



arbre-évolution

Dynamiques du carbone du sol lors de changement
de vocation des terres dans le cadre du projet
Carbone Riverain™

Par Antonious Petro
Professionnel de recherche chez Arbre-Évolution

Sous la supervision de Nathan De Baets
Spécialiste carbone chez Arbre-Évolution

Tables des matières

1	INTRODUCTION	3
2	BÉNÉFICIAIRE DU PROJET	5
3	OBJECTIFS DU RAPPORT	5
4	MÉTHODOLOGIE DE RECHERCHE ET COLLECTE DE DONNÉES	5
4.1	BASES DE DONNÉES	5
4.2	ENTREVUES AVEC DES EXPERTS	6
4.3	LES LIMITES DE LA LITTÉRATURE SCIENTIFIQUE SUR LE SUJET	6
5	RÉSULTATS	6
5.1	PASSAGE DE CULTURES ANNUELLES À LA PLANTATION D'ARBRES	7
5.2	PASSAGE DE CULTURES ANNUELLES À LA RÉGÉNÉRATION NATURELLE	8
5.3	PASSAGE DE CULTURES ANNUELLES À DES CULTURES DE VIVACES HERBACÉES OU À DES PRAIRIES	9
5.4	PASSAGE DE CULTURES VIVACES HERBACÉES À LA PLANTATION	10
5.5	TABLEAU SYNTHÈSE DES TAUX DE SÉQUESTRATION LORS DE CHANGEMENTS D'USAGE DES TERRES	11
6	GRANDS CONSTATS	12
6.1	GRANDS CONSTATS : FACTEURS DÉTERMINANTS	12
6.1.1	<i>Texture du sol</i>	12
6.1.2	<i>Âge de plantation</i>	12
6.1.3	<i>Espèces</i>	13
6.1.4	<i>Profondeur de l'horizon du sol étudié</i>	13
7	RECOMMANDATION	13
7.1	RECOMMANDATIONS GÉNÉRALES	13
7.2	TAUX DE SÉQUESTRATION	14
7.2.1	<i>Passage de cultures annuelles à des cultures vivaces herbacées ou à des prairies</i>	14
7.2.2	<i>Passage de cultures annuelles à la plantation</i>	14
7.2.3	<i>Aménagement et élargissement des bandes riveraines existantes</i>	15
8	CONCLUSION	15
9	REMERCIEMENTS	16
10	RÉFÉRENCES	17

1 Introduction

Le changement d'utilisation ou d'affectation des terres (*Land Use Change*) se définit comme le changement survenant dans la couverture végétale (ex : conversion de la forêt en sols agricoles ou vice versa) ainsi que dans les pratiques de gestion des terres (Houghton, 2010). Un changement d'usage des terres peut être une source (augmentation des émissions) ou un puits (augmentation de l'accumulation ou séquestration) de carbone terrestre. Entre les années 1850 et 2000, la perte de carbone du sol lors de changements d'affectation des terres est estimée à 156 Pg C¹ (Houghton, 2003) avec un taux annuel de 1,1 ±0.7 Pg C (Poeplau et Don, 2013). L'agriculture et les systèmes agroalimentaires sont responsables à eux seuls de 19 à 29 % des émissions de gaz à effet de serre anthropiques (Vermeulen *et al.*, 2012). Au Canada, le secteur agricole a émis 72 Mt d'équivalent CO₂ en 2017 (Environnement et Changements Climatiques Canada, 2019), dont 7,7 Mt d'équivalent CO₂ au Québec (Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatique, 2019).

Le sol est le plus grand puits de carbone terrestre : il contient 2344 Pg de carbone (Stockmann *et al.*, 2013) , dont 1400 gigatonnes de carbone organique (Poeplau et Don, 2013). Jusqu'à aujourd'hui, les sols agricoles ont perdu entre 36 et 40 % de leur carbone, soit 42 à 78 Pg de carbone (Lal, 2004). En contrepartie, le potentiel technique global de séquestration de carbone organique dans le sol est estimé à 2,34 Pg C par année (Lal, 2018). Le flux de carbone dans le sol est largement affecté par les activités humaines et les changements climatiques et environnementaux (Stockmann *et al.*, 2013).

Parmi les pratiques de gestion des terres qui contribuent à la séquestration du carbone dans le sol est l'intégration des espèces vivaces, des arbustes et des arbres dans les systèmes agricoles dans des bandes riveraines le long des terres agricoles longeant des cours d'eau. Outre leur potentiel d'agir comme un puits de carbone, les bandes riveraines fournissent une multitude de services et de fonctions écosystémiques. Ces zones ont une importance disproportionnelle à leur

¹ Un pétagramme (Pg) de carbone = 1 gigatonne (Gt) = 1 milliard de tonnes.

superficie totale. Les services fournis par les bandes riveraines sont l'élimination des matières en suspension, l'élimination de substances nocives, (Manuel de conception des bandes tampons, 2012), la création d'une biodiversité (Fortier *et al.*, 2015), la régulation et le contrôle du flux de contaminants des sols adjacents (Vidon *et al.*, 2010), la régulation des sédiments et des pesticides et l'influence du flux hydrologique entre les écosystèmes terrestres et aquatiques (Stutter *et al.*, 2012).

