

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN OUTAOUAIS

CONTRIBUTION DES SYSTÈMES AGROFORESTIERS INTERCALAIRES AU
STOCKAGE DU CARBONE DANS LES ARBRES ET LES SOLS : ÉTUDE DE QUATRE
SITES AU QUÉBEC

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE DE LA

MAÎTRISE EN BIOLOGIE

EXTENSIONNÉE DE L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

PAR

SAMUEL DULAC

MARS 2025

REMERCIEMENTS

Achever ce mémoire n'aurait jamais été possible sans le soutien, les conseils et la générosité des personnes qui m'ont accompagné à chaque étape de ce parcours. Je tiens tout d'abord à exprimer mes plus sincères remerciements à mon directeur de recherche, David Rivest, dont l'encadrement rigoureux, les conseils avisés et l'engagement constant tout au long de ce mémoire m'ont permis de mener à bien une recherche sur un sujet qui me tenait à cœur. Je remercie aussi mon co-directeur, Nicolas Bélanger, pour ses précieux conseils et son support. Marc-Olivier Martin-Guay m'a apporté une aide inestimable dans la compréhension du design expérimental et les analyses statistiques, répondant avec patience à mes nombreuses questions malgré l'océan nous séparant. Émilie Maillard, quant à elle, a généreusement partagé son expertise sur l'évaluation des stocks de carbone dans les sols, accompagnée de suggestions et commentaires fort bienvenus. Mon mémoire a été rédigé de façon à faciliter la préparation d'un article scientifique, dont je serai le premier auteur. Les co-auteurs de cet article seront, dans l'ordre prévu, Marc-Olivier Martin-Guay, Nicolas Bélanger, Émilie Maillard et David Rivest.

Je tiens également à remercier mon équipe de terrain, Érick Paul Dulac et Elissa Ahtik, qui m'ont aidé à prendre un nombre impressionnant de carottes dans des sols et des conditions de températures pas toujours faciles ! En laboratoire, je remercie Srdjan Ostojic, Régis Pouliot et Laurence Danvoye pour leur guidance méticuleuse et leur aide précieuse à l'organisation, ce qui m'a permis d'extraire toutes mes données de main de maître. Enfin, un énorme merci aux producteurs agricoles, pionniers de la science et avant-gardistes en matière de protection de l'environnement, qui ont accepté d'implanter des systèmes alternatifs et novateurs dans leurs champs, et qui m'ont permis d'y effectuer des échantillonnages. Puisse l'audace qui vous anime vous apporter une belle satisfaction.

Sur une note plus personnelle, merci grandement à ma famille, qui m'a toujours supporté durant cette maîtrise, marquée de certaines épreuves. Merci à chacun d'entre vous pour votre support inconditionnel. Merci aussi à mes amis qui m'ont supporté émotionnellement et qui ont permis que leur maison soit une retraite d'écriture dans tout ce qui a de plus beau et doux.

Protéger la santé de nos sols assurera la pérennité de notre civilisation. Soyons plus reconnaissants envers ceux qui nous nourrissent et qui dévouent leur passion à notre bien-être.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	iii
TABLE DES MATIÈRES	v
LISTE DES FIGURES	vii
LISTE DES TABLEAUX	viii
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES	ix
LISTE DES SYMBOLES ET DES UNITÉS	x
RÉSUMÉ	xi
1. INTRODUCTION	1
1.1 Problématique.....	1
1.2 État des connaissances.....	3
1.2.1 Le potentiel de séquestration du carbone par les systèmes agroforestiers intercalaires en régions tempérées.....	3
1.2.2 Mécanismes d'accumulation du carbone dans le sol de systèmes agroforestiers intercalaires	4
1.2.3 Variation de la texture dans les systèmes agroforestiers intercalaires.....	8
2. OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES DE RECHERCHE	10
2.1 Objectif général	10
2.2 Hypothèses de recherche	10
3. MATÉRIEL ET MÉTHODES	12
3.1 Description des sites, des dispositifs expérimentaux et de l'échantillonnage des sols.....	12
3.2 Variables mesurées.....	14
3.2.1 Concentration en carbone et classes granulométriques du sol	14
3.2.2 Densité apparente	15
3.2.3 Stocks de carbone du sol	15
3.2.5 Stocks de carbone dans la biomasse aérienne et souterraine des arbres.....	18
3.3 Analyses statistiques.....	19
4. RÉSULTATS	21
4.1 Densité apparente du sol.....	21
4.2 Concentration en carbone du sol	22
4.3 Stocks de carbone du sol	24
4.4 Stocks totaux de carbone dans les systèmes agroforestiers intercalaires	29

5. DISCUSSION	30
5.1 Variation spatiale des stocks de carbone du sol	30
5.2 Variation des stocks de carbone du sol dans les SAI	32
5.3 Stockage de C dans la biomasse des arbres et stocks de C totaux.....	33
5.4 Limites méthodologiques	35
6. CONCLUSION.....	38
ANNEXE A	40
ANNEXE C	42
ANNEXE D	43
ANNEXE E	44
ANNEXE F.....	45
ANNEXE G.....	46
RÉFÉRENCES	47

