son potentiel de séquestration du carbone (Oelbermann et al. 2004 ; Peichl et al. 2006). Au Québec, on a défini l'agroforesterie comme la gestion intégrée des ressources du territoire rural reposant sur l'association intentionnelle d'arbres ou arbustes à des cultures ou des élevages et dont l'interaction permet de générer des bénéfices économiques, environnementaux et sociaux (De Baets et al. 2007). Plusieurs systèmes agroforestiers (SAF) qui diffèrent dans leur structure et leurs objectifs fondamentaux présentent un potentiel de développement au Québec (figure 1). Soulignons notamment les haies brise-vent (Vézina et al. 2002), les systèmes riverains agroforestiers (Fortier et al. 2008) et les systèmes de cultures intercalaires (SCI) (Rivest et Olivier 2007) qui combinent des rangées d'arbres suffisamment espacées pour permettre la croissance de plantes agricoles dans les bandes intercalaires.

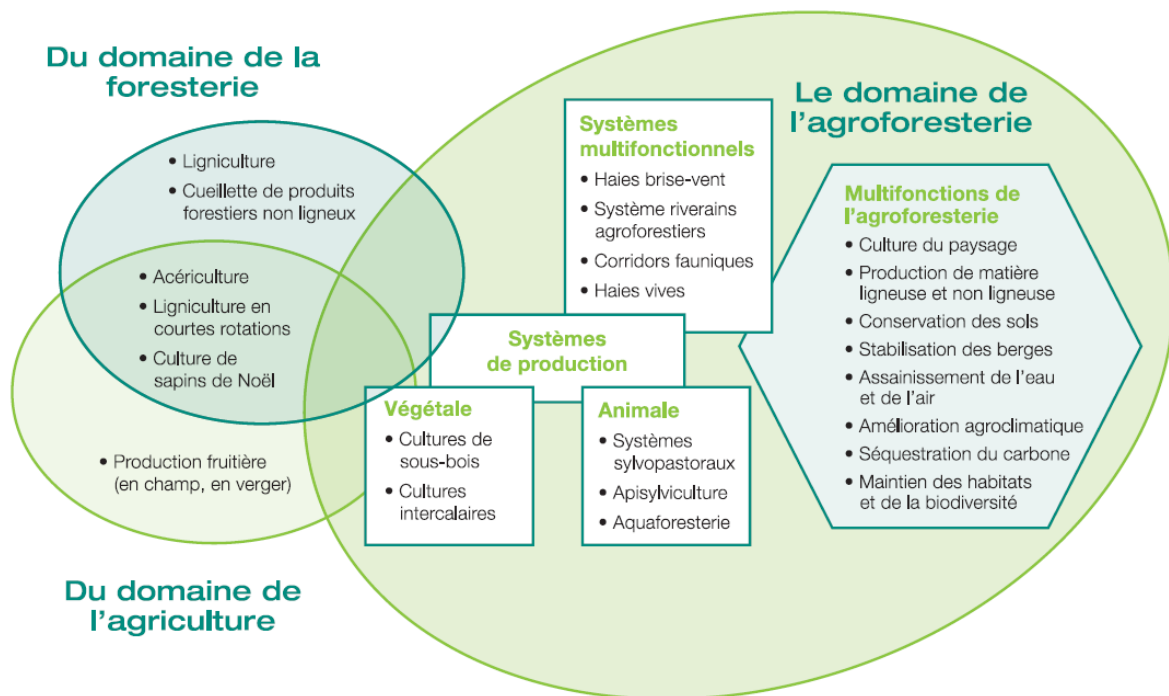


Figure 1. Le domaine de l'agroforesterie au Québec (De Baets et al. 2007)

L'agroforesterie a été reconnue par le protocole de Kyoto comme une approche novatrice et durable ayant un potentiel intéressant pour augmenter la séquestration du carbone, maintenir ou améliorer la productivité des cultures et protéger l'environnement. Le GIEC a pour sa part statué que l'incorporation de SAF, comme les SCI, avait aussi un bon potentiel de réduction des émissions de GES en provenance des sols. La reconnaissance institutionnelle de ces bénéfices a permis à l'agroforesterie de devenir de plus en plus attractive pour les pays industrialisés (Haile et al. 2008 ; Sharrow et Ismail 2004) et d'accentuer son intérêt pour la remise en valeur des terres marginales et/ou en friche sur les terres agricoles. Cet engouement s'est globalement accru depuis les dernières années, notamment grâce à la spéculation sur les revenus supplémentaires que les producteurs agricoles pourraient tirer de la vente de crédits de carbone générés par leurs projets agroforestiers. Or, dans bien des cas, les évaluations faites sont basées sur d'importantes superficies et ne considèrent généralement pas la faisabilité réelle d'implantation de ces systèmes sur les superficies disponibles. De plus, dans bien des cas la spéculation masque

les critères rigoureux associés à la quantification, la validation et à la mise en vente du carbone séquestré apportant une certaine méconnaissance au sein des intervenants.

À ce jour, il n'existe que très peu d'informations démontrant les limites et le potentiel de l'agroforesterie sous climat tempéré concernant la réduction des émissions de GES. Dans cette optique, ce travail exploratoire vise à :

1. situer la place de l'agroforesterie dans la mitigation des émissions de GES en provenance du secteur agricole;
2. mettre en perspective les quantités de GES émis par l'agriculture avec le potentiel de séquestration de carbone des systèmes agroforestiers et;
3. établir une meilleure compréhension des enjeux liés au marché du carbone.

Globalement, ce document cherche à améliorer la compréhension sur le potentiel réel de réduction des GES par les SAF. Il se divise en quatre principaux chapitres qui s'attardent aux généralités associées aux changements climatiques (chapitre 1), à la dynamique des émissions de GES par l'entremise des sols agricoles (chapitre 2), au rôle que peut jouer l'agroforesterie dans la mitigation des GES (chapitre 3) et, finalement, ce travail propose d'explorer une méthodologie de quantification des GES dans le secteur agricole et la mettre en relation avec le potentiel de séquestration du carbone de scénarios agroforestiers hypothétiques (chapitre 4). Le tout se termine par une brève conclusion suggérant de nouvelles avenues permettant d'améliorer les connaissances sur les concepts entourant la réduction des émissions de GES par l'entremise des SAF et l'intérêt de ces derniers sur le marché du carbone.

# Chapitre 1. Changement climatique et gaz à effet de serre

## *Généralités*

Le changement climatique est un phénomène planétaire qui se reflète depuis plusieurs décennies dans une multitude de processus météorologiques complexes. Nous n'avons qu'à penser aux diverses fluctuations des précipitations et à la présence d'épisodes extrêmes de température. Plus globalement, ce changement du climat est démontré par le réchauffement du système climatique à l'échelle planétaire. En effet, une variation importante des écarts des températures moyennes de l'atmosphère (figure 2), une fonte massive des superficies de glace de mer et une élévation du niveau moyen des mers ne sont que quelques éléments ayant suscité l'attention des populations du monde.

Le changement climatique est défini comme étant toute modification à long terme des paramètres climatiques à la surface de la Terre directement liée à la variabilité naturelle ou aux activités anthropiques<sup>1</sup>. Bien que les événements globaux comme les volcans et les fluctuations de radiations solaires puissent venir influencer le réchauffement de la planète, le climat sur la terre et les concentrations de certains gaz dans l'atmosphère ont aussi un rôle important à jouer.

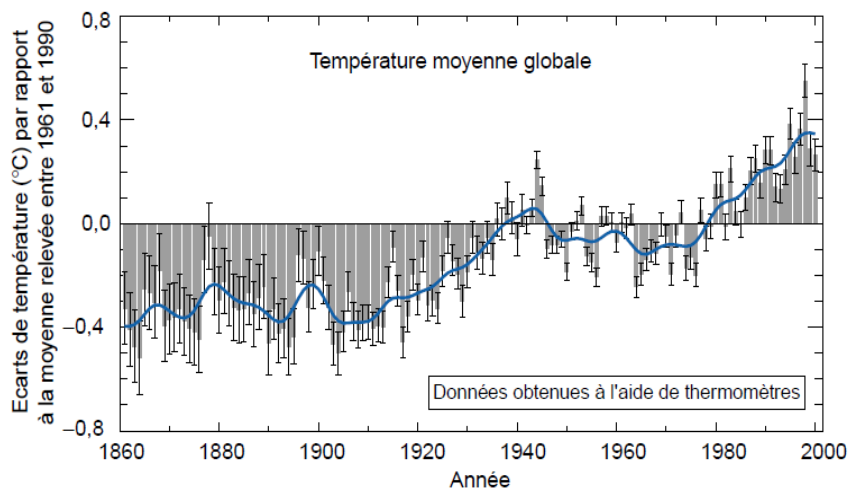


Figure 2. Variation de la température à la surface de la Terre depuis 1860 (IPCC 2001).

<sup>1</sup> Émissions résultantes de l'activité humaine

L'effet de serre est un phénomène naturel dominant de la planète et permet le maintien de la biosphère dans un état viable en contrôlant les variations de température à la surface de la planète. Une grande partie du rayonnement provenant du soleil est déviée et absorbée par des constituants atmosphériques. Selon la Convention-cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques (CCNUCC), environ 30 % du rayonnement solaire qui atteint l'atmosphère est réfléchi dans l'espace par les nuages, la surface terrestre et l'atmosphère, alors qu'une autre fraction est partiellement absorbée par l'atmosphère et la surface du globe. Cette radiation solaire contribue directement au phénomène de circulation atmosphérique, océanique et au réchauffement de la surface du globe. L'énergie absorbée à la surface de la Terre est principalement réémise vers l'atmosphère sous forme de rayonnement infrarouge. De fait, le bilan thermique du système climatique terrestre est assuré par l'abondance de vapeur d'eau et autres gaz atmosphériques. Ces gaz permettent d'intercepter le rayonnement solaire et de redistribuer l'énergie emmagasinée vers divers pôles, ce qui contribue à l'accroissement de la température de la basse atmosphère. Sans cette interception de l'infrarouge, la température à la surface de la Terre serait d'environ 33 degrés Celsius inférieurs à celle que nous connaissons actuellement.

La vapeur d'eau, le CO<sub>2</sub>, le méthane (CH<sub>4</sub>), le protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) et l'ozone sont les plus importants gaz à effet de serre ayant la capacité d'absorber le rayonnement infrarouge. La capacité de réchauffement de l'atmosphère, par ces différents gaz, est orchestrée par leur indice de réchauffement global respectif. Le potentiel de réchauffement global est un indice fondé sur les propriétés radiatives d'un mélange homogène de gaz en fonction de la durée de vie de chacun d'eux dans l'atmosphère. Il est plus précisément défini comme étant l'effet combiné des temps de séjour de ces gaz dans l'atmosphère et de leur pouvoir relatif d'absorption du rayonnement infrarouge thermique. Il est toujours évalué en comparaison avec le dioxyde de carbone, ayant un potentiel de rétention de chaleur de 1 et dont la durée de vie de base est de 100 ans, comme en fait état le Protocole de Kyoto (IPCC 2007). Chaque gaz a une durée de vie atmosphérique unique et un potentiel de rétention de la chaleur. Le potentiel de rétention de la chaleur est une mesure relative de l'effet de réchauffement que l'émission d'un kilogramme d'un GES à la surface troposphérique en comparaison avec l'émission d'un kilogramme de CO<sub>2</sub>. On parle de concentration

d'équivalent CO<sub>2</sub> (éq. CO<sub>2</sub>) pour la concentration de CO<sub>2</sub> qui entraînerait un potentiel de réchauffement global de même ampleur que le GES en question.

Le tableau 1 montre les principaux GES dans l'atmosphère, ainsi que leur contribution relative au potentiel de réchauffement global. Sous l'effet des activités humaines, les concentrations atmosphériques de CO<sub>2</sub>, de CH<sub>4</sub> et de N<sub>2</sub>O se sont amplifiées depuis l'ère préindustrielle. De fait, les émissions mondiales de GES ont augmenté de 70 % entre 1970 et 2004. De plus, en 2005, les concentrations atmosphériques de CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub> se situaient à environ 379 parties par million (ppm) et 1,774 ppm. Cela représentait une augmentation par rapport aux années 1750 d'environ 35 % pour le CO<sub>2</sub> et de près de 150 % pour les émissions de CH<sub>4</sub> (IPCC 2007). La hausse marquée de l'utilisation des combustibles fossiles et le changement d'affectation des terres ont contribué à faire augmenter de façon importante les émissions totales de CO<sub>2</sub> de la planète.

Tableau 1. Concentration atmosphérique de certains gaz à effet de serre ainsi que leur contribution au potentiel de réchauffement global entre 1750 et 2005.

<b>Paramètres</b>	<b>Dioxyde de carbone</b>	<b>Méthane</b>	<b>Protoxyde d'azote</b>
Concentration dans les années 1750 (ppm <sup>1</sup> )	280	0,715	0,27
Concentration en 2005 (ppm)	379	1,774	0,319
Augmentation de la concentration 1750-2005	35 %	148 %	18 %
Durée de vie du gaz dans l'atmosphère (an)	Variable	≈12	≈120
Potentiel de réchauffement global (CO <sub>2</sub> eq)	1	23	296

(1) ppm : parties par million

Les activités agricoles contribuent également à ces émissions, notamment par l'entremise de la fermentation entérique des ruminants, la gestion des déjections animales et la gestion des sols agricoles. Au Québec, le secteur de l'agriculture compte pour environ 7,7 % des émissions totales (c.-à-d., tous secteurs confondus) de GES (MDDEP 2010). Les émissions du secteur de l'agriculture se font principalement sous forme de CH<sub>4</sub> et N<sub>2</sub>O. Globalement, c'est près de 6 400 kilotonnes de CO<sub>2</sub> équivalent qui étaient émises par le secteur de l'agriculture en 2008.

## **Dioxyde de carbone**

Le CO<sub>2</sub> est principalement émis par la combustion de l'énergie fossile utilisée dans les machines agricoles et dans la fabrication des engrais, ainsi que par les organismes vivants qui colonisent les sols agricoles. Pareillement, certaines émissions proviennent directement de l'application de la chaux agricole par la dissolution du carbonate de chaux qui se transforme en CO<sub>2</sub> et en eau. Cette chaux est largement utilisée pour le maintien de la bonne fertilité des sols. Les émissions dépendent généralement de l'effet net de l'absorption du CO<sub>2</sub> atmosphérique par les cultures, de son stockage dans le sol ainsi que de l'émission de CO<sub>2</sub> vers l'atmosphère à la suite de la décomposition des résidus de culture et de la minéralisation de la matière organique du sol. Généralement, les pratiques agricoles qui favorisent l'augmentation d'un humus stable dans les sols (p. ex. : la réduction de l'intensité des labours, la réduction de la fréquence des jachères, la conversion des cultures annuelles en cultures pérennes et l'utilisation des techniques agroforestières) diminuent les émissions de CO<sub>2</sub> vers l'atmosphère. Actuellement, les émissions de CO<sub>2</sub> associées à la combustion fossile ne sont pas déclarées dans le bilan de GES d'origine agricole. Seules les émissions en provenance des sols sont incluses et représentent environ 4 %.

## **Méthane**

Les émissions de CH<sub>4</sub> sont principalement produites par la fermentation entérique et la gestion des fumiers. La digestion chez les ruminants produit ce gaz par un processus digestif par lequel les hydrates de carbone sont décomposés par des microorganismes en molécules simples qui sont absorbées dans le sang. Par la suite, ces molécules sont excrétées à l'extérieur de l'animal sous forme de CH<sub>4</sub>. De son côté, la gestion des fumiers émet du CH<sub>4</sub> principalement lors de la décomposition des fertilisants organiques sous des conditions anaérobies. Globalement, au Québec, la digestion des ruminants et la gestion des fumiers comptent pour environ 37 % et 12 % des émissions globales de GES par le secteur agricole (MAPAQ 2010).

## **Protoxyde d'azote**

Le N<sub>2</sub>O contribue de façon massive aux émissions de GES principalement par l'entremise de la gestion des sols et l'entreposage de fumier solide. L'activité biologique est la principale source de production de ce gaz, contribuant pour plus de 65 % des émissions

globales de  $N_2O$  (Prather et al. 1995). Plusieurs pratiques agronomiques contribuent aux émissions directes en influençant les mécanismes biologiques des sols. Par exemple, le travail du sol, les pratiques culturales, le type de culture et la gestion des nutriments sont tous des facteurs qui demeurent sous le contrôle du producteur agricole et qui peuvent avoir un impact important sur les émissions de  $N_2O$ . Les émissions indirectes de  $N_2O$  peuvent découler du déplacement hors site de l'azote (N), suite à sa volatilisation sous la forme d'ammoniac et aux dépôts atmosphériques de l'ammoniac. De plus, le lessivage de l'azote en provenance des terres agricoles est une autre source substantielle de  $N_2O$ . Le  $N_2O$  en provenance des sols agricoles du Québec compte à lui seul pour plus de 45 % des émissions totales de GES par le secteur agricole.

Somme toute, la production de l'ensemble de ces GES est régie par diverses réactions se produisant dans les sols agricoles.



## **Chapitre 2. Origine des émissions de GES des sols**

### ***Cycle et rôle de l'azote***

Divers éléments minéraux jouent un rôle important dans le développement des plantes. Ces éléments nutritifs sont regroupés en éléments majeurs (N, P, K, S, Ca, Mg), mineurs (Fe, Mn, Cu, Zn, Mo, B, Cl) et utiles comme le sodium et l'aluminium. Cependant, de tous ces éléments minéraux, l'azote est sans doute celui qui est le plus déterminant dans la croissance des plantes. La disponibilité de l'azote est souvent un facteur limitant majeur pour plusieurs plantes cultivées ou qui se développent dans les écosystèmes naturels. L'azote joue un rôle important dans le développement de plusieurs constituants cellulaires des plantes. En effet, la grosseur et le nombre d'organes de réserves des plantes sont directement associés à la disponibilité de l'azote entrant dans le fonctionnement de la photosynthèse des plantes. La bonne formation de la chlorophylle et de plusieurs enzymes nécessite également une disponibilité suffisante de molécules d'azote. Le taux de protéines retrouvé dans les organes de réserves, l'utilisation des autres éléments nutritifs présents dans la plante et l'utilisation des hydrates de carbone par les microorganismes sont des facteurs étroitement associés à la présence de cet élément minéral. Dans la plupart des écosystèmes, le continuum sol-plante-atmosphère joue un rôle important dans les intermédiaires biologiques, comme la formation des protéines, le substrat des microorganismes, etc. En effet, l'azote chemine dans un cycle dynamique, où s'opèrent d'importants changements dans le temps (figure 3).

L'azote moléculaire représente environ 78 % de l'atmosphère terrestre dans différents milieux comme la biosphère, l'atmosphère et l'hydrosphère. La fixation symbiotique de l'azote atmosphérique est responsable de la plus grande proportion de l'apport azoté. À l'échelle des sols, il est retrouvé en majeure partie sous forme organique en surface et les quantités sont relativement faibles. Bien que ce soit un élément disponible sous différentes formes, ce n'est qu'une petite proportion de l'azote total présent dans les sols qui est directement disponible pour les plantes. Barber (1995) a proposé une classification des sources de l'azote en cinq groupes :

- i. l'azote provenant de la minéralisation de la matière organique;
- ii. l'azote minéral dans le sol et sur les sites d'échanges;
- iii. l'azote provenant des résidus végétaux;
- iv. les ions ammoniums adsorbés sur les minéraux argileux;
- v. l'azote gazeux circulant dans l'atmosphère.

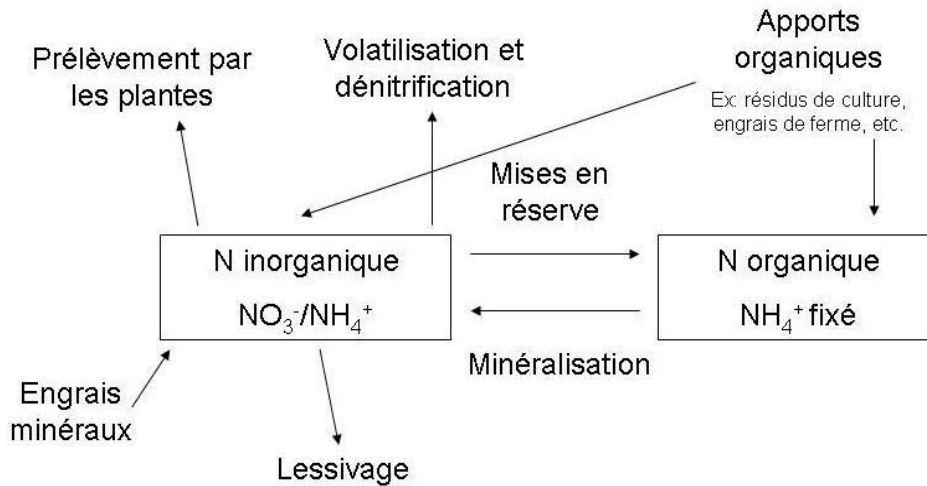


Figure 3. Le cycle de l'azote (adapté de : CRAAQ 2010).