Le programme Carbone Riverain™ est une initiative d'Arbre-Évolution qui vise à améliorer la qualité des cours d'eau au Québec par le biais des bandes riveraines. Le projet repose sur la séquestration du carbone dans la biomasse végétale ainsi que dans le sol de ces zones. Ce document a pour but de présenter un état des lieux de la littérature scientifique afin de déterminer les taux de séquestration ou de captage du carbone dans les sols lors de changements de vocation des terres. Ces taux serviront à compléter l'équation de calcul de compensation de carbone dans ces bandes riveraines.

2 Bénéficiaire du projet

Ce rapport est réalisé dans le cadre du programme Carbone Riverain™ d'Arbre-Évolution.

3 Objectifs du rapport

Le premier objectif de ce rapport est de présenter un état des lieux de la littérature scientifique sur les dynamiques du carbone du sol lors d'un changement de vocation des terres. Le rapport vise spécifiquement à identifier le taux de séquestration du carbone dans le sol dans les conditions suivantes :

- a) Lors du passage de cultures annuelles ou pluriannuelles à la plantation d'espèces feuillues ou de conifères ;
- b) Lors du passage de cultures annuelles à des cultures vivaces herbacées ;
- c) Lors du passage de cultures vivaces herbacées à la plantation d'espèces feuillues ou de conifères ;
- d) Lors du passage de cultures annuelles à la succession naturelle.

Le second objectif de ce rapport est de déterminer des taux de séquestration du carbone dans le sol lors de changements d'usage des terres au Québec ou dans des régions du monde ayant un climat similaire.

4 Méthodologie de recherche et collecte de données

4.1 Bases de données

Afin de répondre aux objectifs de ce rapport, j'ai consulté les bases de données suivantes :

- a) Publications des institutions gouvernementales, provinciales et fédérales (par ex., publications du MAPAQ, du OMAFRA², de RNC³, d'AAC⁴) ;
- b) Publications des entités intergouvernementales (par ex., GIEC⁵, CCNUCC⁶) ;
- c) Publications des organismes de références en agriculture et agroalimentaire (par ex., CRAAQ⁷, Agri-réseau) ;

² Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario

³ Ressources naturelles Canada

⁴ Agriculture et Agroalimentaire Canada

⁵ Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat

⁶ Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques

⁷ Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec

d) Articles, études et méta-analyses publiées dans les moteurs de recherches (par ex., *Google Scholar*, *Scopus*). Les termes suivants ont été utilisés dans les différentes bases de données : « *soil carbon* », « *soil organic carbon* », « carbone du sol », « carbone organique du sol », « SOC », « *sequestration* », « *organic matter* », « *soil organic matter* » ET « *land use* », « *land use change* », « *afforestation* », « *reforestation* », « prairies », « *grassland* », « *climate change* » OU « bande riveraine », « *riparian buffer* », « *buffer strips* », « Canada », « Québec ».

4.2 Entrevues avec des experts

Au cours des derniers mois, j'ai rencontré des experts et des chercheurs en agroforesterie et bandes riveraines, en agriculture et agroalimentaire et en sciences des sols et changements climatiques.

4.3 Les limites de la littérature scientifique sur le sujet

Les données sur les dynamiques du carbone du sol lors de changements d'usage des terres en général ne sont pas nombreuses, et encore moins concernant les sols québécois. Un nombre important d'articles et d'études portent sur une comparaison entre deux usages des terres sur le même site (par ex., une comparaison entre le carbone du sol d'un champ agricole et le carbone du sol de la forêt adjacente). Peu d'études examinent les changements de stockage du carbone du même sol lors de sa conversion (par ex., transformer un champ agricole en forêt ou en prairie et suivre le changement du taux de carbone).

5 Résultats

Afin de faciliter la lecture de ce document et d'uniformiser les résultats, les taux de séquestration du carbone sont présentés en tonnes de carbone par hectare par année ($t C ha^{-1} y^{-1}$). D'autres unités de mesure comme $g C m^{-2} y^{-1}$ (gramme de carbone par mètre carré par année) ou $Mg C ha^{-1} y^{-1}$ (mégagramme de carbone par hectare par année) ont été converties. De plus, les taux de séquestration s'expriment en carbone organique du sol ou en carbone total. En effet, à part dans

les sols au pH très élevé, où du carbone inorganique peut être formé, le carbone séquestré par la végétation est du carbone organique.

5.1 Passage de cultures annuelles à la plantation d'arbres

Toutes les études sur le passage de cultures annuelles à la plantation portent habituellement sur des projets d'afforestation, de reforestation ou d'agroforesterie. La mise en place de ces projets dans des champs agricoles implique une perturbation de l'écosystème en général et du sol spécifiquement, ce qui peut influencer largement les résultats.

En fait, plusieurs études démontrent qu'il se produit une perte initiale de carbone du sol lors des projets d'afforestation. Une étude sur la conversion de cultures annuelles en plantation de peupliers hybrides en Alberta (Arevalo *et al.*, 2011) montre une perte en stock de carbone pendant les deux premières années au taux de $4 \text{ t C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$. (Ce constat concorde avec celui d'une autre étude (Dhillon et van Rees, 2016) qui observe une perte de carbone du sol sous des arbres âgés de moins de 20 ans.) Le point d'équilibre, d'après Arevalo et ses collègues, est atteint après sept ans, et un gain en carbone du sol est observé par la suite avec un taux de séquestration de $2 \text{ t C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$. Il est important de noter que l'âge des arbres dans cette étude était de 2 - 4 ans et de 9 - 11 ans.

Ce gain en carbone est plus élevé que ce que Dhillon et van Rees (2016) ont trouvé dans leur étude comparant la quantité de carbone accumulée dans le sol d'une haie brise-vent et dans le sol agricole adjacent en Saskatchewan. En effet, Dhillon et van Rees ont documenté un taux de séquestration annuel de $0,7 \text{ t C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ dans le sol de la haie brise-vent, composée de multiples espèces. Ainsi, les sols sous les peupliers hybrides et les épinettes blanches sont les plus riches en carbone avec une différence d'accumulation de carbone de +54 % et de +41 % respectivement, comparé au sol agricole adjacent.

Dans une méta-analyse portant sur l'effet de systèmes agroforestiers sur le stockage du carbone dans le sol (Shi *et al.*, 2018), on constate une augmentation moyenne de +19 % sur une

profondeur de 100 cm dans les sols sous les systèmes agroforestiers comparativement aux sols agricoles. Ce pourcentage franchit le +26 % dans une méta-analyse examinant l'accumulation de carbone organique dans les sols agricoles après l'afforestation (Laganière *et al.*, 2010). Dans une autre méta-analyse (Post et Kwon, 2000), les auteurs présentent un taux de séquestration de carbone total de $0,3 \text{ t C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ sur une durée de 40 - 50 ans. Ce taux reste dans la fourchette de $0,3 - 0,8 \text{ t C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ proposé par Smith (2008).

En conclusion, le taux de séquestration du carbone dans le sol lors du passage de la vocation agricole à la plantation varie dans la littérature. De plus, les études consultées proposent une multitude de facteurs déterminant le taux et la vitesse de séquestration du carbone dans le sol. Le climat, les espèces plantées, la texture du sol et l'âge d'implantation sont les facteurs les plus signalés.

5.2 Passage de cultures annuelles à la régénération naturelle

Abandonner des terres agricoles permet la succession naturelle de la végétation sur ces sites. La littérature scientifique sur les dynamiques du carbone du sol agricole abandonné à la régénération naturelle est limitée. Dans une étude québécoise qui compare la séquestration du carbone lors de la plantation d'épinettes blanches sur un sol agricole abandonné et lors de la succession naturelle de ces sols, on constate qu'après 50 ans, le sol sous l'épinette blanche contient 34 % de moins de carbone que le sol laissé à l'abandon où a eu lieu la succession naturelle (Tremblay et Ouimet, 2013). Toutefois, le carbone total séquestré (à la fois dans la biomasse et dans le sol) demeure plus élevé sur les sites de plantation après 50 ans que sur les sites simplement abandonnés. Une autre étude (Foote et Grogan, 2010) suggère une augmentation de 32 % du carbone organique du sol forestier adjacent au sol agricole abandonné. Enfin, dans une étude sur le site de l'université du Michigan, on observe un taux de séquestration du carbone total dans le sol égal à $0,786 \text{ t C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ après 10 ans de succession naturelle (Leuven *et al.*, 2004).

5.3 Passage de cultures annuelles à des cultures de vivaces herbacées ou à des prairies

La conversion de terres agricoles en prairies ou en cultures de vivaces herbacées augmente le stockage du carbone organique dans le sol (Beniston *et al.*, 2014 ; Zan *et al.*, 2001). En effet, le ratio biomasse racinaire / biomasse aérienne est plus élevé dans les cultures de vivaces. Cela s'explique par le fait que les plantes vivaces allouent une quantité importante de carbone à leur système racinaire (Bolinder *et al.*, 2011; Crews et Rumsey, 2017).

Dans le cadre de l'Inventaire canadien des gaz à effet de serre, une étude (VandenBygaart *et al.*, 2008) propose un taux d'accumulation de carbone dans le sol de 0,74 – 0,77 t C ha⁻¹ y⁻¹ pour les provinces de l'est du Canada sur une durée de 20 ans. Ce taux est plus élevé que celui des Prairies et de l'ouest du Canada selon la même étude. De plus, ce taux concorde avec celui de 0,7 t C ha⁻¹ y⁻¹ estimé par Smith et ses collègues (Smith *et al.*, 2009) pour la période 2000 - 2020 au Canada. De même, un taux d'accumulation de 0,6 – 0,8 t C ha⁻¹ y⁻¹ est observé dans une étude effectuée en Saskatchewan sur 5 - 12 ans, mais qui ne prend en compte qu'une profondeur de sol de 0 - 15 cm (Mensah *et al.*, 2003).