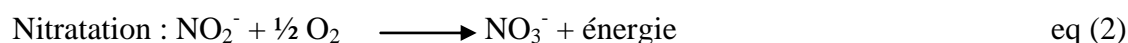
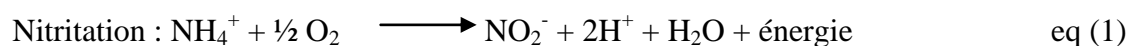
L'azote est principalement prélevé sous formes assimilables d'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) et de nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ). L'équilibre biologique de l'azote dans le sol est notamment assuré par l'accumulation des débris végétaux (litières) à la surface du sol ainsi que par la décomposition *in situ* de leurs racines fines, ce qui permet de réincorporer cet azote organique dans la cascade de transformation du cycle de l'azote. L'azote est constamment sous l'influence de changement de forme, passant de la forme organique à inorganique ou vice-versa. La dégradation de composés organiques entraîne une accumulation de matière organique fraîche à la surface du sol et rend ainsi disponible une plus grande quantité de minéraux nécessaire pour la croissance des microorganismes du sol. Le ratio carbone/azote (C/N) des composés organiques est un indice important permettant de déterminer le mouvement des transformations de l'azote (minéralisation versus immobilisation) à l'intérieur du sol (Tisdale et Nelson 1975). De façon générale, les composés ayant une faible concentration en azote (p. ex. : rapport C/N > 30) ont pour effet d'augmenter son immobilisation dans la biomasse microbienne, ce qui engendre une diminution marquée de

la quantité d'azote minéral disponible pour les plantes. À l'inverse, un ratio C/N plus petit (p. ex. : rapport C/N < 30) favorise une plus grande disponibilité de l'azote minéral pour les plantes. De plus, les dépôts atmosphériques de composés azotés ( $\text{NO}_x$  ;  $\text{NH}_4^+$ ), résultant, entre autres, de la volatilisation des apports azotés dans les sols, ainsi que de la combustion et des procédés industriels, fertilise les sols et les eaux de surface, ce qui augmente la formation biogénique de  $\text{N}_2\text{O}$ .

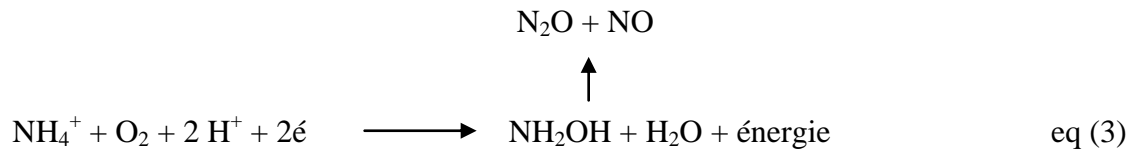
## ***Transformation de l'azote et émissions de $\text{N}_2\text{O}$***

### **Nitrification**

La décomposition de la matière organique par les microorganismes du sol favorise la formation de divers produits issus de la destruction des composés aminés. Le  $\text{NH}_4^+$  formé peut être assimilé par la biomasse microbienne et transformé en  $\text{NO}_3^-$  suivant des conditions climatiques adéquates et une bonne disponibilité des substrats carbonés. Ce phénomène de transformation est nommé nitrification. Le processus de nitrification se divise en deux grands groupes gérés par des microorganismes autotrophes et hétérotrophes et est basé sur la présence en quantité suffisante de substrat et d'oxygène ( $\text{O}_2$ ). Ainsi, les deux étapes d'oxydation sont la nitritation et la nitratisation :



Au cours de la première transformation (eq 1), les bactéries du groupe nitroso, comme les *Nitrosomonas* spp., permettent l'oxydation du  $\text{NH}_4^+$  en nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ). Durant le processus de nitrification, une molécule intermédiaire est formée permettant de produire le  $\text{N}_2\text{O}$ . Cette molécule, l'hydroxylamine ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ) est la clé de la production de  $\text{N}_2\text{O}$  lors du processus nitrifiant. Sa formation semble être attribuée à l'utilisation du  $\text{NO}_2^-$  par les bactéries comme accepteur d'électron lorsque la disponibilité de l'oxygène est faible dans les agrégats du sol. L'hydroxylamine permet de former le  $\text{N}_2\text{O}$  sous des conditions favorables du milieu (eq 3) (Granli et Bockman 1994).



Lors de la deuxième étape (eq 2), la transformation des nitrites en nitrates se fait à l'aide de bactéries autotrophes obligatoires du groupe nitro, soit les *Nitrobacters*. Durant cette réaction, l'enzyme nitrite oxydoréductase agit comme catalyseur sur la transformation permettant ainsi d'obtenir une importante source de  $\text{NO}_3^-$  hautement disponible pour la nutrition des végétaux. Parallèlement à l'ensemble de ces processus biochimiques, la nitrification dans les sols agricoles est contrôlée par plusieurs facteurs comme la disponibilité du substrat, les communautés bactériennes nitrifiantes, la présence d'oxygène, la température, le pH, la teneur en eau volumique du sol et le taux de saturation en eau de la porosité du sol (Haynes 1986).

De son côté, la production de  $\text{N}_2\text{O}$  est principalement régulée par deux mécanismes distincts soient les réactions chimiques existant entre l'hydroxylamine et le nitrite et la transformation des nitrites par les microorganismes du sol. Bien que l'émission de  $\text{N}_2\text{O}$  provenant de la nitrification varierait entre 1 à 2 % selon Tortoso et Hutchinson (1990), plusieurs autres études démontrent des valeurs plus importantes. Par exemple, Bremner et al. (1981) ont obtenu des valeurs de  $\text{N}_2\text{O}$  émis des sols agricoles se situant à près de 7 %. De son côté, Martikainen (1985) a mis en évidence des valeurs d'émission de l'ordre de 20 % à la suite de l'application d'urée sur un sol forestier. Plus récemment, Cellier et al. (1997) établissaient que l'émission de  $\text{N}_2\text{O}$  des sols agricoles par voie de nitrification semblait survenir de façon continue sous des conditions de sol bien aéré et représentait 10 à 20 % des émissions totales. L'émission de  $\text{N}_2\text{O}$  varie également en fonction des divers facteurs agissant sur la nitrification (tableau 2).

Tableau 2. Facteurs affectant la variation du ratio  $N_2O/NO_3^-$  lors de la nitrification (adapté de : Granli et Bockmann 1994).

Processus	Variables	
Nitrification		<b>Augmentation du ratio <math>N_2O/NO_3^-</math> si :</b>
	$[O_2]$	Décroit
	$[H_2O]$	Augmente au delà de la capacité au champs
	$[NH_4^+]$	Faible concentration dans le sol
	pH	Variable
	Température	Augmente

Le ratio  $N_2O/NO_3^-$  diminue lorsqu'il y a une augmentation de la concentration en  $O_2$  dans le sol. En revanche, des faibles concentrations en  $O_2$  favorisent l'augmentation du ratio  $N_2O/NO_3^-$  et, donc, l'émission de  $N_2O$  aux dépens des nitrates. Ce phénomène est principalement dû à la capacité des bactéries nitrifiantes d'utiliser le  $NO_2^-$  comme accepteur d'électron. La réaction complète de la nitrification permet d'engendrer l'émission de  $N_2O$  de façon directe et procure tout le substrat nécessaire au processus de la dénitrification. En effet, ces deux grands processus se chevauchent dans leurs réactions (figure 4).

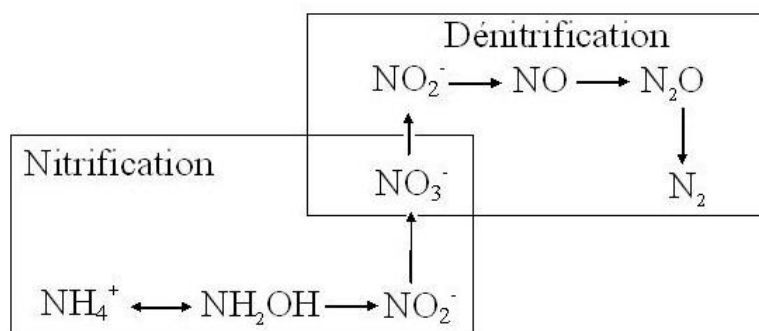


Figure 4. Lien entre la nitrification et la dénitrification (adapté de Hofman et Van Cleemput 2004).

## Dénitrification

À la suite du processus de la nitrification, le  $NO_3^-$  peut également être transformé sous forme gazeuse par une série de réactions permettant le retour de l'azote vers sa forme moléculaire. La chaîne de réactions permettant la transformation de l'azote sous des conditions anaérobies est possible par le travail de divers types de microorganismes, notamment ceux des genres *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Achromobacter* et *Bacillus*

(Tisdale et al. 1975). Cette flore bactérienne utilise le nitrate comme source d'alimentation permettant la formation de diverses protéines nécessaires à leur développement. Par ailleurs, les nitrates en excès dans le sol sont généralement lessivés en raison de leur grande mobilité, ce qui exacerbe les problèmes de contamination de l'eau souterraine et par conséquent, favorise la dénitrification (Paul et Clark 1996). La dénitrification est un processus de respiration typiquement anaérobie qui peut s'opérer autant dans les sols hydromorphes que dans les sols bien aérés. En effet, même les sols bien aérés renferment toujours des microsites anaérobies favorables à la dénitrification. De tels microsites existent à l'intérieur des agrégats où l'oxygène ne pénètre pratiquement pas. Il est également possible d'en retrouver au contact des débris organiques où l'oxygène est consommé très rapidement par la microflore aérobie. La microflore bactérienne du sol a la capacité d'utiliser en plus du  $\text{NO}_3^-$ , le  $\text{NO}_2^-$  et le  $\text{N}_2\text{O}$  comme accepteurs d'électrons, lorsque le taux d' $\text{O}_2$  est insuffisant pour permettre les réactions de transformation (Granli et Bockman 1994). La série de réactions séquentielles qui surviennent durant la dénitrification est catalysée par certaines enzymes adaptées aux conditions du milieu. Parmi celles-ci, le nitrate et le nitrite réductase, l'oxyde nitrique réductase et le protoxyde d'azote réductase sont les plus importantes de la chaîne de réactions (figure 5).

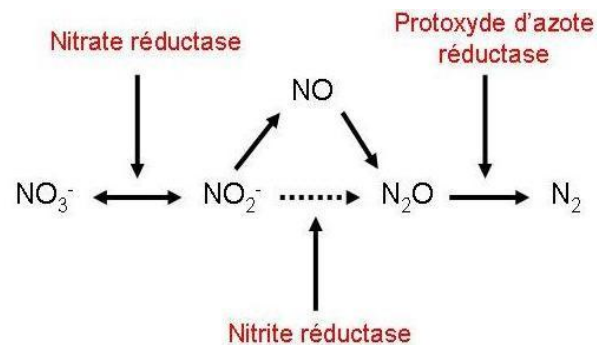


Figure 5. Chaîne de réactions de la dénitrification et principales enzymes adaptées aux conditions du milieu.

Cette conversion chimique permet la transformation de composés disponibles dans le sol pour les plantes en des molécules gazeuses distribuées dans le continuum. Les émissions d' $\text{NO}$  provenant de l'oxydation du  $\text{NO}_2^-$  sont relativement petites en comparaison à la transformation du  $\text{N}_2\text{O}$  émis par le sol. Ceci s'explique par le fait que le  $\text{NO}_2^-$  s'accumule

rarement de façon naturelle dans le sol et que la transformation en  $N_2O$  et  $N_2$  est plus rapide. Les enzymes dénitrifiantes possèdent un spectre d'action spécifique sur les bactéries agissant comme catalyseur dans la chaîne de réactions de la dénitrification. Dans la chaîne de réactions de la dénitrification, le  $NO_3^-$  est d'abord converti en  $NO_2^-$ , grâce au nitrate réductase qui agit directement dans la membrane cytoplasmique des bactéries. Pour sa part, le nitrite réductase agit dans l'espace périplasmique de la membrane des bactéries lors du processus d'oxydation du  $NO_2^-$  vers  $N_2O$ . Enfin, le protoxyde d'azote réductase agit lors de la transformation du  $N_2O$  vers l'azote moléculaire.

L'ensemble de ces transformations est régulé par différents facteurs comme les conditions abiotiques du milieu et l'abondance du substrat, qui agissent directement sur la transformation des  $NO_3^-$  en azote moléculaire. Pour sa part, l'absence d' $O_2$  dans les pores du sol favorise la formation du  $N_2O$  à l'intérieur des agrégats. Le flux de  $N_2O$  a tendance à s'accroître de façon exponentielle avec l'augmentation du taux de saturation en eau de la porosité du sol (Dobbie et Smith 2003). Linn et Doran (1984) ont démontré que la porosité occupée par l'air, représentant 30 à 40 %, était le seuil au-dessus duquel il n'y a pas d'initiation claire de la dénitrification. Cependant, la coexistence de zones anaérobies et aérobies dans certaines fractions internes des agrégats du sol peut se traduire par un accroissement significatif des émissions de  $N_2O$  (figure 6).

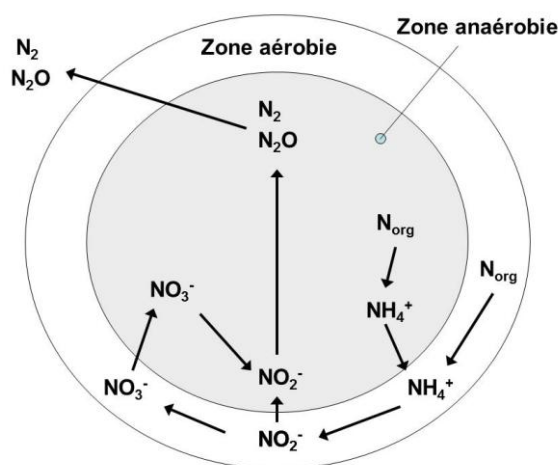


Figure 6. Coexistence des zones anaérobies et aérobies dans les agrégats (adapté de : Hofman et Cleemput 2004).

Les formes d'azote présentes dans le sol, ainsi que la nature des substrats carbonés permettent de faire varier la cinétique de dénitrification. Le carbone est largement utilisé par les microorganismes dans les réactions biochimiques entrant dans la formation des composés cellulaires. Le carbone facilement décomposable, mis à la disposition des bactéries hétérotrophes du sol, est utilisé comme source d'énergie dans les réactions biologiques comme la dénitrification. De par l'importante activité des bactéries, le taux d' $O_2$  dans le sol est réduit et suit la minéralisation du carbone permettant ainsi de favoriser l'apparition de microsites anaérobies essentiels à l'initiation de la dénitrification. De plus, certains autres facteurs pédoclimatiques comme le pH et la température ont des impacts sur les taux de dénitrification. Le pH a un effet sur le développement et l'activité des microorganismes faisant varier l'azote au niveau du sol. Simek et Cooper (2002) ont déterminé que les populations de microorganismes présentes dans le sol sont directement reliées à l'acidité du sol. Les sols ayant une plus grande acidité ( $< 4,0$ ) ont la capacité d'inhiber l'activité de certaines enzymes permettant la transformation du  $NO_3^-$  en  $N_2$ . En particulier le protoxyde d'azote réductase est ralenti et même inhibé lorsque les valeurs de pH diminuent au-delà de 4,0. Également, lorsque le pH est faible, les quantités  $N_2O$  produites par la dénitrification sont plus élevées dû au ralentissement de la conversion du  $N_2O$  à l'azote moléculaire. L'inhibition du protoxyde d'azote réductase entraîne une augmentation du ratio  $N_2O/N_2$  suite à l'accumulation du  $N_2O$  dû au ralentissement de la conversion du  $N_2O$  vers le  $N_2$  moléculaire. De plus, l'activité des microorganismes présents dans le sol est influencée par l'élévation de la température du sol. Cette augmentation a pour effet d'améliorer l'assimilation de l' $O_2$  présente dans la porosité du sol. La diminution de l' $O_2$  entraîne la formation de zone anaérobie favorisant la formation de  $N_2O$ . Granli et Bockman (1994) démontraient un effet positif de l'élévation de la température sur l'émission de  $N_2O$ , même si le ratio  $N_2O/N_2$  diminuait. La dénitrification est marquée lorsque les températures sont élevées, mais elle demeure très active à de basses températures (Phillips 2008).

### ***Dynamique du carbone***

La compréhension du cycle du carbone, comme tous les autres cycles biogéochimiques étudiés dans la biosphère, nécessite l'analyse des interactions entre les continus sol, plante et atmosphère. Selon Stevenson et Coles (1986), le cycle global du carbone (figure 7) implique un cycle sur la terre et un dans les océans. Cependant, la compartimentation de



ces réservoirs de carbone apporte une certaine complexification devant être précisée (Lal 2004).

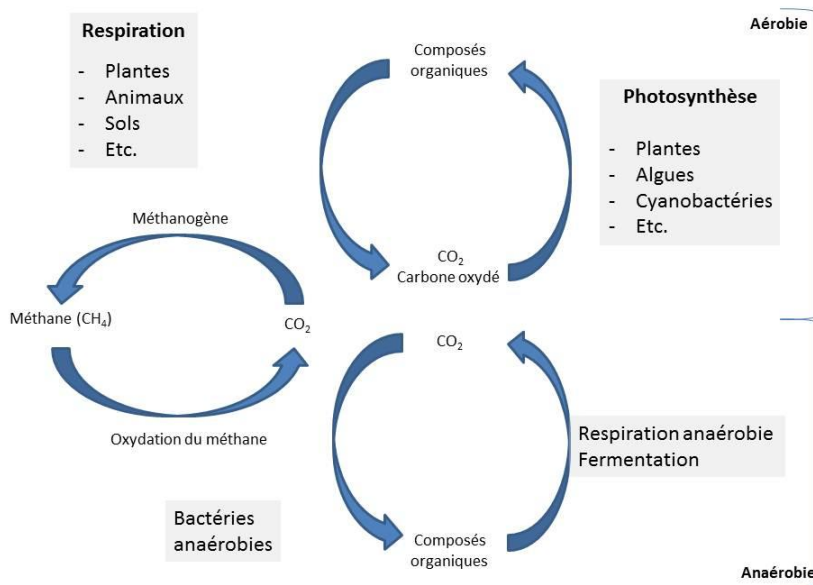


Figure 7. Cycle simplifié du carbone en situation aérobie et anaérobie (adapté de : Nester et al. 2001)

L'atmosphère, les écosystèmes terrestres ainsi que les océans possèdent des interactions importantes contribuant de façon significative aux flux d'échange dans le cycle du carbone. Le carbone entre dans l'écosystème terrestre par la végétation. Durant la photosynthèse, les plantes absorbent le carbone de l'air et l'intègrent à leur propre biomasse (feuilles, bois, racines, fleurs et fruits). Par la suite, ce carbone est incorporé au sol suite à l'accumulation de biomasse aérienne et souterraine, ainsi que par divers composés organiques excrétés par les plantes. Le maintien du carbone organique dans les sols est assuré par l'équilibre entre le flux d'entrée et le flux de sortie par la minéralisation des matières organiques. Le temps moyen de résidence du carbone dans les sols correspond au rapport entre le stock de carbone (masse) et le flux entrant (masse/temps). Une autre caractéristique est l'âge moyen du carbone, défini comme la moyenne, sur les éléments présents, des durées écoulées depuis leurs entrées dans le sol (Girard et al. 2005). Ces deux paramètres sont variables dans les sols. À titre d'exemple, le temps de résidence des constituants organiques des sols peut s'étendre de quelques jours (sucres) à plusieurs années (matière organique passive).

La variabilité pédologique et climatique ainsi que le travail du sol sont quelques facteurs affectant le temps de résidence du carbone dans les sols (tableau 3). En effet, le rôle des argiles est important dans le stockage du carbone du fait que plus la teneur en argile est élevée, plus le stockage du carbone augmente (Oades 1995). Les argiles protègent le carbone en limitant l'accès des microorganismes aux matières organiques situées dans les pores de petite taille. Ils absorbent les substrats dégradables et les enzymes responsables de leur biodégradation et ralentissent la diffusion de ces substrats et enzymes. Pareillement, la vitesse de décomposition de la matière organique est généralement augmentée avec l'accroissement de la température et le travail des sols. Le travail du sol influence le temps de résidence du carbone en modifiant le degré de protection physique des matières organiques. Ainsi, la mise en culture et le travail du sol ont l'effet inverse des argiles. En détruisant les agrégats du sol et en laissant le sol nu, ils tendent à diminuer la protection des matières organiques et à accélérer les phénomènes de dégradation.

Tableau 3. Principales variables pédologiques, climatiques et anthropiques affectant le taux moyen de résidence du carbone dans les sols. (adapté de : Girard et al. 2005)

Variable	Intensité	Commentaire
Température	Diminution	Taux moyen de résidence divisé par 2 à 3 par augmentation de 10°C
Engorgement et acidité permanentes	Augmentation	Formation de tourbe
Présence d'allophane ou aluminium libre	Augmentation	Protection physicochimique de la matière organique
Teneurs et nature des argiles	Augmentation	Protection physicochimique de la matière organique
Travail du sol	Diminution	Détérioration physicochimique de la matière organique
Humidité du sol (optimum ≈ capacité au champs)	Diminution	
pH (4,5 à 8) optimum à 7,0	Neutre	Interaction avec le calcium échangeable
Teneur en carbonates	Augmentation	Contribue à l'adsorption sur les agrégats du sol
Proportion de Ca et Mg échangeables	Augmentation	Protection physique de la matière organique
Activité de la mésofaune (vers, termites)	Augmentation	Amélioration de l'activité biologique des sols

Lorsque le processus de décomposition est amorcé, la respiration des microorganismes hétérotrophes et des autotrophes émet du carbone vers l'atmosphère sous forme de CO<sub>2</sub>. La proportion estimée de remise en circulation de CO<sub>2</sub> est considérée comme égale à celle captée par la photosynthèse, ce qui a pour impact d'équilibrer le système. Le cycle devient déséquilibré principalement lorsque les sources de carbone d'origine anthropique sont comptabilisées, car elles perturbent l'équilibre des flux existants entre les divers réservoirs du carbone sur la planète (IPCC 2001).