Il existe dans la littérature scientifique d'autres taux de séquestration de carbone dans le sol qui varient entre 0,3 et 1,88 t C ha⁻¹ y⁻¹. Dans une méta-analyse qui examine les dynamiques du carbone lors du passage de cultures annuelles à un pâturage pérenne (Post et Kwon, 2000), les auteurs arrivent à un taux de 1,1 t C ha⁻¹ y⁻¹ après 12 ans sur une profondeur de sol de 300 cm. On trouve également le même taux dans une étude (Gebhart *et al.*, 1994) effectuée dans le cadre du *Conservation Reserve Program*⁸.

Ce taux est aligné avec les résultats d'une autre étude (Crews et Rumsey, 2017) qui conclut à un taux de 0,13 – 1,70 t C ha⁻¹ y⁻¹ dans leur revue de littérature sur l'accumulation de carbone dans les sols lorsque se produit le passage des annuelles aux cultures de graminées vivaces. Certaines études ont examiné le changement de séquestration de carbone dans le sol en pourcentage

⁸ USDA : <https://www.fsa.usda.gov/programs-and-services/conservation-programs/conservation-reserve-program/>

d'accumulation et les données spécifiques sur les taux annuels d'accumulation ne sont pas disponibles. Dans une méta-analyse regroupant 74 publications (Guo et Gifford, 2002), les auteurs observent une augmentation de stockage du carbone de +19 % lors du passage des annuelles aux vivaces. Dans une autre revue synthétisant 95 études dans des zones tempérées, on trouve un taux de changement de stockage entre +39 % et +51 % (Poeplau *et al.*, 2011). En somme, un gain en carbone du sol peut être envisagé lors d'une conversion d'annuelles en cultures vivaces. Selon la littérature, le taux annuel d'accumulation varie de 0,1 à 1,7 t C ha⁻¹ y⁻¹ et dépend de plusieurs conditions climatiques ainsi que du type de sol et des espèces implantées.

5.4 Passage de cultures vivaces herbacées à la plantation

La recherche scientifique sur ce sujet découle souvent d'études sur l'afforestation des prairies ou de la pelouse. Contrairement à l'afforestation des terres agricoles, l'afforestation des cultures pérennes herbacées donne lieu à une perte de carbone total du sol. Dans leur revue de littérature sur les dynamiques du carbone du sol, Poeplau *et al.* (2011) indiquent qu'il se produit une perte de carbone lors de l'afforestation des prairies, et ce, même 140 ans après la plantation. Ceci concorde avec la perte de 10 % de carbone du sol indiquée dans Guo et Gifford (2002). D'après la première publication (Poeplau *et al.*, 2011), le seul moyen d'obtenir un gain en carbone du sol lors du passage de cultures vivaces en forêt est de comptabiliser la litière forestière dans les calculs, auquel cas un gain allant jusqu'à +28 % peut être observé.

Ce résultat tombe dans la fourchette proposée par Guidi (2014), dont l'étude indique un gain de 0,18 t C ha⁻¹ y⁻¹ dans le sol organique et une perte allant jusqu'à 1,32 t C ha⁻¹ y⁻¹ dans le sol minéral de la région montagneuse de l'Italie. Avec une moyenne de précipitations annuelles de 1000 mm, similaire à celle du Québec⁹, une perte de 43 % du carbone organique du sol est constatée lors du passage des prairies à la plantation boisée (Jackson *et al.*, 2002).

⁹ Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec : <http://www.environnement.gouv.qc.ca/climat/surveillance/1960-2015.htm>

5.5 Tableau synthèse des taux de séquestration lors de changements d'usage des terres

Types de changement d'usage des terres	Taux	Âge	Pourcentage (%)	Profondeur	Site
	t C ha ⁻¹ y ⁻¹	an		cm	
Annuelles à plantation					
Arevalo <i>et al.</i> , 2011	-4	2	-	50	Alberta
Arevalo <i>et al.</i> , 2012	2	2 - 4, 9 - 11	-	50	Alberta
Dhillon et Rees, 2016	0.7	5 - 63	↑ 19	50	Saskatchewan
Shi <i>et al.</i> , 2018	-	40	↑ 19	100	Méta-analyse
Laganière <i>et al.</i> , 2010	-	10 - 30, >30	↑ 26	30	Méta-analyse
Post et Kwon, 2000	0.3 - 0.5	40 - 50	-	-	Revue de litt.
P.Smith, 2008	0.3 - 0.8		-	-	Revue de litt.
Guo et Gifford, 2002	-	-	↑ 18	-	Méta-analyse
Annuelles à vivaces					
VandenBygaart <i>et al.</i> , 2008	0.74 - 0.77	20	-	30	Est Canada
Smith <i>et al.</i> , 2009	0.7	20	-	-	Canada
Mensah <i>et al.</i> , 2003	0.6 - 0.8	5 - 12	-	0 - 15	Saskatchewan
Post et Kwon, 2000	1.1	12	-	300	Méta-analyse
Gebhart <i>et al.</i> , 1994	1.1	50	-	0 - 20	Texas, Kansas
Crews et Rumsey, 2017	0.13 - 1.70	90	-	-	Revue de litt.
Guo et Gifford, 2002	-		↑ 19		Méta-analyse
Poeplau <i>et al.</i> , 2011	-		↑ 39 - 51		Revue de litt.
Annuelles à succession naturelle					
Leuven <i>et al.</i> , 2004	0.786	10	-	0 - 50	Michigan
Foote et Grogan, 2010	-	74	↑ 32	0 - 10	Ontario
Vivaces à plantation					
Guidi et Claudia, 2014	0.18	42	-	Sol organique	Italie
Guidi et Claudia, 2014	-1.32	10	-	Sol minéral	Italie
Jackson <i>et al.</i> , 2002	-	-	↓ 43	-	Texas