Le carbone retrouvé à l'échelle du globe se présente principalement sous formes organiques ( $C_{org}$ ) et inorganiques ( $C_{inorg}$ ). Le  $C_{org}$  est celui produit par les organismes vivants et est lié à des éléments comme l'hydrogène, l'azote ou le phosphore dans les molécules organiques ou les hydrocarbures. De son côté, le  $C_{inorg}$  est celui qui est associé à des composés inorganiques, c'est-à-dire des composés qui ne sont pas et n'ont pas été du vivant et qui ne contiennent pas de lien C-C ou C-H, par exemple le carbone du  $CO_2$  atmosphérique ou celui provenant des roches calcaires. De plus, le carbone est organisé en quatre grands réservoirs qui permettent sa circulation et son équilibre global. Le carbone est ainsi distribué parmi la lithosphère, l'hydrosphère, l'atmosphère et la biosphère, qui englobe l'ensemble des écosystèmes terrestres (figure 8).

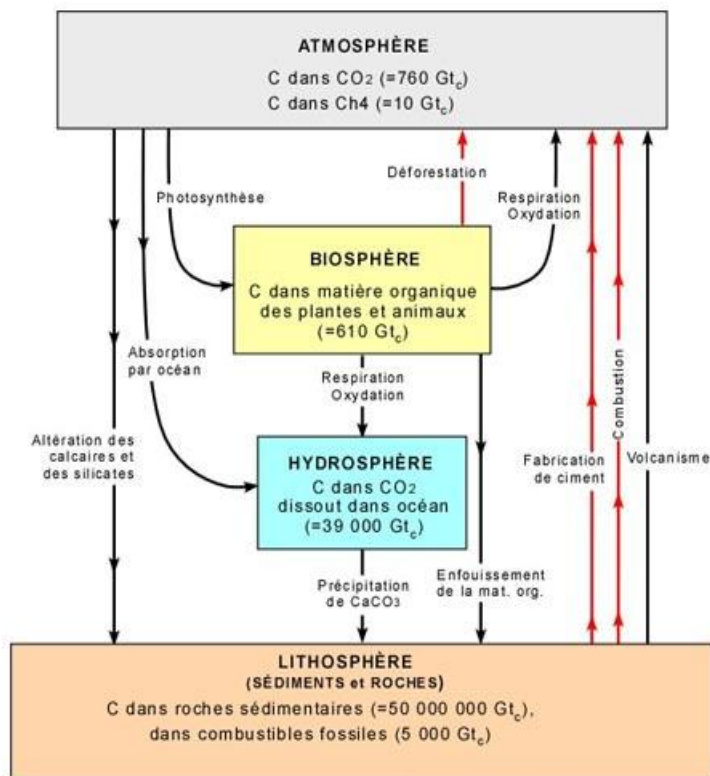


Figure 8. Principaux échanges entre les réservoirs de carbone de la planète (tiré de Bourque 2009)

La lithosphère contient la plus grande quantité de carbone de l'ensemble des réservoirs de la planète. Ce carbone est principalement retrouvé dans les composés fossiles présents dans le sous-sol terrestre et les dépôts de roches sédimentaires. Ces deux compartiments

renferment, dans l'ordre, environ 5 000 et 50 000 000 gigatonnes de carbone (Gt C). Les océans contiennent également des quantités importantes de carbone, principalement sous forme inorganique. Ce carbone est retrouvé essentiellement dans les roches sédimentaires des fonds marins qui sont formés par l'accumulation des composés carbonatés des organismes marins. De plus, les océans agissent principalement comme puits de CO<sub>2</sub>, car ils captent davantage de carbone qu'ils en émettent (IPCC 2001). Le CO<sub>2</sub> retrouvé dans ce milieu est très soluble dans l'eau et forme rapidement des ions réagissant avec les constituants de l'eau. L'utilisation du carbone par les organismes marins, le mélange au sein de la masse d'eau et les transformations naturelles permettent d'immobiliser le carbone et d'en faire un réservoir de stockage plus important que celui de la biosphère et de l'atmosphère. L'atmosphère présente des quantités de carbone sous forme de CO<sub>2</sub>, de monoxyde de carbone et de CH<sub>4</sub>. Ce réservoir, ayant été influencé par l'accroissement du carbone de nature anthropique, contient environ 760 Gt C. De fait, le taux d'accumulation moyen de CO<sub>2</sub> est passé de 3,2 Gt C an<sup>-1</sup> dans les années 1990 à plus de 4,1 Gt C an<sup>-1</sup> entre 2000 et 2005 (Denman et al. 2007). De plus, le CO<sub>2</sub> présent dans l'atmosphère est à la base de la disponibilité des ressources pour de nombreux végétaux par l'entremise du processus de la photosynthèse. Finalement, la biosphère est constituée principalement d'organismes vivants et compte pour environ 610 Gt C. Le carbone retrouvé dans les écosystèmes terrestres se présente principalement dans les sols sous forme de matière organique et dans la biomasse aérienne et souterraine de la végétation. Le maintien de la productivité des écosystèmes est dicté par la régulation des processus biologiques, chimiques et physiques à l'intérieur des sols. La quantité de matière organique est dépendante du taux de photosynthèse primaire nette et de son taux de décomposition. Son accumulation dans les sols diverge en fonction du type de sol, des cultures produites ainsi que des climats. Les régimes de température et de précipitation variés, l'activité microbienne, les paramètres physicochimiques des sols, les perturbations naturelles, l'activité humaine, la disponibilité du substrat ainsi que le changement d'affectation des terres ne sont que quelques paramètres affectant le maintien du carbone dans les sols (figure 9).

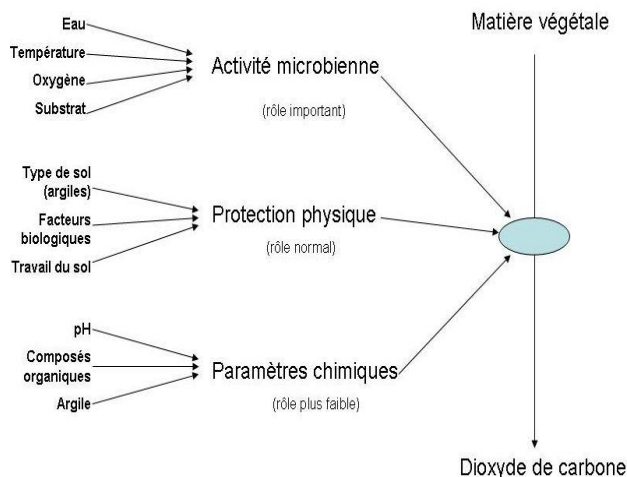
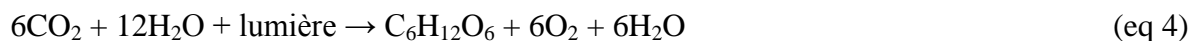


Figure 9. Processus simplifié de régulation du carbone en fonction de divers paramètres affectant sa dynamique dans le sol.

### Flux de carbone des arbres

Les arbres ont un potentiel de séquestration du carbone dans leur matière ligneuse. La photosynthèse est le mécanisme permettant l'accumulation de carbone dans le bois en provenant de l'atmosphère, alors que la respiration cellulaire des arbres agit comme source de carbone vers l'atmosphère. L'énergie solaire absorbée par le système foliaire des arbres est transformée en glucides et acheminée dans les structures des arbres sous forme de carbone, lequel constitue environ 50 % de la biomasse sèche. Ce carbone est principalement entreposé dans le tronc, les racines, les branches et le feuillage des arbres qui se définissent comme des réservoirs de stockage de carbone. De son côté, la photosynthèse nette peut varier en fonction de plusieurs variables physiologiques comme l'âge, la structure et l'exposition des feuilles, le type de développement de la cime, le comportement des stomates, la quantité et l'activité de l'enzyme Rubisco (enzyme principale permettant la fixation du CO<sub>2</sub> par les plantes), ainsi que plusieurs facteurs environnementaux comme l'intensité de la lumière, la température ambiante, la disponibilité de l'eau, la concentration atmosphérique en CO<sub>2</sub> et en polluants atmosphériques et les conditions du sol (température, humidité, pH, etc.). Les arbres peuvent donc jouer un rôle important dans le bilan global du carbone (Kozłowski et al. 1991 cité par Campagna 1996). L'équation chimique qui décrit la photosynthèse est :



Selon Nelson (1984), tiré de Campagna (1996), les arbres ont des taux de photosynthèse nette semblables à ceux de plantes agricoles et de plantes herbacées (tableau 4). De même DaMatta et al. (2001), mentionnaient que les plantes de type C<sub>3</sub> et C<sub>4</sub> avaient des taux de photosynthèse similaires, et ce, dans des conditions ambiantes de température et de CO<sub>2</sub>. Évidemment, le taux d'assimilation varie tout au long de la vie de l'arbre et sera plus important pour l'ensemble d'un boisé ou d'une forêt. Selon le GIEC, de 50 à 120 tonnes de carbone par hectare seraient stockées dans la végétation forestière dans le monde (IPCC 2001).

Tableau 4. Taux de photosynthèse nette de plantes agricoles, de plantes herbacées et d'arbres soumis à des conditions favorables de croissance (tiré de Campagna 1996)<sup>1,2</sup>

Type de plantes	Espèces ou hybrides	Séquestration de CO <sub>2</sub> g CO <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> de feuillage s <sup>-1</sup>
Plantes agricoles		8,34 à 16,68
Plantes herbacées		8,34 à 22,24
Feuillues	<i>Populus deltoides</i> x <i>Populus nigra</i>	12,30
	<i>Salix</i> (quelques espèces)	13,51 à 17,24
Résineux	<i>Pinus sylvestris</i>	9,73 à 10,52
	<i>Pinus rigida</i> <sup>2</sup>	14,46
	<i>Pinus taeda</i> <sup>2</sup>	11,11
	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	9,73

1. Adapté de : Nelson (1984)

2. Le taux mesuré chez les pins est probablement inférieur au maximum à cause de l'ombrage mutuel créé par les aiguilles.

L'écosystème forestier peut agir comme un puits ou comme une source de carbone. Les forêts agissent comme un puits de carbone lorsqu'elles captent plus de CO<sub>2</sub> qu'elles en émettent. À l'opposé, elles deviennent une source, lorsque la quantité de CO<sub>2</sub> émise vers l'atmosphère dépasse la quantité de CO<sub>2</sub> captée. Bien que les arbres aient un potentiel de séquestration du carbone dans leur matière ligneuse, ils émettent également du CO<sub>2</sub> à travers la photorespiration et la respiration. Ces mécanismes physiologiques visent à assurer la maintenance et la construction des composés nécessaires au développement des

arbres. Dans un premier temps, la photorespiration diminue le rendement de la photosynthèse, car l'enzyme qui fixe le carbone a le potentiel d'accepter l'oxygène à la place du CO<sub>2</sub>. Comme ces gaz ont des affinités pour la même enzyme, une diminution de la concentration atmosphérique du CO<sub>2</sub> dans les lacunes des feuilles favorise la photorespiration. De fait, la diminution du ratio CO<sub>2</sub>/O<sub>2</sub> favorise la fixation de l'oxygène aux dépens du CO<sub>2</sub>. De son côté, la respiration consomme de l'O<sub>2</sub> et libère du CO<sub>2</sub> et de l'eau. Parallèlement, le stade de développement de la plante agit également sur la quantité de glucides utilisés. En période de croissance active, la respiration est plus active et favorise l'oxydation des sucres et la libération de CO<sub>2</sub> (Campagna 1996). Également, les arbres peuvent utiliser l'énergie des glucides pour créer des structures végétales ou d'autres composés organiques utiles pour leur développement.

### **Carbone associé au méthane**

Le CH<sub>4</sub> sert également à alimenter le cycle du carbone, mais de façon moins importante que les apports directs faits par la biomasse. Il apparaît comme un sous-produit d'un processus de transformation chez certains microorganismes du groupe *Archaea*, qui sont des bactéries anaérobies obligatoires. Certains méthanogènes produisent le CH<sub>4</sub> par une série complexe de réactions au cours desquelles l'hydrogène intervient dans la réduction du CO<sub>2</sub> (eq 5). Graduellement, la molécule de carbone est réduite en CH<sub>4</sub> via divers intermédiaires comme le CH<sub>2</sub> et CH<sub>3</sub>.



Certains méthanogènes peuvent produire du CH<sub>4</sub> à partir d'autres molécules comme l'acétate ou le méthanol. Il est fréquent de trouver de l'acétate dans les sols plutôt humides et ayant des températures plus basses. De plus, le CH<sub>4</sub> peut servir comme substrat pour la production de CO<sub>2</sub> par l'entremise de la méthanotrophie. Contrairement aux archéobactéries, les bactéries méthanotrophes s'alimentent d'O<sub>2</sub> et régularisent essentiellement le processus d'oxydation du CH<sub>4</sub> (eq 6).



Cependant, la nature variée des molécules de carbone a pour effet d'influencer la concentration en  $\text{CH}_4$  présente dans le sol. En effet, l'affinité existante entre les enzymes présentes dans le cycle de l'azote et celles permettant la production du  $\text{CH}_4$  est similaire. Certaines études ont permis de démontrer le lien existant entre la méthanotrophie et le cycle de l'azote (Mosier et al. 1991 ; Schenell et King 1994). Ce lien permet d'expliquer la réduction de la production du  $\text{CH}_4$  dans les sols anoxiques, lorsque le ratio  $\text{CH}_4/\text{N}$  diminue. Cette réduction s'explique par le fait que les nitrificateurs autotrophes sont capables d'oxyder le  $\text{CH}_4$  et que les méthanotrophes peuvent oxyder des molécules d'azote. De ce fait, les concentrations élevées en azote sous forme d' $\text{NH}_4^+$  peuvent inhiber l'oxydation du  $\text{CH}_4$ . Cependant, la variabilité des éléments chimiques dans les sols entraîne des fluctuations importantes de ce phénomène. En effet, Mosier et al. (1991) ont démontré que les sols ayant une capacité d'échange cationique élevée favorisent l'adsorption de l' $\text{NH}_4^+$  sur le complexe argilo-humique du sol et empêchent l'inhibition de la méthanotrophie.

Finalement, le bilan net du  $\text{CH}_4$  est influencé par les quantités émises et celles consommées dans le sol par les microorganismes. Le type de sol, les propriétés biochimiques, le type de végétation à la surface du sol, la capacité de diffusion dans le profil de sol du  $\text{CH}_4$  influencée par le taux de saturation en eau de la porosité du sol (Mosier et al. 2004) et la biomasse souterraine des végétaux (Schimel et Holland 2005) ont des impacts sur les fluctuations de  $\text{CH}_4$  dans le cycle du carbone.



## **Chapitre 3. Agroforesterie et son impact sur les GES**

### ***Généralités***

Les systèmes agroforestiers (SAF) sont définis au Québec comme la gestion intégrée des ressources du territoire rural reposant sur l'association intentionnelle d'arbres ou arbustes à des cultures ou des élevages et dont l'interaction permet de générer des bénéfices économiques, environnementaux et sociaux (De Baets et al. 2007). Les SAF contiennent implicitement au moins une espèce ligneuse associée à des plantes herbacées agricoles (annuelles ou pérennes) ou des animaux d'élevage. Les pratiques agroforestières s'opposent aux pratiques monoculturelles agricoles et forestières par leur aspect multifonctionnel (Nair 1993). En plus de fournir des produits forestiers et agricoles, les SAF peuvent produire des biens et services environnementaux qui ont une valeur économique pour les producteurs et la société comme la protection des sols et des cours d'eau.

Il existe quatre principes de base associés à l'agroforesterie en climat tempéré (Dupraz 2008). Cette science est caractérisée comme étant :

- a) intentionnelle, car elle met en place des SAF qui sont développés dans une entité commune visant une gestion globale des aspects économiques, sociaux et environnementaux.
- b) intensive, car elle a pour objectif de produire des biens supérieurs aux systèmes de production conventionnels (p. ex. : monoculture agricole, plantation forestière), tout en protégeant les bénéfices déjà en place.
- c) interactive, car elle est soumise à des interactions biologiques, chimiques et physiques à l'intérieur des composants qui sont en synergie les uns avec les autres.
- d) intégrative, car elle relie des fonctions structurales et fonctionnelles dans un modèle unique de développement des ressources.

Il y a principalement trois grandes classes de SAF, soient l'agrisylviculture (cultures et arbres), le sylvopastoralisme (pâturage-animaux-arbres) et l'agrosylvopastoralisme (cultures-animaux-arbres). Les SAF retrouvés sous climat tempéré sont soumis à divers

critères de classification principalement basés sur leurs fonctions et structures dans l'environnement, leurs impacts à l'échelle socioéconomique et leurs bénéfices écologiques (Nair 1993). Bien qu'il existe une multitude de techniques agroforestières dans le monde (Khasa 2001), on distingue cinq principaux SAF sous climat tempéré (tableau 5).

Tableau 5. Principaux systèmes agroforestiers sous climat tempéré.

	Description générale
Systèmes de cultures intercalaires	Plantation de rangées d'arbres largement espacées les unes des autres permettant d'allouer les bandes intercalaires à des cultures agricoles.
Systèmes riverains agroforestiers	Système à combinaison d'arbres, d'arbustes et de végétation herbacée établis le long des cours d'eau pour la stabilisation des berges, la protection de la qualité de l'eau, la biodiversité et la séquestration du carbone.
Systèmes sylvopastoraux	Combinaison d'espèces ligneuses, de cultures fourragères et de productions animales laquelle découle des interactions planifiées bénéfiques pour l'ensemble des partenaires de l'association.
Haies brise-vent	Le brise-vent est un obstacle que l'on place au travers du vent pour réduire sa vitesse. Deux grands types de brise-vent sont distingués soient, les brise-vent inertes, communément appelés brise-vent artificiels et les brise-vent vivants appelés aussi haies brise-vent ou brise-vent naturels.
Cultures sous couvert forestier	Association délibérée de ressources forestières d'origine végétales et mycologique à l'exception des ressources traditionnelles des secteurs industriels de matière ligneuse, notamment le bois d'œuvre, le bois à pâte, les bardeaux de fente et tous les autres produits ligneux ou agricoles traditionnels.

### ***Émission de gaz à effet de serre***

Les arbres jouent un rôle primordial dans l'atténuation du réchauffement climatique et de la réduction des concentrations de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère. Initialement influencées par l'élévation des températures à l'échelle du globe, les forêts ont subi certains changements pour pallier aux effets des perturbations plus intensives comme les parasites, les épidémies, la récolte forestière et les incendies. En effet, ces perturbations naturelles et anthropiques ont des impacts sur le mouvement du carbone à l'intérieur des réservoirs de stockage. Ces perturbations n'affectent que temporairement les stocks de carbone, car le temps permet de restituer le carbone entreposé dans l'écosystème suivant la croissance active des arbres. En général, les arbres des SAF améliorent les propriétés biologiques, chimiques et physiques

des sols (Young 1995). L'augmentation de l'apport en matière organique, la fixation de l'azote atmosphérique, l'accroissement des éléments nutritifs disponibles, la diminution des pertes de sols par l'érosion, l'amélioration de la structure des sols, le maintien d'un taux adéquat de saturation en eau du sol et l'amélioration de la qualité biologique des sols ne sont que quelques bénéfiques mentionnés par ce dernier auteur. Bien que plusieurs travaux aient validé le fait que l'implantation des SAF génère des bénéfiques écologiques, environnementaux et agronomiques (Dupraz et Liagre 2008), il peut s'avérer difficile de bien maîtriser les divers processus édaphiques qui influencent les émissions de GES.

Les flux de N<sub>2</sub>O dans les SAF tempérés ne sont pas aussi bien documentés que ceux en provenance des monocultures agricoles. Or, il existe certaines données permettant de mieux comprendre leur dynamique. La structure complexe des SAF (autant aérienne que souterraine) se traduit généralement par une forte hétérogénéité spatiale et temporelle des propriétés du sol et des émissions de N<sub>2</sub>O (Choudhary et al. 2002). Thevathasan et Gordon (2004) ont estimé, dans le sud de l'Ontario, qu'un SCI combinant des peupliers hybrides de 8 ans et une rotation de cultures maïs-soya-blé a un potentiel de réduction de 0,69 kg N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> comparativement au système agricole de référence comprenant la même rotation de cultures. L'analyse de certains taux d'émission de N<sub>2</sub>O dans divers systèmes agricoles et agroforestiers démontre la grande variabilité dans les flux de N<sub>2</sub>O émis (tableau 6).

Tableau 6. Émissions de N<sub>2</sub>O répertoriées dans divers systèmes agricoles et agroforestiers sous divers climats.