6 Grands constats

6.1 Grands constats : facteurs déterminants

Beaucoup d'études consultées pour ce rapport indiquent des facteurs qui déterminent la quantité de carbone accumulé dans le sol. Ces facteurs varient selon les sites des études et leurs objectifs finaux. La communauté scientifique semble en accord quant à la limite de ces études et au manque de données sur la séquestration du carbone dans les sols, d'autant plus que le climat change à une vitesse sans précédent. Néanmoins, on peut affirmer que les facteurs suivants sont ceux qui font le plus consensus.

6.1.1 Texture du sol

La teneur du sol en argile semble jouer un rôle quant au taux de séquestration du carbone organique dans le sol (Lal, 2018) et aux dynamiques de stabilisation de ce carbone par la suite (Blanco-Canqui et Lal, 2004 ; Grandgirard et al., 2002 ; Singh et al., 2018). Une étude (Laganière et al., 2010) constate que les sols avec une teneur en argile de plus de 33 % ont une capacité supérieure de séquestration de carbone que ceux avec une teneur en argile de moins de 33 %. Sans préciser la teneur en argile, d'autres études semblent appuyer ce constat (Poeplau et Don, 2013 ; Smith, 2008).

6.1.2 Âge de plantation

Les études sur le changement du stockage du carbone dans sol lors de l'afforestation signalent une perte de carbone pendant les premières années de plantation jusqu'à que l'écosystème du sol arrive à un équilibre. Cette perte est due à la perturbation du sol lors de l'aménagement des projets d'afforestation. Le temps nécessaire avant de remarquer un gain en carbone dans le sol après la plantation varie selon les études. Il est d'environ 24 ans d'après Berthrong et al. (2012), 20 ans d'après Dhillon et van Rees (2017), 10 ans dans l'étude de Li et al. (2012), 22 ans dans celle de Tremblay et al. (2007) ou 30 ans selon Nave et al. (2013). Ceci dit, le niveau de perturbation du sol lors de la mise en place d'une bande riveraine n'est pas le même que dans les projets

d'afforestation. Le temps estimé pour observer des gains en carbone dans le sol peut donc être moindre.

6.1.3 Espèces

Le flux de carbone du sol dépend largement des espèces végétales présentes. Dans les systèmes d'agroforesterie, le diamètre des arbres, la largeur de la cime et la quantité de litière en surface présentent une corrélation positive avec la quantité de carbone organique accumulé dans le sol (Dhillon et van Rees, 2016). On estime que les espèces feuillues ont une capacité supérieure aux conifères quant à l'accumulation de carbone organique dans le sol (Chiti et al., 2012 ; Laganière et al., 2010) Concernant la litière, la quantité de carbone dépend du taux de chute de litière et de son taux de décomposition. Les espèces présentant un ratio de biomasse racinaire / biomasse aérienne plus élevé sont plus aptes à augmenter le carbone organique du sol dans les zones plus profondes du sol.

6.1.4 Profondeur de l'horizon du sol étudié

Les données tirées des études examinées pour ce rapport présentent le changement au niveau du carbone dans le sol selon des profondeurs très variées. Certaines étudient le taux de séquestration sur plusieurs profondeurs de sol, avec ou sans la couche de litière, tandis que d'autres vont proposer un taux ou un pourcentage basé sur l'étude d'une seule profondeur de sol.

7 Recommandation

7.1 Recommandations générales

Dans un contexte de changements climatiques sans précédents, la documentation scientifique et l'adaptation sont primordiales au succès d'un projet. Pour tout ce qui concerne la séquestration du carbone dans le sol, je recommande fortement d'assurer un suivi scientifique durant les projets afin d'observer et de documenter les dynamiques du carbone du sol chaque année et afin de mettre à jour les équations utilisées pour le calcul de compensations carbone par le biais de Carbone Riverain™. De plus, les études consultées dans ce document ne prennent

pas en compte la quantité de carbone organique dans la litière. Or les horizons L, F et H peuvent contenir 18 % du carbone organique du sol dans les peuplements feuillus et 43 % dans les peuplements résineux (Tremblay et Ouimet, 2000).