Émissions de N <sub>2</sub> O (kg N <sub>2</sub> O ha <sup>-1</sup> )	Période (mois)	Systèmes de production	Référence
1,9 à 8,0 0,3 à 1,4	10	Pâturage : ( <i>Lolium perenne</i> L.)	Smith et al. (1997)
0,2 à 9,2	12	Pâturage : ( <i>Lolium perenne</i> L. et <i>Trifolium repens</i> L.)	Williams et al. (1999)
3,7 à 7,8 1,5 à 7,5	12	Sol argileux avec une rotation : prairie, orge, jachère Loam sableux avec une rotation : prairie, orge, jachère	Syväsalo et al. (2004)
6,44	3	Jachère améliorée ( <i>Sesbania sesban</i> et <i>Macroptilium atropurpureum</i> )	Millar et al. (2004)
2,7	12	SCI : Orges ( <i>Hordeum vulgare</i> L.) et peupliers hybrides ( <i>Populus deltoides</i> x <i>Populus nigra</i> clone DN-177)	Evers et al. (2010a)
6,2 21,9	12	SCI : Canola ( <i>Brassica napus</i> L.) et peupliers hybrides ( <i>Populus</i> x <i>canadensis</i> ) Monoculture : Canola ( <i>Brassica napus</i> L.)	Beaudette et al. (2010)

Smith et al. (1997) ont mesuré des émissions de N<sub>2</sub>O variant entre 1,9 et 8,0 kg N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> pour une prairie enherbée (*Lolium perenne* L.), alors que les émissions en provenance de sols arables se situaient davantage entre 0,3 et 1,4 kg N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>. Une variation similaire

(entre 0,2 et 9,2 N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>) a été calculée par Williams et al. (1999) dans des parcelles d'Ivraie vivace (*Lolium perenne* L.) et de trèfles blancs (*Trifolium repens* L.) sur un limon grossier. Evers et al. (2010a) ont pour leur part mesuré des émissions de N<sub>2</sub>O de l'ordre de 2,7 kg N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> dans un SCI à base de peupliers hybrides (*Populus deltoides* x *Populus nigra* clone DN-177) (Peichl et al. 2006), alors que le système de monoculture d'orges engendrait des émissions supérieures de l'ordre de 1,2 kg N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>. Bien qu'aucune différence significative n'ait été répertoriée entre ces deux systèmes, ces derniers auteurs ont précisé que la variation quantitative des deux systèmes permettait de croire à une réduction des flux de N<sub>2</sub>O dans les systèmes agroforestiers. Cette affirmation va dans le sens des résultats obtenus par Beaudette et al. (2010) qui ont calculé des émissions de N<sub>2</sub>O de l'ordre de 6,2 et 21,9 kg N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> dans un SCI à base de canola (*Brassica napus* L.) et de peupliers hybrides (*Populus* x *canadensis*) et une monoculture de canola (*Brassica napus* L.).

Outre les cas concernant les SCI, certaines données ont été mesurées dans divers SAF intégrant des cultures fixatrices d'azote. Par exemple, Millar et al. (2004) ont observé sur une période de 84 jours des émissions de l'ordre de 4,1 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> dans des jachères améliorées à base de cultures fixatrices d'azote (*Sesbania sesban* et *Macroptilium atropurpureum*), fertilisées de la même façon qu'une culture de maïs. De plus, ils ont conclu que d'implanter un système amélioré de jachère favorisait des émissions de N<sub>2</sub>O supérieures à celles enregistrées dans une parcelle de maïs après 122 jours. Ils ont obtenu au-delà de 3,9 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> de plus dans les zones ayant de courtes périodes de précipitations. Finalement, ils mentionnaient que ces émissions étaient directement corrélées ( $r = 0,93$ ; valeur  $p < 0,05$ ) au contenu en azote résiduel du sol. En fait, l'utilisation d'un fertilisant azoté, complétée à la fixation atmosphérique de l'azote et à l'apport de résidus de cultures au sol a eu pour effet d'augmenter le substrat disponible pour les microorganismes, contribuant à l'émission nette de N<sub>2</sub>O vers l'atmosphère. Des constats similaires ont été relevés par Hergoualc'h et al. (2008) qui ont étudié un système agroforestier intégrant une culture de café et une culture fixatrice d'azote (*Inga densiflora*). Le taux d'émission de N<sub>2</sub>O dans les parcelles ayant reçu un fertilisant minéral azoté (5,8 kg N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> ; 1,8 % de l'azote minéral appliqué) était supérieur à celui du système conventionnel de production à base de café, fertilisé avec 70 kg de nitrate d'ammonium à

l'hectare en début de production et avec 90 kg d'urée à l'hectare en milieu de croissance active ( $4,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  ; 1,3 % de l'azote minéral appliqué). Cette étude suggère que des SAF intégrant une culture fixatrice d'azote, et dont le potentiel d'augmentation de l'azote résiduel dans le sol est important, peut accroître significativement l'émission de  $\text{N}_2\text{O}$  comparativement aux SAF intégrant des cultures non fixatrices.

Certains SAF, comme les SCI, ont été reconnus pour leur capacité à améliorer la fertilité des sols (Thevathasan et Gordon 2004) et à améliorer les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols. Par exemple, les SCI peuvent augmenter l'apport en matière organique, par l'entremise de la biomasse aérienne et souterraine des arbres (Park et al. 1994 ; Oelbermann et al. 2004 ; Bambrick et al. 2010), favoriser une meilleure dynamique de l'azote et accroître la biomasse microbienne (Lee et Jose 2003), de vers de terre (Thevathasan et Gordon 2004) et de l'activité enzymatique (Mungai et al. 2005) dans les sols. De plus, les arbres ont la capacité de recycler davantage l'azote disponible dans le profil, et ce, au-delà de la zone arable. Leur système racinaire intercepte, absorbe et recycle davantage d'éléments nutritifs en solution dans le sol que les cultures conventionnelles, permettant la réduction de l'azote disponible pour le lessivage. On a donné à ce phénomène le nom «d'hypothèse du filet de sécurité» (*safety net hypothesis*). Ainsi, la pénétration en profondeur des racines des arbres entraîne une meilleure structure des agrégats du sol et un plus grand spectre d'action pour le prélèvement de l'eau et des nitrates qui y sont dissouts. Par exemple, Allen et al. (2004) ont mesuré une diminution de 48 % (à 30 cm de profondeur ;  $121,94 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$  dans le traitement sans racines d'arbres vs  $63,83 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$  dans le traitement avec racines d'arbres) à 71 % (à 90 cm ;  $45,56$  vs  $13,05 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ ) de la quantité de nitrates lessivés dans l'eau du sol, grâce au pouvoir tampon des racines des arbres dans un système de Pacanier-cotonnier mature aux États-Unis. Dougherty et al. (2009) ont pour leur part ont mesuré une diminution de 43 % (dans l'effluent du système de drainage ;  $164,67 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$  dans le traitement sans racines d'arbres vs  $88,59 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$  dans le traitement avec racines d'arbres) de la quantité de nitrates lessivés, grâce aux racines des arbres dans un système peuplier-maïs mature en Ontario. Au Québec, dans un SCI avec des peupliers hybrides de 7 ans, on y a mesuré une diminution de près de 80 % de la quantité de nitrates lessivés dans l'eau du sol, bien que les taux de lessivage y étaient plus faibles que ceux mesurés dans les deux études citées

précédemment (Lacombe, 2007). La réduction de la lixiviation des nitrates par les arbres peut avoir une incidence importante sur l'émission de  $N_2O$ , principalement lors de la fonte des neiges au printemps. Ainsi, les résultats des études présentées dans ce paragraphe permettent de démontrer que les SCI ont un effet positif sur la réduction du lessivage des nitrates vers les eaux souterraines et implicitement il est convenable de croire à une diminution de la quantité de substrats azotés disponibles pour les processus biologiques de transformation de l'azote en  $N_2O$ .

Le recyclage des éléments nutritifs n'est pas toujours constant dans les sols. Certains paramètres comme la qualité, la quantité ainsi que la dynamique de décomposition de la litière apportée par les arbres ont été rapportés comme pouvant engendrer une plus grande variabilité des concentrations de carbone et d'azote dans les sols (Myers et al. 2001 ; Mungai et al. 2005), ainsi qu'une modification des paramètres physiques des sols (Seobi et al. 2005 ; Udawatta et al. 2006). Cette accumulation de biomasse a généralement pour effet d'influencer les paramètres biologiques des sols et contribuer à favoriser la transformation de l'azote organique en azote moléculaire (Drake et al. 2006). Ces derniers auteurs mentionnaient que plus de 56 % de l'émission *in situ* de  $N_2O$  pouvaient provenir de l'activité des vers de terre et que si nous considérons qu'environ 20 % des écosystèmes terrestres étaient colonisés par les vers de terres, c'est plus de  $3 \times 10^8$  kg  $N_2O$  qui pourraient être produits chaque année par ce groupe. De même, la densité de vers de terre et les taux d'émission de  $N_2O$  peuvent dépendre de la qualité de la litière des arbres et cultures apportée sur les sols. Bradley et al. (2011) ont étudié l'influence de la qualité de la litière et la présence des vers de terre sur les émissions de  $N_2O$  en provenance de quatre sites à base de maïs (*Zea mays* L.) étant bordés par une bande riveraine pérenne. Deux de ces sites avaient une bande riveraine à base de panic érigé (*Panicum virgatum* L.) et les deux autres présentaient un mélange de fléole des prés (*Phleum pratense* L.), de fétuque (*Festuca* L.) et de trèfle (*Trifolium* sp.). Ces derniers ont démontré que l'émission de  $N_2O$  pouvait s'avérer plus élevée dans la zone riveraine pérenne que dans une culture de maïs principalement dû à la meilleure qualité de litière disponible pour le développement des organismes du sol. De plus, ils mentionnaient que les plantes à potentiel agronomique avaient davantage d'effet positif sur l'accroissement des populations de vers de terre que les espèces ligneuses. Delà,

ils ont observé deux à quatre fois plus de dénitrification dans les zones riveraines que dans les zones n'ayant pas ce type de litière.

Outre ces effets mentionnés sur la variation du potentiel de dénitrification dépendamment de la qualité de la litière, le niveau d'humidité dans les sols est également très important pour le contrôle de la dénitrification. Récemment, Evers et al. (2010b) rapportaient une corrélation positive entre la densité de vers de terre dans un SCI à base de peupliers (*Populus spp.*) et d'érables argentés (*Acer saccharinum* L.), le taux de saturation en eau de la porosité du sol et les émissions de N<sub>2</sub>O. Cependant, lorsque la densité de vers de terre était réduite, aucune différence significative n'était observée entre la densité de vers de terre et les émissions de N<sub>2</sub>O (5,49 à 6,99 g N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> jour<sup>-1</sup>). Comme le taux de saturation en eau de la porosité du sol est le premier facteur contrôlant l'émission de N<sub>2</sub>O vers l'atmosphère (Smith et al. 1997), le contrôle des zones anaérobies est important dans les SAF. L'ombrage généré par le couvert des arbres altère la quantité de lumière reçue par unité de surface et engendre une variation directe de la température du sol. En plus des baisses de rendements observés pour certaines cultures (Reynolds et al. 2007 ; Rivest et al. 2009), la réduction de l'évaporation de l'eau du sol a un impact direct sur l'augmentation des zones anaérobies. Par contre, la présence d'arbres par l'entremise des SAF favorise une absorption supplémentaire de l'eau du sol à proximité des arbres contrairement à la plupart de monocultures agricoles.

À la lumière de ces constats, l'intégration de ces SAF doit se faire en considérant les effets potentiels que peut avoir leur gestion (p. ex. densité des arbres, les associations arbre-culture utilisées, la régie des cultures et des arbres) sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol.

### ***Séquestration du carbone***

L'agroforesterie représente une opportunité pour le stockage du carbone, et ce, au-delà de la majorité des systèmes de cultures agricoles (Montagnini et Nair 2004; Sharrow et Ismail 2004; Schoeneberger 2009). Au Québec, les intentions d'utiliser davantage les arbres dans les parcelles agricoles auront possiblement pour effet d'aider à l'atteinte de la cible ambitieuse de réduction des émissions de GES de 20 % de 1990 à l'horizon 2020. Pour le

secteur agricole, la réduction de ses émissions de GES sera facilitée par l'implantation, à petite échelle, des arbres dans les parcelles agricoles. À l'échelle des climats tempérés, un nombre limité d'études s'est intéressé à la comptabilisation du potentiel de séquestration du carbone à long terme par les SAF et du mouvement des flux du carbone dans les divers types de réservoirs de carbone (tableau 7). C'est principalement la biomasse et les sols qui agissent comme pilier dans le mouvement du carbone dans les SAF (figure 10).

Tableau 7. Représentation de divers types de réservoirs et provenance du carbone dans les systèmes agroforestiers (adapté de : IPCC 2007).

<b>Type de réservoirs</b>	<b>Provenance du carbone</b>	<b>Exemple</b>
Biomasse vivante	Biomasse aérienne	Bois de tige marchand Feuillage
	Biomasse souterraine	Radicelles Racines grossières
Matière organique morte	Bois mort	Troncs d'arbres Tiges et branches d'arbres
	Litière	Biomasse aérienne
Sols	Matière organique du sol	Biomasse souterraine



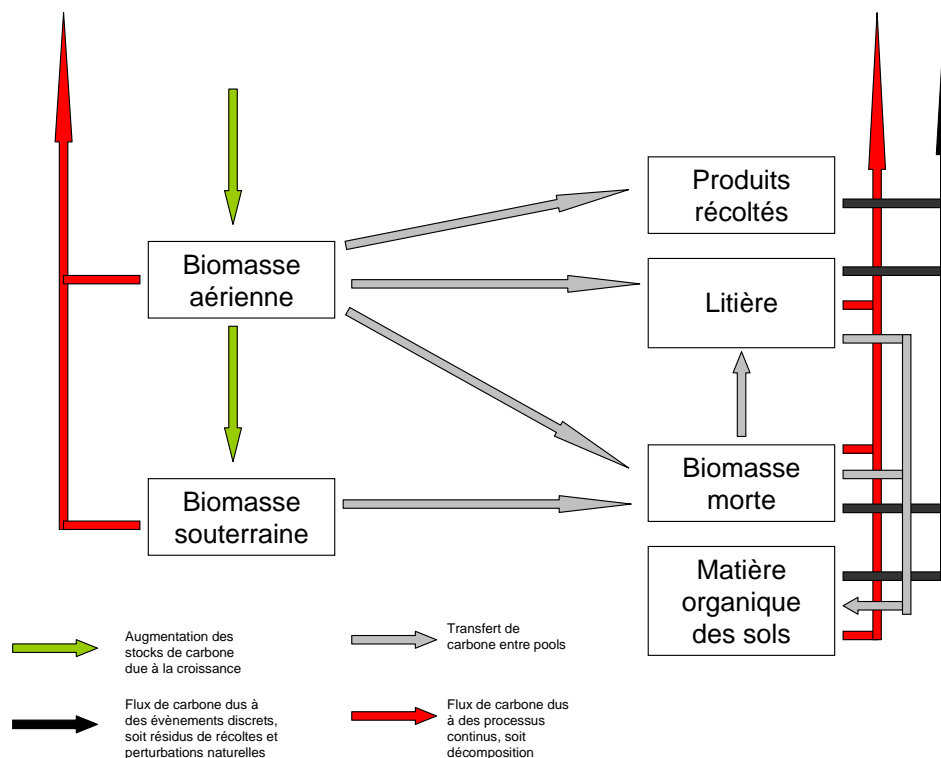


Figure 10. Représentation des échanges de flux de carbone dans les divers réservoirs de stockage présents dans les systèmes agroforestiers (IPCC 2006).

Déjà dans les années 1990, Dixon et al. (1994) mentionnaient que le stockage du carbone pouvait varier entre 15 et 168 tonnes de carbone à l'hectare par année ( $t\ C\ ha^{-1}\ an^{-1}$ ) pour l'ensemble des SAF sous climat tempéré. Ce n'est que quelques années plus tard que l'intégration de variables plus complexes comme le temps de résidence du carbone des résidus de culture dans le sol, l'âge et la densité des arbres, le type de culture et de rotation utilisé, etc., a permis d'accroître la précision des estimations concernant le potentiel de séquestration du carbone par les SAF. Peichl et al. (2006) ont comparé le potentiel réel d'émission et de séquestration du carbone dans un système de cultures intercalaires et une monoculture. Ces derniers ont mesuré, *in situ*, les pools (biomasse aérienne, racinaire et du sol) et les flux de carbone (récolte des grains, respiration, lessivage) dans un SCI associant des peupliers hybrides à une culture d'orge. Le carbone total dans le sol du SCI était supérieur de 41 % à celui dans le système de monoculture. Les auteurs ont argumenté que l'apport important de biomasse carbonée par les arbres et le faible taux de décomposition

des résidus ont favorisé une plus grande accumulation de carbone dans le sol. Globalement, ils ont démontré qu'à la 13<sup>e</sup> année de croissance, le SCI avait un flux net positif de 13,2 t C ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> comparativement à un flux négatif de 2,9 t C ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> pour de l'orge en monoculture. Bien que la respiration microbienne ait été similaire dans les deux systèmes, l'importante assimilation du carbone par les arbres a permis une accumulation nette (figure 11 et 12).

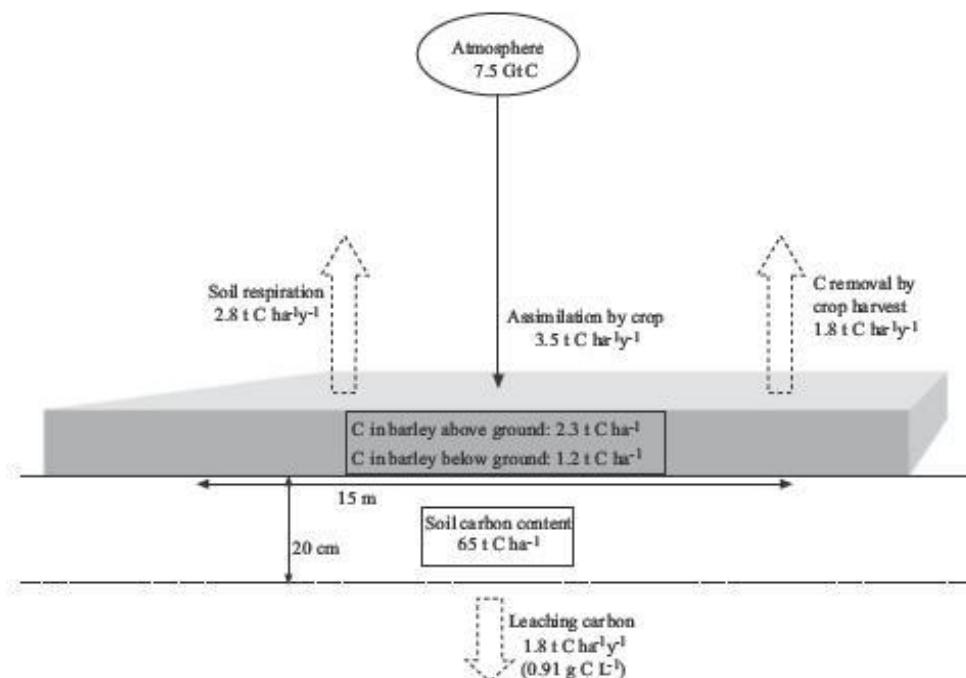


Figure 11. Modèle présentant les réservoirs et échanges de carbone dans une monoculture d'orge en zone tempérée (Peichl et al. 2006).

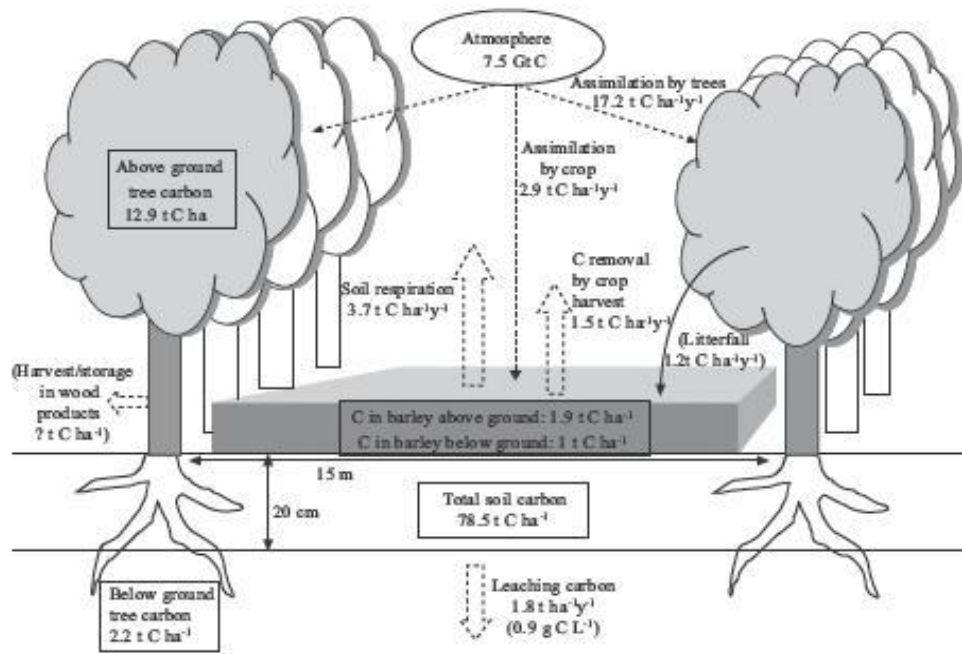


Figure 12. Modèle présentant les réservoirs et échanges de carbone dans un système de cultures intercalaires âgé de 13 ans en zone tempérée (Peichl et al. 2006).

L'accumulation de carbone organique dans le sol provient principalement de la litière des arbres, des résidus de cultures et des racines d'arbres, notamment les racines fines. Le fait que la décomposition des matériaux ligneux apportés au sol soit plus lente dû à la plus grande période de résidence du carbone dans le sol permet une meilleure accumulation et engendre une stabilisation du pool de carbone organique (Montagnini et Nair 2004; Sharrow et Ismail 2004). De fait, Sharrow et Ismail (2004) mentionnaient que plus de 90 % du carbone emmagasiné dans les pâturages (sans arbres) en milieu tempéré était localisé dans la matière organique du sol. Des gains significatifs de carbone organique ont été observés à la suite de l'introduction d'arbres dans des parcelles agricoles. En 2002, Garten (2002) a mesuré un accroissement de 1,3 t C ha<sup>-1</sup>, sur une période de 10 ans, dans une plantation d'arbres à base de pin taeda (*Pinus taeda* L.). Plus récemment, une étude menée sur divers sites au Québec a permis de mesurer des quantités moyennes de carbone organique du sol de 77,1 et 43,5 t C ha<sup>-1</sup> accumulées dans un SCI âgé de 8 ans, à base de peupliers hybrides et un système conventionnel de cultures à base de soya, avoine et blé en

rotation (Bambrick et al. 2010). De même, dans cette même étude, les auteurs ont calculé une accumulation de carbone organique des sols, sur un site âgé de 21 ans en Ontario, de l'ordre de 57,0 et 50,8 t C ha<sup>-1</sup> dans un SCI à base de peupliers hybrides et une rotation de soya et maïs. Globalement, c'est une augmentation de 77 % et de 12 % de la quantité de carbone organique dans les SCI comparativement aux parcelles conventionnelles pour le site situé au Québec et celui en Ontario (Bambrick et al. 2010). Récemment, certains aspects clés ont été identifiés pour permettre de mieux comprendre les paramètres affectant l'accumulation de carbone dans les sols à la suite de la plantation d'arbres ayant pour but d'établir un état boisé sur une surface longtemps restée dépourvue d'arbre (afforestation). Laganière et al. (2010) ont identifié certains facteurs comme les précédents culturaux, le type de ligneux planté, la quantité d'argile disponible dans le sol, l'altération du sol lors de la plantation, et le type de climat de la zone ciblée. Plus spécifiquement, ces auteurs ont déterminé qu'il existe une plus grande accumulation de carbone organique dans les sols agricoles que les pâturages ou les prairies, que les espèces d'arbres feuillus ont une plus grande capacité d'accumuler le carbone organique dans les sols que les conifères, que les sols ayant une quantité d'argile supérieure à 33 % avaient une meilleure capacité d'accumulation du carbone organique dans les sols que ceux ayant des quantités en argile inférieures à 33 % et que le fait de réduire le mouvement du sol lors de la plantation avait des effets positifs sur le retour de l'accumulation du carbone organique dans les sols.

Bien que des quantités importantes de carbone puissent être accumulées dans les sols, il existe une variabilité spatiale et temporelle pouvant s'avérer importante lors de l'accumulation de ce carbone. À titre d'exemple, Oelbermann et al. (2004) ont comparé trois SCI établis au Costa Rica avec l'*Erythrina poeppigiana* âgés de 4, 10 et 19 ans et un SCI établi en Ontario avec des peupliers hybrides de 12 ans. Ils ont démontré que la quantité de carbone séquestrée varie avec l'âge du système et qu'il existe une similarité de séquestration entre les climats tempérés et ceux tropicaux basée sur des systèmes de même âge (figure 13).

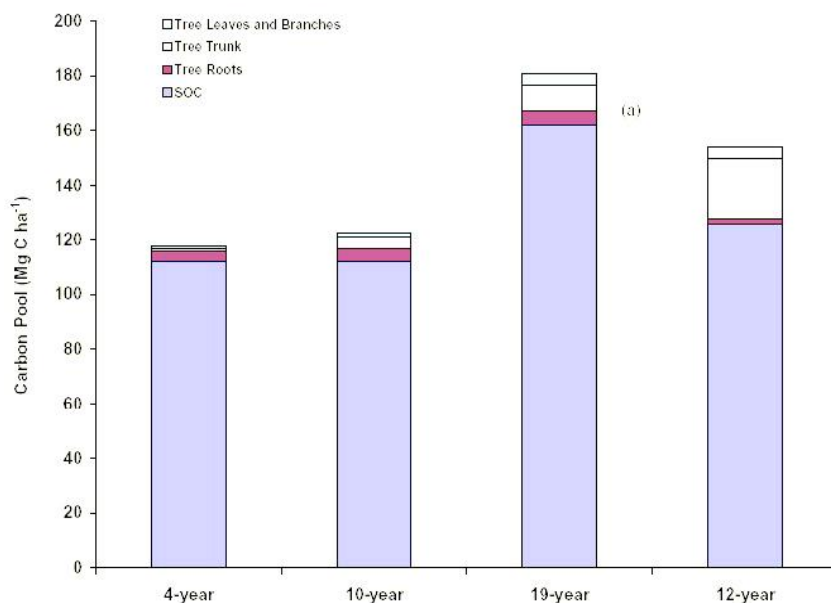


Figure 13. Carbone contenu dans les arbres et la matière organique du sol dans des systèmes de culture intercalaire de 4, 10 et 19 ans au Costa Rica (*E. poeppigiana*) et de 12 ans au Canada (peuplier hybride) (Oelbermann et al. 2004).

Oelbermann (2002) a aussi montré une accumulation de carbone organique dans un SCI à base de peupliers hybrides âgés de 12 ans, de  $0,95 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  dans un rayon de 1 mètre (m) autour des arbres, alors que cette valeur chutait à  $0,38 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  à une distance de 6 m. Une distribution spatiale similaire du carbone organique dans le sol a aussi été mesurée par Bambrick et al. (2010) dans différents SCI au Québec et en Ontario. Cette accumulation accrue du carbone à proximité des arbres est due principalement au fait qu'une plus grande biomasse aérienne et souterraine s'y accumule. Le carbone accumulé dans la litière aérienne n'est pas négligeable et est retourné directement au sol pour favoriser son accumulation. De fait, Shroeder (1994) établissait une valeur médiane de  $4 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  stockés dans la biomasse aérienne, sur une période de 30 ans, sous climat tempéré.

Parallèlement, peu d'études ont permis d'évaluer le carbone stocké dans les racines des plantes ainsi que leur vitesse de décomposition. Peichl et al. (2006) ont estimé que le potentiel de séquestration du carbone dans la biomasse racinaire des arbres d'une plantation de peupliers hybrides de  $111 \text{ tiges ha}^{-1}$  et de 13 ans était d'environ  $0,2 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ . Pour pallier au manque de données relatives à la séquestration du carbone dans la biomasse

racinaire dans les SAF, des valeurs de 15 % à 30 % du carbone de la biomasse totale sont considérées dans les calculs de séquestration du carbone dans la biomasse racinaire des arbres. Le carbone accumulé dans le sol dépend aussi grandement des apports de résidus de cultures au niveau du sol. Par exemple, Oelbermann et al. (2004) ont mesuré au Costa Rica que le carbone piégé dans les résidus de cultures de maïs et de soya était près de deux fois et demie plus élevé dans les SAF que dans les systèmes de monoculture de maïs (tableau 8).

Tableau 8. Accumulation de carbone ( $\text{g C m}^{-2}$ ) en provenance du maïs et du soya dans un système de cultures intercalaires de *E. poeppigiana* et une monoculture au Costa Rica (Oelbermann et al. 2004).

	Maize			Beans			Total ( $\text{g C m}^{-2}$ )
	Shoot	Root	Total ( $\text{g C m}^{-2}$ )	Shoot	Root	Total ( $\text{g C m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ )	
10-Year sole crop	42 (8)	7 (2)	49	27 (3)	7 (1)	34	83
10-Year alley Crop	201 (23)	29 (4)	230	62 (9)	9 (2)	71	301
19-Year sole crop	115 (39)	18 (6)	121	19 (4)	7 (2)	26	147
19-Year alley crop	158 (20)	20 (2)	178	28 (3)	7 (2)	35	213

Globalement, la séquestration du carbone dans les SAF est supérieure à celle des systèmes conventionnels. Sharrow et Ismail (2004) rapportaient un flux potentiel de stockage du carbone plus élevé en système agroforestier, de l'ordre de  $1,11 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ , pour une prairie d'Ivraie vivace (*Lolium perenne* L.) et de trèfle, complantée avec des sapins de Douglas (*Pseudotsuga menziesii*) de 11 ans. Gordon et al. (2005) ont pour leur part estimé un flux positif de séquestration de  $2,7 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  dans un système sylvopastoral intégrant des peupliers hybrides, alors que les parcelles sans arbre séquestraient moins de  $1 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ . En fait, les travaux de Haile et al. (2008) ont montré que les parcelles silvopastorales contiennent généralement plus de carbone dans les couches profondes du sol que celles sans arbre. Ceci serait imputé au fait que la décomposition des racines mortes des arbres amène davantage de carbone organique dans le sol (tableau 9). L'ensemble du carbone séquestré dans la biomasse et dans le sol par l'entremise des SAF présente un intérêt pour les promoteurs de projets de réduction des GES.

Tableau 9. Survol de quelques études sur la séquestration du carbone dans les sols sous une gestion agroforestière en zone tempérée.

Type de systèmes	Espèces	Âge	Profondeur	Séquestration du carbone (t ha <sup>-1</sup> )	Pays	Source
Système de cultures intercalaires	<i>Pseudotsuga menziesii</i> et <i>Trifolium subterraneum</i>	11	0-45	95,89	Etats-Unis	Sharrow et Ismail 2004
Système de cultures intercalaires	<i>P. deltoides</i> x <i>P. nigra</i> clone DN-177 et <i>Hordeum vulgare</i> L.	13	0-20	78,5	Canada	Peichl et al. 2006
Système de cultures intercalaires	<i>P. deltoides</i> x <i>P. nigra</i> clone DN-177 et Blé ( <i>Triticum aestivum</i> L.), soya ( <i>Glycine max</i> L.) en rotation	13	0-40	1,25	Canada	Oelbermann et al. 2006
Système sylvo pastoral	<i>Pinus elliotii</i> et <i>Paspalum notatum</i>	8-40	0-125	6,9 à 24,2	Etats-Unis	Haile et al. 2008

Adapté de : Nair et al. 2009

## ***Marché du carbone***

Au Québec, l'agroforesterie prend graduellement de l'ampleur dans le secteur agricole par l'entremise de son potentiel de remise en valeur des terres marginales et/ou en friche à des fins de production. Par contre, son intégration sur les terres plus fertiles demeure lente et peu développée actuellement. Certains projets ont démontré des avantages intéressants sur l'embellissement du paysage de certaines régions où l'agriculture s'est dévitalisée (Anel 2009). Par ailleurs, l'intérêt pour les SAF s'est rapidement accentué en raison des revenus qu'ils pourraient générer par la vente de crédits de carbone. Cet engouement s'est notamment fait ressentir parmi les promoteurs de projets et a engendré une spéculation sur le potentiel monétaire que pourrait générer l'implantation de SAF à des fins de séquestration du carbone. Cependant, les propos véhiculés par ces promoteurs sont souvent anecdotiques et basés sur des estimations arbitraires et généralisées de la capacité réelle d'implantation des arbres dans le secteur agricole. De plus, la mauvaise compréhension des mécanismes qui concernent le marché du carbone peut entraîner la surévaluation des revenus potentiels que peuvent tirer les producteurs agroforestiers de ce marché. De fait, le message envoyé aux décideurs à l'effet que l'implantation de SAF permettrait d'engendrer des bénéfices économiques sur le marché du carbone est parfois ambigu et ne permet pas de faire le juste milieu entre l'intérêt des promoteurs de projets et les réelles motivations des producteurs agricoles à adopter des pratiques agroforestières.

Depuis quelques années, le Québec compte un peu plus de 30 000 hectares de terres en friche disponibles cultivables sur son territoire pour la production agricole (MAPAQ 2008a). Ces terres sont considérées comme ayant des niveaux de fertilité variables s'échelonnant de pauvres à moyennement riches. Le fait d'avoir délassé ces terres depuis quelques années rend leur réhabilitation difficile et complexe. La remise en valeur de

l'ensemble de ces terres en friche par les SAF à court et moyen terme ne semble pas très réaliste, même si ces derniers présentent de nombreux avantages environnementaux et économiques. En revanche, nous croyons qu'une approche progressive de conversion des terres en friche en SAF, dans un contexte de gestion adaptative, soit une stratégie plus adaptée à la réalité actuelle.

Depuis l'annonce de la cible de réduction des émissions de GES de 20 % par rapport à 1990 à l'horizon 2020 par le gouvernement québécois, son atteinte passe par la mise en place de bonnes pratiques de gestion des ressources écologiques dans le secteur agricole et forestier, mais également par la participation éventuelle au système de plafonnement et d'échanges de droits d'émission de GES entériné par le gouvernement du Québec. Ce dernier s'est joint à la *Western Climate Initiative* (WCI), un regroupement de sept États américains et de quatre provinces canadiennes, dont l'Ontario, le Manitoba, la Colombie-Britannique et le Québec, ayant pour objectif d'élaborer et de mettre en œuvre des politiques et des programmes visant à obtenir des réductions de GES. Bien que ce système prévoit ses débuts en janvier 2012, son objectif premier est la réduction des émissions de GES à l'intérieur du cadre législatif de chacune des juridictions membres. Les secteurs de la forêt et de l'agriculture sont considérés comme contributeurs au mécanisme volontaire de réduction de GES, comme celui des crédits compensatoires dans le marché du carbone, puisqu'ils ne sont pas soumis à la déclaration obligatoire des émissions de GES. Ce mécanisme est une action, mesurée en tonnes de CO<sub>2</sub> équivalent, entreprise par un secteur qui n'est pas soumis aux déclarations obligatoires de GES, et visant à réduire les émissions de GES ou à séquestrer du carbone. Ce crédit peut être vendu aux secteurs soumis aux cibles de réduction afin de compenser les excédents de leurs droits d'émissions. Cependant, pour pouvoir y accéder, les projets implantés devront rencontrer des exigences rigoureuses basées sur des protocoles de quantification des émissions de GES et respecter l'intégrité environnementale.

Ces critères de base implantés par la WCI permettent d'uniformiser la valeur des crédits de carbone à l'intérieur des juridictions et éviter le déséquilibre dans le marché. Parallèlement, la maximisation des bénéfices des arbres à la lutte contre les changements climatiques nécessite des interventions humaines spécifiques et une hausse significative de la quantité



de carbone emmagasinée dans la biomasse ligneuse. En fait, pour qu'elle soit considérée valide par le marché du carbone, cette hausse de carbone séquestré doit excéder celle que le réservoir de stockage aurait atteinte sans ou avec des interventions humaines déjà planifiées (WCI 2010). Cette règle a pour principal objectif d'assurer que les crédits de carbone soient obtenus au-delà du cours normal des affaires. Étant donné que la hausse à long terme de la quantité de carbone séquestré dans la matière ligneuse est possible principalement par l'ajout de nouvelles plantations, l'implantation de parcelles agroforestières sur le territoire pourrait contribuer au gain net théorique du carbone séquestré sur les terres agricoles. Cependant, pour permettre de comptabiliser le vrai potentiel d'accumulation de ce carbone, il est essentiel que la hausse répertoriée soit réelle, mesurable et vérifiable, et ce, sur une période donnée. Comme les effets des SAF sur l'accumulation du carbone dans les différents réservoirs dépend largement de leur âge (Oelbermann et al. 2004 ; Sharrow et Ismail 2004 ; Nair et al. 2009), il peut s'avérer difficile de conserver l'uniformité à long terme dans le suivi quantitatif de l'accumulation du carbone. La permanence du carbone peut être difficile à satisfaire dans certains projets agroforestiers, car la rentabilité économique à court terme dans le secteur agricole, assurée par la récolte de la matière ligneuse, peut devenir essentielle. Le gain monétaire associé aux crédits compensatoires implique que les crédits générés par un projet agroforestier doivent avoir une durée de vie comparable à celles des crédits compensatoires de carbone provenant de projets de réduction des GES non forestiers. De plus, ils doivent également avoir une valeur identique, par tonne de carbone, à ceux déjà présents sur le marché. Or, il est peu probable que les arbres mis en place dans des projets agroforestiers à des fins de production demeurent en place au-delà de 100 ans, la durée de temps ciblée par la WCI pour le renouvellement des crédits dans les projets de séquestration du carbone (WCI 2010).

Les variations des flux de carbone enregistrées lors de l'implantation des arbres dans de nouvelles parcelles agroforestières sont susceptibles d'engendrer un déséquilibre net du bilan de carbone. De plus, les gains de séquestration du carbone ne sont pas tous identiques. De fait, les taux de séquestration peuvent varier grandement dépendamment de l'itinéraire technique utilisé. Par exemple, Peichl et al. (2006) ont démontré qu'un SCI de 13 ans à base d'épinettes de Norvège (*Picea abies*) séquestre 12 fois moins de carbone qu'un SCI du même âge à base de peupliers hybrides. Pour permettre une meilleure validité des

crédits compensatoires dans le système de la WCI, les crédits ne seront délivrés que pour des réductions de GES qui sont réelles, additionnelles, permanentes, vérifiables et exécutoires. Le tableau 10 présente les grandes lignes des critères de validation des crédits.

Tableau 10. Sommaire des critères de validation des crédits compensatoires, selon le Cadre de mise en œuvre du programme régional de la Western Climate Initiative (adapté de : WCI 2010).

<b>Critère</b>	<b>Définition</b>
<b>Réel</b>	Le crédit compensatoire représente la réduction ou la suppression d'une tonne de CO <sub>2</sub> résultant d'une action ou d'une décision concrète. Dans le cadre de projets de crédits compensatoires, la réduction ou la suppression d'émissions est quantifiée à l'aide de méthodes précises et prudentes qui tiennent dûment compte de tous les puits et sources de gaz à effet de serre en cause et des risques de fuite.
<b>Additionnel</b>	Seule la partie de la réduction ou de la suppression des émissions de gaz à effet de serre qui se produit au-delà d'un scénario de référence recevra des crédits compensatoires. Les hypothèses de quantification des crédits seront basées sur les exigences réglementaires et juridiques les plus rigoureuses des gouvernements partenaires de la WCI (exigence réglementaire la plus stricte de l'ensemble des juridictions). Ainsi, le point de référence sera établi pour refléter toutes les conventions obligatoires, les exigences réglementaires et les exigences prévues par la loi applicable au projet et pour faire en sorte que le projet se situe au-delà du statu quo.
<b>Permanent</b>	Le caractère permanent signifie que ni la réduction ni la suppression ne sont réversibles. Les projets de séquestration doivent être conçus de manière à ce que l'effet atmosphérique net de la suppression des gaz à effet de serre soit comparable à l'effet atmosphérique atteint par des projets de non-séquestration. L'effet atmosphérique sera en fonction de la norme internationale actuelle établie par la CCNUCC, qui est de 100 ans.
<b>Période de crédit</b>	La période de crédit pour les projets de crédits compensatoires de non-séquestration sera de 10 ans. La période de crédit pour les projets de séquestration sera précisée par le protocole de crédits compensatoires applicable. Toutefois, aucune période de crédit individuelle ne peut dépasser 25 ans avant le renouvellement, et la période de crédit totale, y compris toutes les périodes de renouvellement, ne peut dépasser 100 ans pour les projets de séquestration.
<b>Vérifiable</b>	Le terme « vérifiable » signifie qu'une réduction ou une suppression des GES, ou déclaration d'intention, est bien documentée et transparente, de telle sorte qu'elle se prête à un examen objectif par un vérificateur qualifié. Les vérificateurs des projets de crédits compensatoires seront des tiers indépendants qui ont été accrédités selon des normes acceptables par les gouvernements partenaires de la WCI auprès desquels le projet est enregistré.

Actuellement, il n'existe aucun protocole ou critère de base permettant d'établir spécifiquement les variables à considérer pour la comptabilisation du carbone dans les SAF. Il est peu probable que ce type de protocole soit développé à court ou moyen terme, car les exigences pourraient mettre un frein à la réalisation des projets agroforestiers orientés à des fins de séquestration du carbone atmosphérique pour la vente de crédits de

carbone sur le marché. Par contre, comme le potentiel de mitigation des GES d'origine agricole passe par la gestion efficace des flux de carbone et d'azote ainsi que par l'augmentation des prélèvements de CO<sub>2</sub> atmosphérique (Smith et al. 2008), il est possible de mieux cibler et orienter les actions à favoriser pour réduire les GES par l'entremise des SAF.

## Chapitre 4. Comparaison quantitative des émissions de GES du secteur agricole et la séquestration du carbone par les SAF

### Généralités

L'établissement d'un scénario de quantification des émissions de GES et de séquestration du carbone passe par la compréhension des sources de CO<sub>2</sub>, de CH<sub>4</sub> et de N<sub>2</sub>O de nature directe et indirecte en provenance du secteur agricole. La diversité de ces sources et la variabilité spatiale des émissions de GES complexifient la comptabilisation des quantités de GES, notamment ceux émis par les sols. Basées sur la Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques, les méthodes validées de quantification de GES sont décrites dans les Lignes directrices proposées en 2006. Ces dernières proposent trois niveaux de complexités. À titre d'exemple, la figure 14 présente la méthode de validation pour le N<sub>2</sub>O.