Appliquer des taux de séquestration du carbone dans le sol pour des fins de compensation doit être fait avec prudence. Je n'ai pas trouvé d'études effectuées au Québec et portant sur les dynamiques du carbone du sol lors du passage d'annuelles en grandes cultures (par ex., maïs et soya) à des bandes riveraines boisées ou herbacées. De plus, le Québec est étalé sur des zones climatiques et des zones de rusticités très variées. Or les différents ordres et classifications des sols, la moyenne de précipitations annuelles et la teneur initiale en matière organique du sol peuvent considérablement affecter les résultats. Les taux suggérés ci-dessous sont conservateurs et ont pour objectif d'inclure le carbone du sol dans le bilan carbone dans le cadre du projet Carbone Riverain™.

7.2 Taux de séquestration

7.2.1 Passage de cultures annuelles à des cultures vivaces herbacées ou à des prairies

Le taux que je recommande dans les équations de compensation de carbone du projet Carbone Riverain™ est $0,74 \text{ t C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$. Ce taux est tiré de VandenBygaart et al., 2008. L'étude regroupe plusieurs résultats issus de différentes régions du Canada (atlantique, atlantique-centre, prairies et pacifique) et le taux de 0,7 est propre à la région de l'atlantique-centre. De plus, les données empiriques obtenues dans ces études sont alignées avec les données modélisées et les taux estimés par le GIEC. Par ailleurs, cette étude contribue au rapport que le Canada doit soumettre à la convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques. Enfin, le taux moyen proposé par VandenBygaart et al. (2008) repose sur des études où la durée minimale était de 10 ans et où la profondeur de sol échantillonnée dépassait 30 cm.

7.2.2 Passage de cultures annuelles à la plantation

La documentation scientifique présente des taux très variés quant à la quantification du carbone séquestré dans le sol après le passage de cultures annuelles à des plantations. Ces taux sont tirés

des études examinant le carbone du sol après l'afforestation : il est donc probable que les taux soient trop conservateurs et que la perte initiale de carbone du sol soit moindre. Nous devons alors travailler depuis la littérature pour estimer un taux de séquestration de départ pour le projet Carbone Riverain™. Je recommande de démarrer le projet avec un taux de $0,3 \text{ t C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ lors de la mise en œuvre d'une bande riveraine boisée. Plusieurs auteurs proposent ce taux qui tombe dans la fourchette de $0,2 - 3,1 \text{ t C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ du GIEC et de la FAO (FAO, 2001). Il importe de noter que ce taux est observé dans des études ayant une durée de 30 - 50 ans.

7.2.3 Aménagement et élargissement des bandes riveraines existantes

Le projet Carbone Riverain™ vise à élargir et à aménager les bandes riveraines existantes afin d'optimiser les services écosystémiques de ces zones. Il est essentiel de considérer une perte initiale de carbone du sol lors de la préparation et de la mise en œuvre de ces bandes. De plus, la perturbation des sols des bandes riveraines herbacées abandonnées ou même en friche pour des projets d'afforestation causera probablement une perte initiale de carbone du sol. Il serait donc favorable d'estimer la superficie totale en cultures vivaces herbacées et la superficie des annuelles en grandes cultures avant d'appliquer un taux de séquestration annuel.

8 Conclusion

Carbone Riverain™ est un projet unique qui vise à optimiser les fonctions écosystémiques des bandes riveraines. La diversité de la végétation qui s'y trouve (vivaces herbacées, arbustes et arbres) les rend susceptibles d'emmagasiner une quantité importante de carbone dans leurs sols (Francis, 2016). Comptabiliser le carbone du sol dans des programmes de compensation de carbone est une avenue qui permet de valoriser et de régénérer la santé des sols tout en améliorant la qualité de l'eau et en restaurant la biodiversité souterraine et aérienne. Il y a beaucoup de controverses autour du sujet de la séquestration et de la stabilisation du carbone dans les sols. Non seulement les facteurs déterminant le flux du carbone (émissions et séquestrations) sont très variés, mais ils évoluent aussi au fur et à mesure que le climat change. Néanmoins, l'étude de Janzen (2005) résume bien les trois dimensions importantes à considérer pour la comptabilisation du carbone du sol lors d'un changement d'affectation des terres. La

première dimension est horizontale : il s'agit d'observer le changement au niveau du paysage. La deuxième est verticale : c'est l'examen du changement à travers le profil du sol. La troisième dimension est le temps : un travail rigoureux est nécessaire pour documenter le changement à travers les années.

9 Remerciements

Je tiens à remercier mon superviseur, Nathan De Baets, pour son soutien permanent et ses précieux conseils. Je tiens également à remercier Denis Angers, Julien Fortier, Rim Khalifa, Jérôme Laganière, Émilie Maillard, Vincent Poirier, David Rivest et Marie-Élise Samson pour leur temps, leurs recommandations et leur générosité à partager leur savoir et leur expertise.