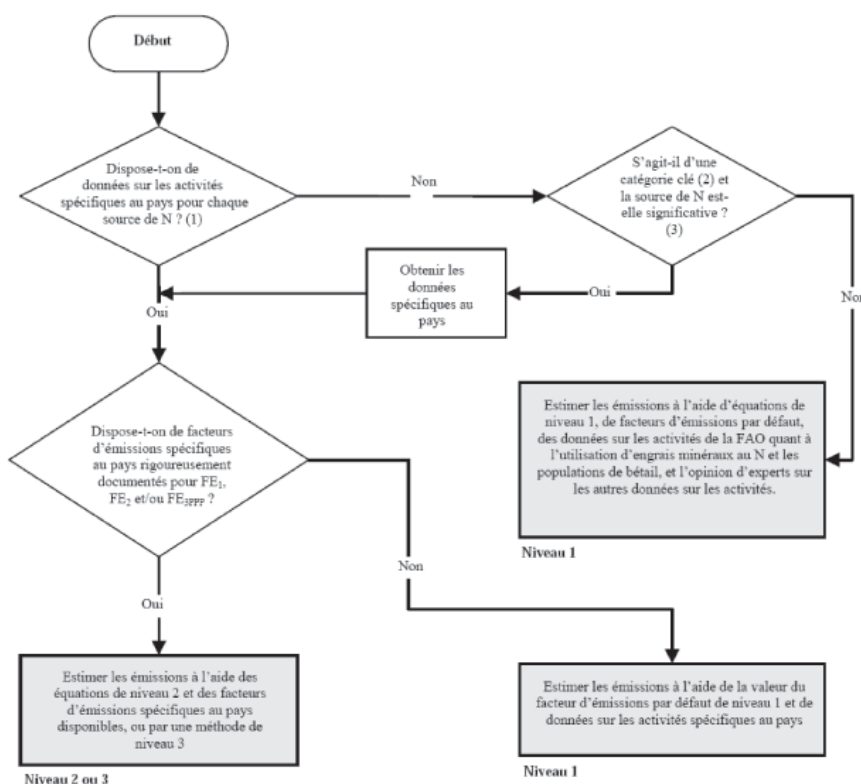


Figure 14. Schéma décisionnel pour le calcul des émissions de N<sub>2</sub>O des sols cultivés (IPCC 2006).

Le niveau 1 permet l'utilisation de simples équations et divers facteurs généraux d'émissions des GES associés à l'Amérique du Nord. De son côté, la méthode de niveau 2 utilise les mêmes équations que le niveau 1, mais requiert l'utilisation de facteurs d'émissions spécifiques au pays qui prennent en compte le climat et les types de sol. La méthode de niveau 3 est basée sur l'utilisation de modèles complexes et de systèmes d'information géographique permettant d'estimer les flux de GES à une échelle spatiale et de prendre en considération les sources de variation locales comme le type de sol, le climat et les pratiques agricoles (IPCC 2006).

Les lignes directrices encadrent la méthodologie permettant d'estimer :

- les émissions de  $\text{CH}_4$  attribuables au cheptel animal, soit par la fermentation entérique ou la gestion des déjections animales;
- les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  attribuables au cheptel animal par la gestion des déjections animales et en provenance des sols sous pâturage;
- les émissions directes de  $\text{N}_2\text{O}$  des sols cultivés issues des apports en fertilisant et du retour d'azote par les résidus de cultures;
- les émissions indirectes de  $\text{N}_2\text{O}$  produites par la volatilisation, le dépôt d'azote atmosphérique ainsi que la perte d'azote par lessivage.

La méthodologie de quantification des GES présentée ici est principalement basée sur les coefficients des niveaux 2 et 3 des lignes directrices. De plus, les émissions de  $\text{CO}_2$  en provenance des sols cultivés ne font pas partie du présent document. Ces émissions ne sont pas comptabilisées dans le secteur agricole, mais bien dans l'affectation des terres.

Dans le cadre de ce chapitre, nous nous intéresserons au développement d'une méthode de quantification des GES en provenance du secteur agricole au Québec et nous la mettrons en relation avec le potentiel de séquestration du carbone d'un SAF à base de peupliers implantés sur des terres en friche. Cette méthodologie quantitative nous permettra de comprendre plus facilement l'ampleur de la réduction des GES par l'entremise des SAF.

## Méthodologie

### Émissions directes de GES par le secteur agricole au Québec

#### Émissions de CH<sub>4</sub> attribuables au cheptel animal

La méthode de calcul considère le cheptel animal complet du secteur agricole, et ce, peu importe la production. La comptabilisation des émissions de CH<sub>4</sub> provenant de la fermentation entérique des animaux et de la gestion des fumiers a été calculée indépendamment du lieu d'élevage. Le tableau 11 présente les différentes étapes de calcul réalisées pour la quantification des émissions de CH<sub>4</sub>.

Tableau 11. Paramètres utilisés pour le calcul des émissions de méthane.

Nombre de têtes	Facteur d'émission pour la fermentation entérique	Émission issue de la fermentation entérique	Facteur d'émission selon le type de déjections animales	Émission issue des déjection animales	Émission totale annuelle provenant de la production animale
(*1 000)	(kg tête <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> )	(t an <sup>-1</sup> )	(kg tête <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> )	(t an <sup>-1</sup> )	(t)
A	B	A*B	C	A*C	(A*B) + (A*C)

Premièrement, les rejets de CH<sub>4</sub> attribuables à la fermentation entérique et à la gestion des fumiers ont été calculés à l'aide des équations 10 et 11.

$$CH_{4(CE)T} = \sum_T (N_T * CE_{(CE)T}) \quad (\text{eq 10})$$

$$CH_{4(MM)T} = \sum_T (N_T * CE_{(MM)T}) \quad (\text{eq 11})$$

où  $CH_{4(CE)T}$  et  $CH_{4(MM)T}$  représentent, dans l'ordre, la sommation des émissions de CH<sub>4</sub> (t an<sup>-1</sup>) provenant de la fermentation entérique et celle provenant de la gestion des fumiers pour toutes les catégories animales,  $N_T$  est le nombre de têtes animales d'élevage répertoriées pour l'année 2008 au Québec et  $CE_{(CE)T}$  et  $CE_{(MM)T}$  (kg tête<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>) sont des coefficients d'émission associés à chacune des espèces animales pour la fermentation entérique et la gestion des fumiers (tableau 12).

Tableau 12. Coefficients d'émission de méthane pour la fermentation entérique et la gestion des fumiers pour l'année 2008 (adapté de : Environnement Canada 2010 et MAPAQ 2010).

		Nombre de têtes en inventaire (*1 000)	Facteur d'émission pour la fermentation entérique (kg tête <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> )	Facteur d'émission selon le type de déjections animales (kg tête <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> )
Bovins laitiers				
	Vaches laitières	377 489	119,42	19,5
	Taures plus d'un an	159 805	69,5	9,63
	Taureaux	3 796	80,86	12,11
	Génisses moins d'un an	133 472	41,86	4,66
Bovins de boucherie				
	Vaches de boucherie	241 541	103,11	3,96
	Taures plus d'un an	29 640	95,76	2,24
	Bouvillons plus d'un an	112 019	38,22	2,24
	Taureaux plus d'un an	9 916	80,86	5,85
	Bovins de semi-finition	63 379	41,61	2,24
	Veaux	264 758	41,86	0,86
Moutons		303 701	8	0,82
Chèvres		23 383	5	0,53
Chevaux		21 345	18	4,26
Porcs		5 034 594	1,5	6,65
Poulets		35 589 466	0	0,3

Pour permettre la mise en commun des émissions totales de CH<sub>4</sub> en provenance du cheptel, l'équation 12 permet de calculer les émissions totales de CH<sub>4</sub> pour l'année 2008 attribuable à la fermentation entérique et à la gestion des fumiers. Cependant, le présent modèle ne calcule pas les émissions de CH<sub>4</sub> provenant des solides volatiles (CH<sub>4(SV)T</sub>). Ces derniers sont considérés comme négligeables.

$$\text{CH}_{4(\text{total})} = \text{CH}_{4(\text{CE})\text{T}} + \text{CH}_{4(\text{MM})\text{T}} + \text{CH}_{4(\text{SV})\text{T}} \quad (\text{eq 12})$$

### Émissions de N<sub>2</sub>O attribuables au cheptel animal

Trois principaux facteurs ont servi au calcul des émissions de N<sub>2</sub>O attribuables au cheptel animal :

1. le taux d'excrétion d'azote par type et catégorie d'animaux;
2. les modes de gestion des fumiers;
3. les coefficients d'émission associés à chacun des modes de gestion des fumiers.

Les taux d'excrétion azotée par le cheptel ont été établis à partir des valeurs présentées dans les *Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre* (tableau 13). De plus, pour permettre de quantifier les émissions pour tous les modes de gestion des fumiers, incluant le fumier allant au pâturage, l'équation 13 présente les étapes réalisées pour l'agglomération des fractions solides et liquides des fumiers.

$$N_2O_{chp} = \sum_{chp,T} (N_T * N_{chp} * N_{ex,T} * CE_{chp}) * \frac{44}{28} \quad (\text{eq 13})$$

où  $N_2O_{chp}$  (t  $N_2O$  an<sup>-1</sup>) représente la sommation des émissions de  $N_2O$  pour tous les modes de gestion des fumiers, incluant le fumier allant au pâturage<sup>2</sup>.  $N_T$  est le nombre de têtes animales d'élevage répertoriées pour l'année 2008 au Québec,  $N_{chp}$  est le pourcentage d'azote traité par chaque mode de gestion (solide, liquide) des fumiers,  $N_{ex,T}$  est le taux d'excrétion d'azote pour chacune des catégories animales,  $CE_{chp}$  (kg  $N_2O$ -N kg N<sup>-1</sup>) est le coefficient d'émission de  $N_2O$  attribuable à la gestion des fumiers pour chaque mode de gestion et un facteur attribuable à la conversion du  $N_2O$ -N en  $N_2O$ .

Tableau 13. Taux d'excrétion d'azote et gestion des types de fractions de fumier pour les espèces animales étudiées (adapté de : MAPAQ 2010 et Environnement Canada 2010).

	Nombre de têtes en inventaire (*1 000)	Taux d'excrétion d'azote par espèce (kg N tête <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> )	Fraction de fumier		
			Gestion liquide %	Gestion solide %	Gestion au pâturage %
<b>Bovins laitiers</b>			43,7%	35,8%	20,5%
Vaches laitières	377 489	102,6			
Taures plus d'un an	159 805	56,7			
Taureaux	3 796	101,9			
Génisses moins d'un an	133 472	34,1			
<b>Bovins de boucherie</b>			4,7%	42,9%	52,4%
Vaches de boucherie	241 541	68,8			
Taures plus d'un an	29 640	56,7			
Veaux	264 758	34,1			
Taureaux plus d'un an	9 916	101,9			
<b>Volailles</b>	35 589 466		11,9%	87,1%	1,0%
Poulet à griller	-	0,361			
Gros poulet	-	0,545			
Poules, œufs de consommation	-	0,545			
<b>Moutons</b>	303 701	4,14	5,4%	72,1%	22,5%
<b>Chèvres</b>	23 383	10,51	nd	nd	nd
<b>Chevaux</b>	21 345	49,28	nd	nd	nd
<b>Porcs</b>	5 034 594	11,13	97,9%	1,0%	1,1%

<sup>2</sup> Les fumiers allant au pâturage ont été calculés directement dans la gestion des fumiers contrairement à la méthode suggérée dans le rapport d'inventaire national : 1990-2008.



## Émissions de N<sub>2</sub>O attribuables aux sols

En plus des données végétales et animales, les quantités de fertilisants minéraux ont été calculées à partir des informations disponibles de l'Association des fabricants d'engrais du Québec (AFEQ) sur les ventes d'engrais minérales en tonnes métriques. Selon cette association, 95 272 tonnes métriques d'engrais minérales azotées ont été vendues pour l'ensemble de la province de Québec pour la période 2007-2008 (AFEQ<sup>3</sup> 2010). Bien que cette valeur soit théorique, le modèle considère que la totalité de ces engrais a été appliquée pour la saison culturale 2008. Les émissions directes de N<sub>2</sub>O en provenance des sols agricoles intègrent principalement les émissions issues des engrais minéraux de synthèse, des fumiers épandus comme engrais organique, de la décomposition des résidus de culture et de la décomposition de la matière organique du sol causée par les pratiques de travail du sol, l'irrigation et la proportion de terres organiques. Le coefficient d'émission de base de N<sub>2</sub>O a été établi en tenant compte de l'humidité, de l'emplacement du paysage (écodistricts<sup>4</sup>) et de la texture du sol sur les taux de production et d'émission de N<sub>2</sub>O. Une valeur de 0,017 kg N<sub>2</sub>O–N kg<sup>-1</sup> N épandu a été estimée par Rochette et al. (2008). Bien que la texture du sol n'affecte pas directement la production de N<sub>2</sub>O, il existe des corrélations significatives entre la texture et certaines propriétés physiques et chimiques du sol (p. ex. rétention en eau du sol, le contenu en carbone du sol, etc.) qui, elles, peuvent affecter directement la production, le transport dans le sol et les émissions de N<sub>2</sub>O (Environnement Canada 2010). Selon Rochette et al. (2008), des facteurs de 0,8 et 1,2 peuvent être attribués aux classes texturales « grossière à moyenne » et « fine », respectivement. Dans le présent modèle, une valeur pondérée de 0,96 a été utilisée considérant 60 % des terres agricoles au Québec ayant une texture grossière et 40 % une texture fine (MAPAQ 2010).

Les équations 14 et 15 présentent les formules utilisées pour établir les émissions directes de N<sub>2</sub>O provenant des déjections animales et des engrais minéraux appliqués sur les sols, des matières résiduelles fertilisantes (MRF) et des résidus de cultures. Dans le cas des fertilisants organiques, le modèle ne considère que l'azote utile disponible pour les cultures.

<sup>3</sup> L'Association des fabricants d'engrais du Québec représente la majorité des distributeurs d'engrais dans la province de Québec.

<sup>4</sup> Un « écodistrict » est une partie d'écorégion caractérisée par un assemblage distinct de reliefs, de modèles, de formulations géologiques de sols, de végétations, de plans d'eau et d'animaux (Environnement Canada 2010)

Dans le cas des fertilisants minéraux, MRF et résidus de cultures le modèle considère la quantité totale d'azote appliquée. Ces paramètres sont calculés à l'aide des coefficients de pertes azotées à la suite de l'application (tableau 14).

$$N_2O_{(dir)anim} = \sum_{anim} \left( N_{(mode)utile} * CE_{tex} * FE_{dir} \right) * \frac{44}{28} \quad (eq\ 14)$$

$$N_2O_{(dir)Asource} = \sum_{Asource} \left( N_{Asource} * CE_{tex} * FE_{dir} \right) * \frac{44}{28} \quad (eq\ 15)$$

Dans les équations 14 et 15,  $N_2O_{(dir)anim}$  (t N<sub>2</sub>O an<sup>-1</sup>) représente la sommation des émissions directes de N<sub>2</sub>O en provenance de tous les modes de gestion des fumiers (liquide, solide ou au pâturage),  $N_2O_{(dir)Asource}$  (t N<sub>2</sub>O an<sup>-1</sup>) représente la sommation des émissions directes de N<sub>2</sub>O en provenance des engrais minéraux, des MRF et des résidus de cultures,  $N_{(mode)utile}$  (kg N an<sup>-1</sup>) représente la quantité d'azote organique utile apportée par tous les modes de gestion des fumiers (liquide, solide ou au pâturage),  $N_{Asource}$  (kg N an<sup>-1</sup>) représente la quantité d'azote appliquée en provenance des engrais minéraux, des MRF et des résidus de cultures,  $CE_{tex}$  représente le coefficient d'émission associé à la classe texturale, ajusté à 0,96,  $FE_{dir}$  représente le coefficient d'émission directe de N<sub>2</sub>O provenant des sols agricoles, ajusté à 0,017 kg N<sub>2</sub>O-N kg<sup>-1</sup> N épandu et un facteur attribuable à la conversion du N<sub>2</sub>O-N en N<sub>2</sub>O.

Tableau 14. Fraction volatilisée et pertes totales des engrais appliqués.

	Fraction azotée volatilisée (kg N/kg N)	Fraction azotée totale perdue (kg N/kg N)
<b>Engrais minéraux</b>	0,10	0,10
<b>Engrais organique</b>	-	-
<b>Gestion liquide</b>		
Bovins laitiers	0,40	0,40
Bovins de boucherie	0,40	0,40
Volailles	0,50	0,50
Moutons	0,40	0,40
Porcs	0,48	0,48
Autres	0,40	0,40
<b>Gestion solide</b>		
Bovins laitiers	0,25	0,35
Bovins de boucherie	0,30	0,40
Volailles	0,48	0,53
Moutons	0,12	0,15
Porcs	0,45	0,50
Autres	0,12	0,15
<b>Pâturage</b>		
Bovins laitiers	0,20	0,20
Bovins de boucherie	0,20	0,20
Autres animaux	0,20	0,20
<b>Matières résiduelles fertilisantes</b>	0,10	0,10
<b>Résidus de culture</b>	-	-

Pour permettre une meilleure évaluation et accroître la validité de la quantité de N<sub>2</sub>O émis, la même méthode priorisée par le GIEC a été utilisée pour estimer les émissions de N<sub>2</sub>O imputables au travail des sols organiques (eq 16).

$$N_2O_H = \sum_i (A_{OS,i} * EF_{HIS}) * \frac{44}{28} \quad (\text{eq 16})$$

où  $N_2O_H$  (kg N<sub>2</sub>O an<sup>-1</sup>) représente la sommation des émissions de N<sub>2</sub>O en provenance des sols organiques cultivés,  $A_{OS,i}$  (ha) représente la superficie totale des sols organiques cultivée au Québec en 2008,  $EF_{HIS}$  est le coefficient d'émission par défaut du GIEC pour les sols organiques, soit 8,0 kg de N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>. L'équation utilise un facteur attribuable à la conversion du N<sub>2</sub>O-N en N<sub>2</sub>O.

La variation des émissions de N<sub>2</sub>O due à l'adoption de pratiques de travail de sol a été estimée en incluant la valeur répertoriée dans le *Suivi 2007 du portrait des exploitations agricoles du Québec* (MAPAQ 2008), soit 14 % de la superficie en semis direct. Ce calcul est utilisé principalement pour apporter des modifications au coefficient d'émission directe de N<sub>2</sub>O en provenance des sols agricoles (FE<sub>dir</sub>) suite à un changement de méthodes culturales conventionnelles à des pratiques de conservation du sol. Selon certains auteurs répertoriés dans le *Rapport Inventaire national : 1990-2008, Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada* » (Environnement Canada 2010), des études réalisées sur le terrain au Québec et en Ontario ont montré que les pratiques de travail du sol ont conduit à une augmentation des émissions de N<sub>2</sub>O. Pour quantifier l'incidence des pratiques de travail du sol sur les émissions de N<sub>2</sub>O, l'équation 17 présente le ratio des flux moyens de N<sub>2</sub>O dans les sols en fonction du travail réduit ou du labour sur les flux moyens de N<sub>2</sub>O dans les sols.

$$N_2O_T = \left[ \sum_i (N_{source,i}) * (TR + TL) \right] / [100 * (F_{ts} - 1) * FE_{dir}] * \frac{44}{28} / 1000 \quad (\text{eq 17})$$

où  $N_2O_T$  représente la sommation des émissions de N<sub>2</sub>O provenant du travail du sol, soit le travail réduit ou le labour, exprimée en kilogramme de N<sub>2</sub>O par année (kg N<sub>2</sub>O an<sup>-1</sup>)<sup>5</sup>,  $N_{sources,i}$  représente la quantité d'azote disponible en provenance des engrais minéraux, des MRF et des résidus de cultures également exprimé en kilogramme d'azote par année (kg N an<sup>-1</sup>),  $TR$  et  $TL$  représentent respectivement les pourcentages attribuables au travail réduit et au labour de sol,  $F_{ts}$  représente un facteur réajustant le coefficient de base du au passage des pratiques conventionnelles aux pratiques de travail réduit, soit 1,1 kilogramme de N<sub>2</sub>O-N par kilogramme d'azote (kg N<sub>2</sub>O-N/kg N),  $FE_{dir}$  représente le coefficient d'émission directe de N<sub>2</sub>O provenant des sols agricoles, ajusté à 0,017 kg N<sub>2</sub>O-N/kg N épandu et finalement l'utilisation d'un facteur de conversion du N<sub>2</sub>O-N en N<sub>2</sub>O.

---

<sup>5</sup> Les pertes associées à l'irrigation, ainsi que celles imputables aux jachères ont été considérées comme négligeables.

## Émissions indirectes de GES par le secteur agricole au Québec

### Émissions de N<sub>2</sub>O attribuables aux sols

La volatilisation, le dépôt d'azote atmosphérique ainsi que la perte d'azote par lessivage ont également été considérés comme des sources indirectes d'émissions de N<sub>2</sub>O. La quantification des émissions provenant de la volatilisation et du dépôt d'azote atmosphérique sur les sols est représentée par l'équation 18.

$$N_2O_{VD} = \left[ \sum_i (N_{Eng,i} * FRAC_{GASF}) + (N_{fum,TC} * FRAC_{GASM}) + (N_{fumvolat,i}) \right] * CE_{VD} * \frac{44}{28} \quad (\text{eq 18})$$

où  $N_2O_{VD}$  (kg N<sub>2</sub>O an<sup>-1</sup>) représente la sommation des émissions de N<sub>2</sub>O attribuables à la volatilisation et au dépôt d'azote atmosphérique,  $N_{Eng,i}$  (kg N an<sup>-1</sup>) représente la quantité d'azote apportée par les engrais minéraux et les MRF,  $N_{fum,TC}$  (kg N an<sup>-1</sup>) représente la quantité d'azote apportée par les engrais organiques,  $FRAC_{GASF}$  représente la fraction de l'azote en provenance des engrais de synthèse épandue sur les sols et qui se volatilise sous forme d'azote ammoniacal et de composés d'azote et d'oxygène, soit une valeur de 0,1 kg (NH<sub>3</sub>-N + NO<sub>x</sub>-N) kg<sup>-1</sup> N,  $FRAC_{GASM}$  (kg N kg<sup>-1</sup> N) représente la fraction volatilisée de l'azote du fumier épandue sur les terres cultivées,  $N_{fumvolat,i}$  (kg N an<sup>-1</sup>) est la quantité totale d'azote des déjections animales qui est perdue sous forme de NH<sub>3</sub>-N et de NO<sub>x</sub>-N à la suite de l'excrétion par les animaux,  $CE_{VD}$  est le coefficient d'émission indirecte de N<sub>2</sub>O attribuable à la volatilisation et au dépôt, soit 0,01 kg N<sub>2</sub>O-N kg<sup>-1</sup> N et un facteur attribuable à la conversion du N<sub>2</sub>O-N en N<sub>2</sub>O.

Pour leur part, les pertes d'azote par lessivage peuvent varier considérablement d'une région à l'autre, et ce, en fonction des précipitations reçues à la surface du sol. De fait, Goss et Goorahoo (1995) ont prévu dans l'Est du Canada des pertes par lessivage entre 0 et 37 kg N ha<sup>-1</sup>, ce qui représente à une proportion de 0 à 20 % des apports en azote. Selon le *Rapport d'inventaire national : 1990-2008*, la fraction de l'azote perdue par lessivage et ruissellement pour la province de Québec est de 0,3 kg N kg<sup>-1</sup> N) (eq 19).

$$N_2O_L = \sum_i QT_{\text{tous}_i} * FRAC_{\text{less}} * FE_L * \frac{44}{28} \quad (\text{eq 19})$$

où  $N_2O_L$  (kg  $N_2O$  an<sup>-1</sup>) représente la sommation des émissions de  $N_2O$  attribuables au lessivage et au ruissellement d'azote,  $QT_{\text{tous}_i}$  (kg N an<sup>-1</sup>) représente la quantité d'azote apportée par les engrais minéraux, les MRF et les engrais de ferme,  $FRAC_{\text{less}}$  est la fraction de l'azote perdue par lessivage et ruissellement pour la province de Québec, soit 0,3 kg N kg<sup>-1</sup> N,  $FE_L$  est le coefficient d'émission attribuable au lessivage et ruissellement, soit 0,075 kg  $N_2O$ -N kg<sup>-1</sup> N et un facteur attribuable à la conversion du  $N_2O$ -N en  $N_2O$ .

### **Potentiel de séquestration du carbone par l'implantation de SAF sur les terres en friche au Québec**

Au Québec, c'est un peu plus de 30 000 hectares disponibles en terre en friche ayant un certain potentiel de réhabilitation pour la production agricole (MAPAQ 2008a). L'implantation de SAF sur l'ensemble de ces superficies nous apparaît peu réaliste. Cependant, il est possible de développer l'approche agroforestière par son implantation progressive sur des parcelles de petites superficies, ce qui permettrait de valider sa faisabilité technicoéconomique. La séquestration du carbone peut se faire en établissant un scénario de base ayant l'hypothèse suivante :

- En 2020, 15 % des terres en friche du Québec seront rétablies en parcelles agroforestières.

Le scénario de base présent considère des SAF à base de peupliers hybrides (cultivars hautement productifs) dont le rendement marchand de la plantation récoltée (densité de plantation de 150 tiges/ha) est fixé à 350 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> sur une période de 20 ans pour un rendement annuel approximatif de 18 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> (Willis et al. 1993). Le contenu en carbone de la masse anhydre des arbres est considéré comme variable. En effet, Horwath et al. (1994) ont observé des concentrations en carbone dans le type de peupliers hybrides en début d'été de 43 %, comparativement à 41 % pour la fin de l'été. De même, une étude effectuée en Saskatchewan par Turnock et Kort (1996) a démontré des teneurs en carbone de l'ordre de 48,2 % dans les tiges de peupliers hybrides. Finalement, aux fins du présent

calcul, nous avons considéré 50 % comme étant le contenu en carbone de la masse anhydre des arbres. En considérant que la litière accumulée est de 15 % du contenu en carbone de la biomasse totale et que la densité anhydre du peuplier hybride est évaluée à 424 kg sec m<sup>-3</sup>, il est possible de calculer à l'aide de l'équation 14, la quantité de carbone qui peut être séquestré par le SAF sur une période de 20 ans.

$$\text{CO}_{2e} = [(\text{BT} * \text{DA} * \text{C}_{\text{ms}} * \text{CO}_{2c})] + \text{C}_{\text{lb}} \quad (\text{eq 14})$$

où CO<sub>2e</sub> (t ha<sup>-1</sup>) représente la quantité de CO<sub>2</sub> équivalent séquestré par les arbres, BT représente la biomasse totale du peuplier hybride évaluée par l'addition de la biomasse aérienne et souterraine (m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>). La biomasse aérienne est estimée à 1,6 fois le rendement marchand du peuplier hybride (Ximenes et Davies 2004) et la biomasse souterraine est estimée à 20 % de la biomasse totale (Grigal et Berguson 1998), DA (t sec m<sup>-3</sup>) représente la densité anhydre du peuplier hybride, exprimée en tonne sèche par mètre cube, C<sub>ms</sub> (kg kg<sup>-1</sup>) représente le carbone présent dans la matière sèche, C<sub>lb</sub> (kg ha<sup>-1</sup>) représente le carbone contenu dans la litière et le bois mort qui représente environ 15 % du carbone de la biomasse totale (IPCC 2003) et CO<sub>2c</sub> est le facteur de conversion d'un kilo de carbone en CO<sub>2</sub>.

## Résultats et discussion

### Sommaire des émissions de GES du secteur agricole québécois

Les émissions de CH<sub>4</sub> et N<sub>2</sub>O calculées sont, dans l'ordre, de 3 286 et 3 099 kilotonnes de CO<sub>2</sub> équivalent. Comme répertoriées dans l'Inventaire québécois des émissions de gaz à effet de serre en 2008 et leur évolution depuis 1990 (MDDEP 2010), la fermentation entérique des ruminants, ainsi que la gestion des sols cultivés sont les principales sources d'émission de GES du secteur agricole. En fait, plus de 70 % des émissions de N<sub>2</sub>O des sols cultivés proviennent de l'utilisation des fertilisants minéraux, des MRF et des résidus de cultures (tableau 15). Une part importante des émissions provient directement de l'application de l'azote sous forme minérale. En fait, près de 12 % du N<sub>2</sub>O est émis directement par l'application des engrais minéraux sur les sols. Le reste de l'azote chemine à l'intérieur du sol par l'entremise de divers mécanismes engendrant des variations d'émissions.

Tableau 15. Émission globale directe et indirecte de GES pour l'agriculture au Québec.

Type d'émission	Total du secteur t CO <sub>2</sub> eq.	Importance %
<b>Emission de CH<sub>4</sub></b>		
CH <sub>4</sub> issu de la fermentation entérique	2 492 494	39,0%
CH <sub>4</sub> issu des déjections animales	793 206	12,4%
<b>Total CH<sub>4</sub></b>	<b>3 285 700</b>	<b>51,5%</b>
<b>Emission de N<sub>2</sub>O</b>		
N <sub>2</sub> O provenant des systèmes de gestion des déjections animales	161 041	2,5%
N <sub>2</sub> O émis par sols suite au pâturage	316 177	5,0%
N <sub>2</sub> O produit par les sols cultivés (excluant les sols organiques) dont:	1 937 795	-
Fertilisants minéraux	757 429	11,9%
Engrais de ferme	606 582	9,5%
Matières résiduelles fertilisantes	36 801	0,6%
Résidus de cultures	490 137	7,7%
Travail du sol pour semis	46 846	0,7%
N <sub>2</sub> O émis par les sols organiques cultivés	38 971	0,6%
Émissions indirectes de N <sub>2</sub> O suite au dépôt de NH <sub>3</sub> et NOx d'origine atmosphérique	350 643	5,5%
Émissions indirectes de N <sub>2</sub> O provenant du lessivage	294 738	4,6%
<b>Total N<sub>2</sub>O</b>	<b>3 099 366</b>	<b>48,5%</b>

Le N<sub>2</sub>O émit par le travail du sol ainsi que celui en provenance des sols organiques n'est pas très important. De plus, les émissions indirectes de N<sub>2</sub>O en provenance du dépôt



atmosphérique d'azote et du lessivage compte pour un peu plus de 10 % du N<sub>2</sub>O émit vers l'atmosphère pour un total de 6 454 kilotonnes de CO<sub>2</sub> équivalent.

Comme nous l'avons souligné dans le chapitre précédent, les racines des arbres permettent d'intercepter, d'absorber et de recycler davantage d'éléments nutritifs en solution dans le sol que les cultures conventionnelles. Par exemple, des arbres bien implantés peuvent réduire jusqu'à 80 % les nitrates lessivés pendant la saison de croissance (Lacombe 2007). Le prélèvement accru de l'azote permet aussi de réduire la quantité de substrats disponibles pour les microorganismes dénitrifiant. Par contre, la quantité de substrats disponibles pour les microorganismes du sol varie selon les types et sources d'azote, ce qui peut faire varier les flux d'émissions de N<sub>2</sub>O vers l'atmosphère (Hénault et al. 1998). La présence d'un couvert forestier altère davantage la variation des propriétés biologiques, chimiques et physiques des sols qu'une simple monoculture. La maîtrise accrue de la disponibilité de l'azote dans les sols en présence de SAF pourrait ainsi permettre une réduction significative de l'azote résiduel dans les sols et des flux d'émissions de N<sub>2</sub>O vers l'atmosphère. Pour sa part, la maîtrise du CH<sub>4</sub> est davantage favorisée par l'amélioration des pâturages et l'intégration des régies intensives de gestion des cultures pérennes que par la mise en place de SAF.

Bien que les arbres dans les SAF permettent une utilisation plus efficace des éléments minéraux et organiques, leur potentiel de séquestration du carbone à long terme demeure discutable pour l'octroi de crédits de carbone monnayables sur le marché. Dans les SAF tempérés, les arbres sont généralement récoltés à moyen (15 ans) et long terme (60 ans). Or, les critères de validation des marchés de carbone rigoureux, comme celui de la WCI (tableau 10), permettent de démontrer que la réalisation de projets agroforestiers orientés à des fins de séquestration du carbone pourrait s'avérer difficile et présenter une contrainte pour les producteurs agricoles et forestiers. La permanence, le réalisme, l'aspect additionnel et la fiabilité de la mesure du carbone stocké ne sont que quelques paramètres pouvant mettre un frein direct à la réalisation de projets agroforestiers à des fins purement dédiée à la vente de crédits de carbone sur le marché. Les hypothèses formulées pour le calcul de la séquestration du carbone ont permis de déterminer que la capacité de séquestration du carbone est d'environ 30 tonnes de CO<sub>2</sub> équivalent ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>. En considérant l'implantation

de peupliers hybrides sur 15 % des terres en friche cultivables disponibles au Québec d'ici 2020, il sera possible de stocker un peu plus de 135 kilotonnes de CO<sub>2</sub> équivalent ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup><sup>1(6)</sup>.

Bien que l'agriculture soit vouée à certains changements dans son niveau de production de denrées sur le territoire québécois d'ici 2020, le statu quo a été privilégié et les émissions ont été comparé à celle de 2008. Le calcul permet de démontrer qu'environ 2 % des émissions globales annuelles de CO<sub>2</sub> équivalent, en provenance du secteur agricole, seraient séquestrées par la mise en place de projets agroforestiers sur les parcelles en friche. De plus, cette séquestration compte pour environ 7 % du total des émissions directes de N<sub>2</sub>O en provenance des sols cultivés évalués à 1 938 kilotonnes de CO<sub>2</sub> équivalent. Il est réaliste de croire que la valeur du bilan global de séquestration du carbone pourrait s'avérer plus faible, car elle ne tient pas compte des sources d'émissions en provenance de l'implantation des SAF, ni du travail du sol et ni de l'utilisation de ressources générant des émissions de CO<sub>2</sub>. Il semble qu'il existe davantage de potentiel, d'un point de vue de la séquestration du carbone, sous les climats tempérés. C'est ce que Montagnini et Nair (2004) ont avancé dans leur analyse effectuée sur le potentiel de séquestration du carbone par les pratiques agroforestières, à l'horizon 2025, aux États-Unis (tableau 16). Ces derniers avançaient des potentiels assez importants, lorsque l'implantation complète des superficies disponibles était comptabilisée. Cependant, il apparaît peu réaliste d'ici 2020 de procéder à la plantation de l'ensemble des superficies disponibles au Québec.

Tableau 16. Potentiel de séquestration du carbone par les pratiques agroforestières, à l'horizon 2025, aux États-Unis (adapté de : Montagnini et Nair 2004).

<b>Type de systèmes</b>	Superficie estimée (x 10 <sup>6</sup> )	Potentiel de séquestration du carbone (Tg C an <sup>-1</sup> )
Système de cultures intercalaires	80 ha	73,8
Système sylvopastoral	70 ha	9,0
Haies brise-vent	85 ha	4,0
Bandes riveraines arborées	0,8 km	1,5
Cultures en rotation courte	2,4 km	2,0

<sup>6</sup> La proportion du carbone qui est minéralisée ainsi que les émissions en provenance de l'implantation des systèmes agroforestiers sont exclues du présent calcul.

Il semble plus propice de favoriser l'implantation de parcelles agroforestières à des fins d'amélioration des écosystèmes que directement pour les gains monétaires sur les marchés du carbone. En effet, au-delà des notions discutables du potentiel monétaire et de l'intérêt des promoteurs à l'établissement de projets agroforestiers, les bénéfices observés sur la réduction des émissions de N<sub>2</sub>O par les SAF ont des effets directs sur les gains environnementaux. À titre d'exemple, la mise en place de SCI permet d'accroître la disponibilité de l'azote dans le sol (Thevathasan et Gordon 2004) et implicitement, engendre une réduction des besoins en fertilisants minéraux azotés. Selon ce modèle, une réduction de 5 % de l'application directe des engrais minéraux azotés et compensés par l'apport de biomasse par une minéralisation accrue de l'azote en provenance des SAF, permettrait une réduction de plus de 5 % du CO<sub>2</sub> équivalent en provenance de l'émission du N<sub>2</sub>O (tableau 17). Cette baisse d'émission est une réduction directe et concrète sur l'inventaire total des émissions de GES du secteur agricole et peut être directement comptabilisée sur la cible de réduction du secteur agricole.

Tableau 17. Potentiel de réduction globale de GES pour le secteur de l'agriculture à la suite de la réduction de l'application d'engrais minéraux azotés.

Type d'émission	Avant réduction t CO <sub>2</sub> eq	Après réduction t CO <sub>2</sub> eq	Réduction %
<b>Emission de N<sub>2</sub>O</b>			
N <sub>2</sub> O provenant des systèmes de gestion des déjections animales	161 041	161 041	0,0%
N <sub>2</sub> O émis par sols suite au pâturage	316 177	316 177	0,0%
N <sub>2</sub> O produit par les sols cultivés (excluant les sols organiques) dont:	1 937 795	1 898 398	2,1%
Fertilisants minéraux	757 429	719 554	5,3%
Engrais de ferme	606 582	606 582	0,0%
Matières résiduelles fertilisantes	36 801	36 043	2,1%
Résidus de cultures	490 137	490 137	0,0%
Travail du sol pour semis	46 846	46 082	1,7%
N <sub>2</sub> O émis par les sols organiques cultivés	38 971	38 971	0,0%
Émissions indirectes de N <sub>2</sub> O suite au dépôt de NH <sub>3</sub> et NOx d'origine atmosphérique	350 643	348 276	0,7%
Émissions indirectes de N <sub>2</sub> O provenant du lessivage	294 738	289 411	1,8%
<b>Total N<sub>2</sub>O</b>	<b>3 099 366</b>	<b>3 052 276</b>	<b>1,5%</b>

Nous croyons que les producteurs agricoles seront intéressés par la remise en valeur des superficies en friche lorsque le potentiel économique à court terme sera présent. Or, actuellement, il demeure plus pertinent de favoriser la mise en place des SAF à des fins environnementales et de développement du territoire urbain et agricole que pour

d'éventuels gains monétaires par l'entremise du marché de carbone. Cette implantation de SAF peut être graduellement amenée sur les terres à haut rendement, et ce, en harmonie avec les monocultures agricoles développées par les producteurs agricoles du Québec.

# Conclusion générale

## *Résumé du travail*

Le présent travail a permis d'exposer divers concepts concernant la dynamique de l'azote et du carbone dans les SAF tempérés. En général les propriétés biologiques, chimiques et physiques des sols sont grandement affectées par la présence des arbres dans les parcelles agricoles. Cette grande variabilité spatio-temporelle des propriétés du sol entraîne un patron hétérogène des émissions de N<sub>2</sub>O. Il est clairement démontré que l'ajout d'arbres dans des parcelles agricoles favorise la réduction du substrat azoté, modifie la température ainsi que le taux de saturation en eau de la porosité du sol et augmente la quantité de microorganismes et le taux d'oxygène dans le sol. L'ensemble de ces paramètres influence directement les émissions de GES.

Cet essai a permis de mieux comprendre les diverses sources d'émission de GES en provenance du secteur agricole et de les mettre en relation avec la séquestration du carbone obtenue par la remise en culture des superficies en friche. La remise en culture de 15 % des superficies en friche au Québec d'ici 2020 permettrait la séquestration de 135 kilotonnes de CO<sub>2</sub> équivalent par année. En considérant le statu quo des émissions en provenance du secteur agricole, c'est 2 % des émissions globales annuelles de CO<sub>2</sub> équivalent en provenance du secteur agricole qui seraient séquestrées. De plus, cette séquestration compte pour 7 % du total d'émissions directes de N<sub>2</sub>O en provenance des sols cultivés évalués à 1 938 kilotonnes de CO<sub>2</sub> équivalent. Il semble qu'une réduction de 5 % de l'application directe des engrais minéraux azotés et compensés par la minéralisation accrue de l'azote provenant de la biomasse arborée permettrait une réduction directe et concrète sur l'inventaire total des émissions de GES du secteur agricole et peut être directement comptabilisée sur la cible de réduction du secteur agricole. Il apparaît que le fait de travailler davantage sur les aspects environnementaux permettrait de réduire plus concrètement les émissions de GES.

Finalement, il semble que les critères associés à la validation des crédits compensatoires de carbone du système de la WCI pourraient entraîner un frein important pour le développement de projets agroforestiers à des fins de vente des crédits compensatoires sur

le marché du carbone. Actuellement, il semble que les gains monétaires à court et moyen terme pour les producteurs agricoles soient parmi les facteurs les plus importants dans leur prise de décisions.

### ***Limite du travail***

Ce travail se veut une amorce de réflexion sur le bilan des émissions de GES à la suite de l'implantation de SAF sur des parcelles agricoles et terres en friche. La portée de nos résultats permet d'établir un fondement de base pour l'évaluation des émissions des GES par le secteur agricole et le potentiel de séquestration du carbone par la remise en parcelle de terres en friche. De même, l'implantation de SAF, principalement des SCI, sur les terres agricoles peut donner lieu à une augmentation du potentiel de réduction des GES. Cependant, il sera important de prévoir une analyse complète de l'empreinte du carbone pour valider le réel potentiel de réduction de GES associé à l'implantation de SAF. L'estimation formulée de remise en parcelles agroforestières à partir des superficies en friche (15 % des superficies en friche au Québec d'ici 2020) est discutable. Il est cependant logique de penser qu'avec l'état actuel des connaissances sur les SAF, notamment celles concernant leur rentabilité, on ne peut espérer une implantation massive de SAF d'ici 2020. De plus, bien que la littérature tant à avancer divers chiffres sur le potentiel de remise en valeur des terres en friche, la qualité des sols de ces terres demeure variable et ne peut pas être généralisée à l'échelle du Québec. Pareillement, la quantification développée base son analyse sur les meilleures données disponibles du secteur agricole. Étant donné la grande variabilité des données associées à l'utilisation des fertilisants minéraux azotés, l'application des engrais azotés sur le territoire agricole du Québec peut varier d'une région à l'autre et influencer les émissions annuelles. De plus, certains facteurs de quantification ne sont pas directement reliés à la province de Québec. Il serait pertinent de préciser davantage ces coefficients pour améliorer la représentativité des résultats. Finalement, un raffinement de la méthode de quantification du carbone séquestré dans la biomasse racinaire, de l'émission de carbone associée à la préparation des parcelles agroforestières ainsi que du devenir de l'azote dans les parcelles auraient été pertinents afin de différencier plus clairement les phénomènes responsables des variations de GES dans les différents continuums étudiés.