10 Références

- Arevalo, C. B. M., Bhatti, J. S., Chang, S. X., & Sidders, D. (2011). Land use change effects on ecosystem carbon balance: From agricultural to hybrid poplar plantation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *141*(3–4), 342–349. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.03.013>
- Beniston, J. W., DuPont, S. T., Glover, J. D., Lal, R., & Dungait, J. A. J. (2014). Soil organic carbon dynamics 75 years after land-use change in perennial grassland and annual wheat agricultural systems. *Biogeochemistry*, *120*(1–3), 37–49. <https://doi.org/10.1007/s10533-014-9980-3>
- Berthrong, S. T., Piñeiro, G., Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2012). Soil C and N changes with afforestation of grasslands across gradients of precipitation and plantation age. *Ecological Applications*, *22*(1), 76–86. <https://doi.org/10.1890/10-2210.1>
- Blanco-Canqui, H., & Lal, R. (2004). Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. *Critical Reviews in Plant Sciences*. <https://doi.org/10.1080/07352680490886842>
- Bolinder, M. A., Angers, D. A., Bélanger, G., Michaud, R., & Laverdière, M. R. (2011). Root biomass and shoot to root ratios of perennial forage crops in eastern Canada. *Canadian Journal of Plant Science*, *82*(4), 731–737. <https://doi.org/10.4141/p01-139>
- Chiti, T., Díaz-Pinés, E., & Rubio, A. (2012). Soil organic carbon stocks of conifers, broadleaf and evergreen broadleaf forests of Spain. *Biology and Fertility of Soils*, *48*(7), 817–826. <https://doi.org/10.1007/s00374-012-0676-3>
- Crews, T. E., & Rumsey, B. E. (2017). What agriculture can learn from native ecosystems in building soil organic matter: A review. *Sustainability (Switzerland)*, *9*(4), 1–18. <https://doi.org/10.3390/su9040578>
- Dhillon, G. S., & van Rees, K. C. J. (2016). Soil organic carbon sequestration by shelterbelt agroforestry systems in saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science*, *97*(3), 394–409. <https://doi.org/10.1139/cjss-2016-0094>
- Dhillon, G. S., & van Rees, K. C. J. (2017). Soil organic carbon sequestration by shelterbelt agroforestry systems in Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science*, *409*(January), 1–16. <https://doi.org/10.1139/cjss-2016-0094>
- Environnement et Changements Climatiques Canada (2019). *Rapport d'inventaire national 1990–2017 :sources et puits de gaz à effet de serre au Canada*. Consulté le 12 décembre

2019 : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/changements-climatiques/emissions-gaz-effet-serre.html>

FAO. (2001). Soil carbon sequestration for improved land management. In *World Soil Resources Reports*. Consulté le 17 décembre 2019: <http://www.fao.org/3/a-bl001e.pdf>

Foote, R. L., & Grogan, P. (2010). Soil carbon accumulation during temperate forest succession on abandoned low productivity agricultural lands. *Ecosystems*, 13(6), 795–812. <https://doi.org/10.1007/s10021-010-9355-0>

Fortier, J., Truax, B., Gagnon, D., & Lambert, F. (2015). Biomass carbon, nitrogen and phosphorus stocks in hybrid poplar buffers, herbaceous buffers and natural woodlots in the riparian zone on agricultural land. *Journal of Environmental Management*, 154, 333–345. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.02.039>

Francis, C. (2016). The carbon farming solution: a global toolkit of perennial crops and regenerative agriculture practices for climate change mitigation and food security, by Eric Toensmeier. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 40(9), 1039–1040. <https://doi.org/10.1080/21683565.2016.1214861>

Gebhart, D. L., Johnson, H. B., Mayeux, H. S., & Polley, H. W. (1994). The CRP increases soil organic carbon. *Journal of Soil and Water Conservation*, 49(5), 488–492.

Grandgirard, J., Poinot, D., Krespi, L., Nénon, J. P., & Cortesero, A. M. (2002). The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 103(3), 239–248. <https://doi.org/10.1023/A>

Guidi, C. (2014). *Soil organic carbon responses to forest expansion on mountain grasslands* (these de doctorant non publiée). Université de de Copenhagen.

Guo, L. B., & Gifford, R. (2002). Soil carbon stocks and land use change: A meta analysis. *Global Change Biology*, 8, 345–360. <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>

Houghton, R. A. (2003). Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850–2000. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 55(2), 378–390. <https://doi.org/10.3402/tellusb.v55i2.16764>

Houghton, R. A. (2010). How well do we know the flux of CO₂ from land-use change? *Tellus, Series B: Chemical and Physical Meteorology*, 62(5), 337–351. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0889.2010.00473.x>

Jackson, R. B., Banner, J. L., Jobbaágy, E. G., Pockman, W. T., & Wall, D. H. (2002). Ecosystem carbon loss with woody plant invasion of grasslands. *Nature*, 418(6898), 623–626. <https://doi.org/10.1038/nature00910>

- Janzen, H. H. (2005). Soil carbon: A measure of ecosystem response in a changing world? *Canadian Journal of Soil Science*, 85(4), 467–480. <https://doi.org/10.4141/s04-081>
- Laganière, J., Angers, D. A., & Paré, D. (2010). Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 16(1), 439–453. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01930.x>
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*. <https://doi.org/10.1126/science.1097396>
- Lal, Rattan. (2018). Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. *Global Change Biology*, 24(8), 3285–3301. <https://doi.org/10.1111/gcb.14054>
- Leuven, K. U., Degryze, S., Six, J., Paustian, K., Morris, S. J., Paul, E. A., & Merckx, R. (2004). Soil organic carbon pool changes following land-use conversions. *Global Change Biology*, 10, 1120–1132. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00786.x>
- Li, D., Niu, S., & Luo, Y. (2012). Global patterns of the dynamics of soil carbon and nitrogen stocks following afforestation: A meta-analysis. *New Phytologist*, 195(1), 172–181. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04150.x>
- Mensah, F., Schoenau, J. J., & Malhi, S. S. (2003). Soil carbon changes in cultivated and excavated land converted to grasses in east-central Saskatchewan. *Biogeochemistry*, 63(1), 85–92. <https://doi.org/10.1023/A:1023369500529>
- Nave, L. E., Swanston, C. W., Mishra, U., & Nadelhoffer, K. J. (2013). Afforestation effects on soil carbon storage in the united states: A synthesis. *Soil Science Society of America Journal*, 77(3), 1035–1047. <https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0236>
- Poeplau, C., & Don, A. (2013). Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe. *Geoderma*, 192(1), 189–201. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.08.003>
- Poeplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., van Wesemael, B., Schumacher, J., & Gensior, A. (2011). Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone - carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology*, 17(7), 2415–2427. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02408.x>
- Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques du Québec (2013). *Inventaire Québécois des émissions de gaz à effet de serre en 2010 et leur évolution depuis 1990*.

- Shi, L., Feng, W., Xu, J., & Kuzyakov, Y. (2018). Agroforestry systems: Meta-analysis of soil carbon stocks, sequestration processes, and future potentials. *Land Degradation and Development*, 29(11), 3886–3897. <https://doi.org/10.1002/ldr.3136>
- Singh, M., Sarkar, B., Sarkar, S., Churchman, J., Bolan, N., Mandal, S., ... Beerling, D. J. (2018). Stabilization of Soil Organic Carbon as Influenced by Clay Mineralogy. In *Advances in Agronomy* (1st ed., Vol. 148). <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2017.11.001>
- Smith, P. (2008). Soil organic carbon dynamics and land-use change. *Land Use and Soil Resources*, 9–22. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6778-5_2
- Smith, W. N., Grant, B. B., Desjardins, R. L., Qian, B., Hutchinson, J., & Gameda, S. (2009). Potential impact of climate change on carbon in agricultural soils in Canada 2000-2099. *Climatic Change*, 93(3–4), 319–333. <https://doi.org/10.1007/s10584-008-9493-y>
- Post, W.M. and Kwon, K.C. (2000). Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*, 6(3), 317–327. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00308.x>
- Stewart, A., Reedyk, S., Franz, B., Fomradas, K., Hilliard, C., et S. Hall. 2011. Manuel de conception des bandes tampons dans le Canada atlantique. Direction générale des services agroenvironnementaux, Agriculture et Agroalimentaire Canada. 89 p.
- Stockmann, U., Adams, M. A., Crawford, J. W., Field, D. J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., ... Zimmermann, M. (2013). The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>
- Stutter, M. I., Chardon, W. J., & Kronvang, B. (2012). Riparian buffer strips as a multifunctional management tool in agricultural landscapes: Introduction. *Journal of Environmental Quality*, 41(2), 297–303. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0439>
- Tremblay, S, & Ouimet, R. (2000). *Modèle de prédiction du stock de carbone organique emmagasiné dans la couverture morte des sols forestiers minéraux du Québec*. (418), 10.
- Tremblay, Sylvie, & Ouimet, R. (2013). White spruce plantations on abandoned agricultural land: Are they more effective as C sinks than natural succession? *Forests*, 4(4), 1141–1157. <https://doi.org/10.3390/f4041141>
- Tremblay, Sylvie, Périé, C., & Ouimet, R. (2007). Changes in organic carbon storage in a 50 year white spruce plantation chronosequence established on fallow land in Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(11), 2713–2723. <https://doi.org/10.1139/x06-076>

- VandenBygaart, A. J., McConkey, B. G., Angers, D. A., Smith, W., de Gooijer, H., Bentham, M., & Martin, T. (2008). Soil carbon change factors for the Canadian agriculture national greenhouse gas inventory. *Canadian Journal of Soil Science*, 88(5), 671–680. <https://doi.org/10.4141/CJSS07015>
- Vermeulen, S. J., Campbell, B. M., & Ingram, J. S. I. (2012). Climate Change and Food Systems. *Annual Review of Environment and Resources*, 37(1), 195–222. <https://doi.org/10.1146/annurev-enviro-020411-130608>
- Vidon, P., Allan, C., Burns, D., Duval, T. P., Gurwick, N., Inamdar, S., ... Sebestyen, S. (2010). Hot spots and hot moments in riparian zones: Potential for improved water quality management. *Journal of the American Water Resources Association*, 46(2), 278–298. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00420.x>
- Zan, C. S., Fyles, J. W., Girouard, P., & Samson, R. A. (2001). Carbon sequestration in perennial bioenergy, annual corn and uncultivated systems in southern Quebec. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 86(2), 135–144. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00273-5](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00273-5)