### ***Recherches futures***

Il pourrait être pertinent de mettre en place des parcelles agroforestières permanentes permettant d'évaluer sur une base continue l'émission réelle de GES. De cette manière, l'évaluation de différentes conditions climatiques et pédologiques permettrait une meilleure analyse globale du bilan des GES. De plus, ces données permettraient d'établir un modèle plus robuste et apporter plus de précision sur le potentiel de séquestration du carbone par les SAF. Le besoin supplémentaire de documenter les quantités de carbone séquestrées dans la biomasse racinaire permettrait une meilleure compréhension du mouvement du carbone à l'intérieur des sols. Cela permettrait de mieux comprendre les facteurs qui régulent la production de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> et N<sub>2</sub>O. Finalement, une étude approfondie sur la dynamique économique et sociale de la mise en place de SAF permettrait d'améliorer l'hypothèse établie dans le modèle et influencerait les résultats de l'analyse agronomique en contrôlant mieux la gestion des nutriments dans le continuum sol-plante-atmosphère.

## Bibliographie

- Allen, S.C., Jose, S., Nair, P.K.R., Brecke, B.J., Nkedi-Kizza, P., Ramsey, C.L., 2004. Safety-net role of tree roots: evidence from a pecan (*Carya illinoensis* K. Koch)-cotton (*Gossypium hirsutum* L.) alley cropping system in the southern United States. *Forest Ecology and Management* 192, 395-407.
- Anel, B., 2009. De la multifonctionnalité de l'agriculture à l'agroforesterie : Le projet de mise en valeur de l'espace rural de la MRC du Rocher-Percé (février 2005 - août 2009). Réalisation et réflexions, CLD du Rocher-Percé.
- AFEQ, 2008. Association des fabricants d'engrais du Québec. Publication interne, Québec.
- Bambrick, A.D., Whalen, J.K., Bradley, R.L., Cogliastro, A., Gordon, A.M., Olivier, A., Thevathasan, N.V., 2010. Spatial heterogeneity of soil organic carbon in tree-based intercropping systems in Quebec and Ontario, Canada. *Agroforestry Systems* 79, 343-353.
- Barber, S.A., 1995. Soil Nutrient Bioavailability. John Wiley & Sons, Inc., New York, pp. 180-185.
- Beaudette, C., Bradley, R.L., Whalen, J.K., McVetty, P.B.E., Vessey, K., Smith, D.L., 2010. Tree-based intercropping does not compromise canola (*Brassica napus* L.) seed oil yield and reduces soil nitrous oxide emissions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139, 33-39.
- Bourque, P.A., 2009. Planète Terre. Département de Géologie et Génie géologique. (page consultée le 30 septembre 2010), [en ligne]. Adresse URL: [http://www2.ggl.ulaval.ca/personnel/bourque/intro.pt/planete\\_terre.html](http://www2.ggl.ulaval.ca/personnel/bourque/intro.pt/planete_terre.html).
- Bradley, R.L., Whalen, J., Chagnon, P.L., Lanoix, M., Alves, M.C., 2011. Nitrous oxide production and potential denitrification in soils from riparian buffer strips: Influence of earthworms and plant litter. *Applied Soil Ecology* 47, 6-13.
- Bremner, J.M., Blackmer, A.M., 1981. Terrestrial nitrification as a source of atmospheric nitrous oxide. In: Delwiche, C.C. (Ed.), *Denitrification, Nitrification and Atmospheric Nitrous Oxide.*, New York, Wiley, pp. 151-170.
- Campagna, M., 1996. Le cycle du carbone et la forêt : De la photosynthèse aux produits forestiers. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de l'environnement forestier - Service de l'évaluation environnementale, Québec.
- Cellier, P., Germon, J.C., Henault, C., Genermont, S., 1997. Les émissions d'ammoniac (NH<sub>3</sub>) et d'oxyde d'azote (NO<sub>x</sub> et N<sub>2</sub>O) par les sols cultivés : mécanismes de production et quantification des flux. In: Lemaire, G., Nicolardot, B., (Ed.), *Maîtrise et gestion de l'azote dans les agrosystèmes. Série les Colloques de l'INRA*, INRA Editions, Paris, pp. 25-37.



- Choudhary, M.A., Akramkhanov, A., Saggat, S., 2002. Nitrous oxide emissions from a New Zealand cropped soil: tillage effects, spatial and seasonal variability. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93, 33-43.
- CRAAQ, 2010. Guide de référence en fertilisation. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, Québec.
- Da Matta, F.M., Loos, R.A., Rodrigues, R., Barros, R.S., 2001. Actual and potential photosynthetic rates of tropical crop species. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal* 13, 24-32.
- De Baets, N., Gariépy, S., Vézina, A., 2007. Le portrait de l'agroforesterie au Québec. Centre d'expertise sur les produits agroforestiers, ITA, campus de La Pocatière, Agriculture et Agroalimentaire Canada et Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Québec.
- Denman, K.L., Brasseur, G., Chidthaisong, A., Ciais, P., Cox, P.M., Dickinson, R.E., Hauglustaine, D., Heinze, C., Holland, E., Jacob, D., Lohmann, U., Ramachandran, S., daSilva Dias, P.L., Wofsy, S.C., Zhang, X., 2007. Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry. In: S. Solomon et al. (ed.) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group 1 to the Fourth Assessment. Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Dixon, R.K., Solomon, A.M., Brown, S., Houghton, R.A., Trexler, M.C., Wisniewski, J., 1994. Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems. *Science* 263, 185-190.
- Dobbie, K.E., Smith, K.A., 2003. Nitrous oxide emission factors for agricultural soils in Great Britain: the impact of soil water-filled pore space and other controlling variables. *Global Change Biology* 9, 204-218.
- Dougherty, M.C., Thevathasan, N.V., Gordon, A.M., Lee, H., Kort, J., 2009. Nitrate and *Escherichia coli* NAR analysis in tile drain effluent from a mixed tree intercrop and monocrop system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 131, 77-84.
- Drake, H.L., Schramm, A., Horn, M.A., 2006. Earthworm Gut Microbial Biomes: Their Importance to Soil Microorganisms, Denitrification, and the Terrestrial Production of the Greenhouse Gas N<sub>2</sub>O. In: König, H., Varma, A. (Eds.), *Intestinal Microorganisms of Termites and Other Invertebrates.* Springer Berlin Heidelberg, pp. 65-87.
- Dupraz, C., Liagre, F., 2008. *Agroforesterie : des arbres et des cultures.* Edition France Agricole, Paris.

- Environnement Canada., 2010. Rapport d'inventaire national : 1990-2008. Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada. (page consultée le 30 janvier 2011), [en ligne]. Adresse URL: <http://www.ec.gc.ca/Publications/default.asp?lang=Fr>
- Evers, A.K., Bambrick, A., Lacombe, S., Dougherty, M.Cé, Peichl, M., Gordon, A.M., Thevathasan, N.V., Whalen, J., Bradley, R.L., 2010a. Potential Greenhouse Gas Mitigation through Temperate Tree-Based. Intercropping Systems. *Agriculture Journal* 4, 49-57.
- Evers, A.K., Demers, T.A., Gordon, A.M., Thevathasan, N.V., 2010b. The Effect of Earthworm (*Lumbricus terrestris* L.) Population Density and Soil Water Content Interactions on Nitrous Oxide Emissions from Agricultural Soils. *Applied and Environmental Soil Science* 2010, 1-9.
- Fortier, J., Truax, B., Gagnon, D., 2008. Peuplier hybride en zone riveraine: améliorer l'agroenvironnement tout en produisant du bois. *Agriculture et Agroalimentaire Canada*, p. 12.
- Garten, C.T., 2002. Soil carbon storage beneath recently established tree plantations in Tennessee and South Carolina, USA. *Biomass and Bioenergy* 23, 93-102.
- Girard, M.-C., Walter, C., Rémy, J.-C., Berthelin, J., J.-L., M., 2005. *Sols et Environnement*. DUNOD. Sciences Sup.
- Goss, M.J., Goorahoo, D., 1995. Nitrate contamination of groundwater: Measurement and prediction. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 42, 331-338.
- Gordon, A.M., Naresh, R.P.F., Thevathasan, V., 2005. How much carbon can be stored in Canadian agroécosystèmes using a silvopastoral approach? In: Mosquera-Losada, M.R., Riquerio-Rodriguez, A., McAdam, J.H. (Eds.), *Silvopastoralism and Sustainable Land Management*. CABI Publishing, Wallingford, UK, pp. 210-218.
- Granli, T., Bockman, O.C., 1994. Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Science Supplement* 12, 128.
- Grigal, D.F., Berguson, W.E., 1998. Soil carbon changes associated with short-rotation systems. *Biomass and Bioenergy* 14, 371-377.
- Hayne, R.J., 1986. Nitrification. In: Haynes, R.J. (Ed.), *Mineral nitrogen in the plant-soil system*. Academic, New York, pp. 127-165.
- Haile, S.G., Nair, P.K.R., Nair, V.D., 2008. Carbon Storage of Different Soil-Size Fractions in Florida Silvopastoral Systems. *J. Environ. Qual.* 37, 1789-1797.
- Hénault, C., Devis, X., Lucas, J.L., Germon, J.C., 1998. Influence of different agricultural practices (type of crop, form of N-fertilizer) on soil nitrous oxide emissions. *Biology and Fertility of Soils* 27, 299-306.

- Hergoualc'h, K., Skiba, U., Harmand, J.-M., Hénault, C., 2008. Fluxes of greenhouse gases from Andosols under coffee in monoculture or shaded by *Inga densiflora* in Costa Rica. *Biogeochemistry* 89, 329-345.
- Hofman, G., Cleemput, O.V., 2004. Soil and Plant Nitrogen. IFA, Paris, France.
- Horwath, W.R., Pregitzer, K.S., Paul, E.A., 1994.  $^{14}\text{C}$  Allocation in tree-soil systems. *Tree Physiology* 14, 1163-1176.
- IPCC, 2001. The Climate Change 2001 : the scientific basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: Houghton, J., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Dai, X., Maskell, K., Johnson, C.A. (Eds.), Cambridge Univ. Press, New York.
- IPCC, 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. In: J., P., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., Wagner, F. (Eds.). The Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC, 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4, IPCC, Kanagawa, Japan.
- IPCC, 2007. Climate Change 2007 : Mitigation of Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Khasa, D.P., 2001. Bridging agroforestry into the 21st century. Proceedings of the 6th North American Agroforestry Conference, Hot Springs, pp. 19-27.
- Kozlowski, T.T., Karmer, P.J., Pallardy, S.G., 1991. The Physiological Ecology of Woody Plants Academic Press, San Diego, California.
- Lacombe, S., 2007. Diminution des pertes du nitrate par lixiviation et augmentation de la diversité microbienne dans les systèmes agroforestiers. Département de biologie. Université de Sherbrooke, Sherbrooke.
- Laganière, J., Angers, D.A., Paré, D., 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biology* 16, 439-453.
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1-22.
- Lee, K.H., Jose, S., 2003. Soil respiration and microbial biomass in a pecan — cotton alley cropping system in Southern USA. *Agroforestry Systems* 58, 45-54.
- Linn, D.M., Doran, J.W., 1984. Effect of Water-Filled Pore Space on Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Production in Tilled and Nontilled Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48, 1267-1272.

- Martikainen, P.J., 1985. Nitrification in forest soil of different pH as affected by urea, ammonium sulphate and potassium sulphate. *Soil Biology and Biochemistry* 17, 363-367.
- Millar, N., Ndufa, J.K., Cadisch, G., Baggs, E.M., 2004. Nitrous oxide emissions following incorporation of improved-fallow residues in the humid tropics. *Global Biogeochem. Cycles* 18, GB1032.1-GB1032.9.
- MAPAQ, 2010. Indicateurs agroenvironnementaux. Direction de l'agroenvironnement et du développement durable. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Québec.
- MAPAQ, 2008a. Fiche d'enregistrement des exploitations agricoles. Direction de l'agroenvironnement et du développement durable. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Québec.
- MAPAQ, 2008b. Indicateurs agroenvironnementaux. Direction de l'agroenvironnement et du développement durable. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Québec.
- MDDEP, 2010. Inventaire québécois des émissions de gaz à effet de serre en 2008 et leur évolution depuis 1990. Direction des politiques de la qualité de l'atmosphère. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, p. 18.
- Montagnini, F., Nair, P.K.R., 2004. Carbon sequestration: An underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agroforestry Systems* 61-62, 281-295.
- Mosier, A., Schimel, D., Valentine, D., Bronson, K., Parton, W., 1991. Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. *Nature* 350, 330-332.
- Mosier, A., Wassmann, R., Verchot, L., King, J., Palm, C., 2004. Methane and Nitrogen Oxide Fluxes in Tropical Agricultural Soils: Sources, Sinks and Mechanisms. *Environment, Development and Sustainability* 6, 11-49.
- Mungai, N., Motavalli, P., Kremer, R., Nelson, K., 2005. Spatial variation of soil enzyme activities and microbial functional diversity in temperate alley cropping systems. *Biology and Fertility of Soils* 42, 129-136.
- Myers, R.T., Zak, D.R., White, D.C., Peacock, A., 2001. Landscape-Level Patterns of Microbial Community Composition and Substrate Use in Upland Forest Ecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 359-367.
- Nair, P.K.R., 1993. An introduction to agroforestry. Kluwer Academic Press, Dordrecht, Pays-Bas.
- Nair, P.K.R., Mohan Kumar, B., Nair, V.D., 2009. Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172, 10-23.

- Nester, E.W., Anderson, D.G., Roberts, C.E., Pearsall, N.N., Nester, M.T., 2001. *Microbiology: A Human Perspective*. McGraw-Hill, New York.
- Nelson, N.D., 1984. Woody plants are not inherently low in photosynthetic capacity. *Photosynthetica* 18, 600-605.
- Oades, J.M., 1995. An overview of processes affecting the cycling of organic carbon in soils. In: Zepp, R.G., Sonntag, C. (Eds.), *The Role of Non-living Organic Matter in the Earth's Carbon Cycle*. John Wiley, New York, pp. 293–303.
- Oelbermann, M., 2002. Linking carbon inputs to sustainable agriculture in Canadian and Costa Rican agroforestry systems. Ph.D. Thesis. Dept. Land Res. Sci. University of Guelph, Canada.
- Oelbermann, M., 2004. Carbon sequestration in tropical and temperate agroforestry systems: a review with examples from Costa Rica and southern Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104, 359-377.
- Park, J., Newman, S.M., Cousins, S.H., 1994. The effects of poplar (*P. trichocarpa x deltoides*) on soil biological properties in a silvoarable system. *Agroforestry Systems* 25, 111-118.
- Paul, E.A., Clark, F.E., 1996. *Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, New York.
- Peichl, M., Thevathasan, N.V., Gordon, A.M., Huss, J., Abohassan, R.A., 2006. Carbon Sequestration Potentials in Temperate Tree-Based Intercropping Systems, Southern Ontario, Canada. *Agroforestry Systems* 66, 243-257.
- Phillips, R., L., 2008. Denitrification in cropping systems at sub-zero soil temperatures. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 28, 87-93.
- Prather, M., Derwent, R., Ehhalt, D., Fraser, P., Sanhueza, E. and Zhou, X., 1995. Other trace gases and atmospheric chemistry. In: Houghton, J.T., Filho, L.G.M., Bruce, J., Lee, H., Callander, B.A., Haites, E., Harris, N. and Maskell, K., Editors, 1995. *Climate Change 1994: Radiative Forcing of Climate Change and An Evaluation of the IPCC IS92 Emission Scenarios (IPCC 1994)*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 75–126.
- Price, G., Gordon, A., 1998. Spatial and temporal distribution of earthworms in a temperate intercropping system in southern Ontario, Canada. *Agroforestry Systems* 44, 141-149.
- Reynolds, P.E., Simpson, J.A., Thevathasan, N.V., Gordon, A.M., 2007. Effects of tree competition on corn and soybean photosynthesis, growth, and yield in a temperate tree-based agroforestry intercropping system in southern Ontario, Canada. *Ecological Engineering* 29, 362-371.

- Rivest, D., Olivier, A., 2007. Cultures intercalaires avec arbres feuillus : quel potentiel pour le Québec? *The Forestry Chronicle* 83, 526-538.
- Rivest, D., Cogliastro, A., Vanasse, A., Olivier, A., 2009. Production of soybean associated with different hybrid poplar clones in a tree-based intercropping system in southwestern Québec, Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 131, 51-60.
- Rochette, P., Janzen, H., 2005. Towards a Revised Coefficient for Estimating N<sub>2</sub>O Emissions from Legumes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 73, 171-179.
- Rochette, P., Worth, D.E., Huffman, E.C., Brierley, J.A., McConkey, B.G., Yang, J., Hutchinson, J.J., Desjardins, R.L., Lemke, R., Gameda, S., 2008. Estimation of N<sub>2</sub>O emissions from agricultural soils in Canada. II. 1990–2005 inventory. *Canadian Journal of Soil Science* 88, 655-669.
- Rogner, H.-H., Zhou, D., Bradley, R., Crabbé, P., Edenhofer, O., Hare (Australia), B., Kuijpers, L., Yamaguchi, M., 2007. Introduction. In *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Schnell, S., King, G.M., 1994. Mechanistic analysis of ammonium inhibition of atmospheric methane consumption in forest soils. *Appl Environ Microbiol* 60, 3514-3521.
- Schimel, J. et Holland, E. 2005. Global gases. In "Principles and applications of soils microbiology" (D. Sylvia, J. Fuhrmann, P. Hartel and D. Zuberer, eds.), Upper Saddle River, New Jersey, p.491-509.
- Schoeneberger, M.M., 2008. Agroforestry: working trees for sequestering carbon on agricultural lands. *Agroforestry Systems* 75, 27-37.
- Schroeder, P., 1994. Carbon storage benefits of agroforestry systems. *Agroforestry Systems* 27, 89-97.
- Seobi, T., Anderson, S.H., Udawatta, R.P., Gantzer, C.J., 2005. Influence of Grass and Agroforestry Buffer Strips on Soil Hydraulic Properties for an Albaqualf. *Soil Science Society of America Journal* 69, 893.
- Sharrow, S.H., Ismail, S., 2004. Carbon and nitrogen storage in agroforests, tree plantations, and pastures in western Oregon, USA. *Agroforestry Systems* 60, 123-130.
- Simek, M., Cooper, J.E., 2002. The influence of soil pH on denitrification: progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. *European Journal of Soil Science* 53, 345-354.

- Smith, K.A., Thomson, P.E., Clayton, H., McTaggart, I.P., Conen, F., 1998. Effects of temperature, water content and nitrogen fertilisation on emissions of nitrous oxide by soils. *Atmospheric Environment* 32, 3301-3309.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U., Towprayoon, S., Wattenbach, M., Smith, J., 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 363, 789-813.
- Stevenson, F.J., Cole, M.A., 1986. Cycles of soil - carbon, nitrogen, phosphorus, sulphur, micronutrients. John Wiley & Sons, New York, USA.
- Syväsalo, E., Regina, K., Pihlatie, M., Esala, M., 2004. Emissions of nitrous oxide from boreal agricultural clay and loamy sand soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 69, 155-165.
- Thevathasan, N.V., Gordon, A.M., 2004. Ecology of tree intercropping systems in the North temperate region: Experiences from southern Ontario, Canada. *Agroforestry Systems* 61-62, 257-268.
- Tisdale, S.L., Nelson, W.L., 1975. *Soil Fertility and Fertilizers*. Macmillan Publishing Co, Inc., New York.
- Tortoso, A.C., Hutchinson, G.L., 1990. Contributions of Autotrophic and Heterotrophic Nitrifiers to Soil NO and N<sub>2</sub>O Emissions. *Appl Environ Microbiol* 56, 1799-1805.
- Turnock, B., Kort, J., 1996. Biomass production and carbon fixation by prairie shelterbelts: a Green Plan Project. PFRA Shelterbelt Center, Supplementary Report 96-5, Indian Head, Saskatchewan.
- Udawatta, R.P., Anderson, S.H., Gantzer, C.J., Garrett, H.E., 2006. Agroforestry and grass buffer influence on macropore characteristics : A computed tomography analysis. *Soil Science Society of America journal* 70, 1763-1773
- Vézina, A., Trépanier, C., Jansens, E., Lajoie, A., 2002. Inventaire des haies brise-vent du territoire de la Fédération de l'UPA de la Côte-du-Sud. Projet no. 215. Union des producteurs agricoles de la Côte-du-Sud, p. 3.
- WCI, 2010. Design for the WCI Regional Program. Western Climate Initiative.
- Williams, D.L., Ineson, P., Coward, P.A., 1999. Temporal variations in nitrous oxide fluxes from urine-affected grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 779-788.
- Willis, R.W., Thomas, T.H., van Slycken, J., 1993. Poplar agroforestry: a re-evaluation of its economic potential on arable land in the United Kingdom. *Forest Ecology and Management* 57, 85-97.

Ximenes, F.A., Davies, I., 2004. TimberCAM – a Carbon Accounting Model for Wood and Wood Products, (page consultée le 11 mars 2011), [en ligne]. Adresse URL: <http://www.dpi.nsw.gov.au/forests>.

Young, A., 1995. L'agroforesterie pour la conservation des sols. Wageningen, Pays-Bas.