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Modification des conditions édaphiques et microclimatiques à la suite de l'implantation des systèmes agroforestiers intercalaires sur une parcelle agricole (adapté de Richard, 2023).	5
Figure 2.1 : Variation hypothétique des stocks de C du sol en fonction de la profondeur et de la distance par rapport à la rangée d'arbres. Les flèches les plus longues indiquent les stocks de C les plus élevés. Le symbole = indique les cases où aucune différence significative n'est attendue entre deux distances ou deux profondeurs adjacentes.	11
Figure 3.1 : Estimation des stocks de C du sol grâce à la cubic spline fit au site de Baie-du-Febvre dans le deuxième bloc à 2 m de la rangée d'arbres. Les points noirs correspondent aux classes de profondeurs fixes utilisées sur le terrain. Les points rouges représentent les valeurs de masse de référence sélectionnées pour ce site et les stocks de C qui y sont associés en fonction des trois classes de profondeurs du sol approximatives de 0-20 cm, 0-40 cm et 0-51cm.	17
Figure 4.1 : Densité apparente (g cm^{-3}) du sol en fonction de la distance (m) d'échantillonnage par rapport à la rangée d'arbres (0 m) dans le système agroforestier intercalaire sur les sites de St-Télesphore et de Baie-du-Febvre.	22
Figure 4.2 : Concentration de C du sol en fonction de la distance (m) par rapport à la rangée d'arbres (0 m) dans le système agroforestier intercalaire et dans le témoin (T) sur quatre sites expérimentaux. M = milieu de l'allée cultivée. Sur chaque site et pour chaque profondeur de sol, des lettres différentes représentent une différence significative ($P < 0.05$, test de Tukey). L'extrémité gauche et droite des boîtes à moustache représente respectivement les percentiles inférieur et supérieur et la ligne noire en gras représente la médiane. Les barres horizontales (moustaches) représentent l'écart-type et au-delà 1,5 fois l'écart interquartile (IQR) de leurs quartiles correspondants.	23
Figure 4.3 : Stock de carbone du sol en fonction de la distance (m) par rapport à la rangée d'arbres (0 m) dans le système agroforestier intercalaire et dans le témoin sur quatre sites expérimentaux. M = milieu de l'allée cultivée. Sur chaque site et pour chaque profondeur de sol, des lettres différentes représentent une différence significative ($P < 0.05$, test de Tukey).	25
Figure 4.4 : Stocks de carbone du sol du système agroforestier intercalaire (SAI) et dans le témoin (T) sur quatre sites expérimentaux dans les 20 premiers cm de sol.	28
Figure 4.5 : Taux de séquestration du carbone dans différents compartiments (sols et arbres) des systèmes agroforestiers intercalaires sur les quatre sites expérimentaux. Les barres représentent les erreurs types..	29

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1 : Caractéristiques des quatre sites expérimentaux permettant de tester les effets des systèmes agroforestiers intercalaires sur le C du sol.....	12
Tableau 4.1 : Résultats des différents modèles testant l'effet de la distance de la rangée d'arbres et la profondeur de sol sur la densité apparente et la concentration en C du sol. Pour chaque site, la taille d'échantillon (N), le coefficient de détermination (R^2) marginal (effets fixes seulement) et conditionnel (effets aléatoires et fixes), et les valeurs de P sont montrés.	21
Tableau 4.2 : Résultats des différents modèles testant l'effet de la distance de la rangée d'arbres sur les stocks de C du sol à différentes profondeurs de sol. Pour chaque site, la taille d'échantillon (N), le coefficient de détermination (R^2) marginal (effets fixes seulement) et conditionnel (effets aléatoires et fixes), et les valeurs de P sont montrés.....	24
Tableau 4.3 : Résultats des différents modèles testant l'effet du système de production (système agroforestier intercalaire (SAI) vs. témoin (T)) sur les stocks de C du sol à différentes profondeurs. Pour chaque site, la taille de l'échantillon (N), le coefficient de détermination (R^2) marginal (effets fixes seulement) et conditionnel (effets aléatoires et fixes), et les valeurs de P sont montrés.	27

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

C Carbone

DHP Diamètre à hauteur de poitrine

pH Potentiel hydrogène

N Azote

SAI Système agroforestier intercalaire

spp. species plurimae, signifiant « plusieurs espèces » en latin

LISTE DES SYMBOLES ET DES UNITÉS

cm Centimètre

°C Degré Celsius

CO₂ Dioxyde de carbone

Gt Gigatonne

H Hauteur d'une haie agroforestière

ha Hectare

km Kilomètre

m Mètre

mm Millimètre

M Million

Mg Mégagramme

n Nombre, quantité

RÉSUMÉ

L'implantation de systèmes agroforestiers intercalaires (SAI) semble être une solution climatique prometteuse grâce au fort potentiel de séquestration de carbone (C) dans les arbres et les sols. L'adoption des SAI par les producteurs agricoles demeure toutefois limitée dans plusieurs régions tempérées du monde. Or, le développement actuel des marchés du C, tant réglementaire que volontaire, offre une opportunité économique pour dynamiser le développement des SAI. L'objectif général de cette étude était d'évaluer les stocks de C dans différents SAI (de 50 à 104 arbres ha⁻¹, âgés de 9 à 19 ans), répartis sur quatre sites expérimentaux dans le sud du Québec. Les stocks de C du sol ont été mesurés à trois profondeurs (0-20, 20-40 et 40-60 cm), à différentes distances de la rangée d'arbres (0, 2, 4, 8 m et au centre de l'allée cultivée) et comparés avec des témoins agricoles sans arbres. Une variation spatiale significative des stocks de C a été observée dans les SAI, mais uniquement aux sites de St-Télésphore et Baie-du-Febvre, et seulement dans la couche superficielle du sol (0-20 cm). Les stocks de C à toutes les distances de la rangée d'arbres (sauf à 0 m au site de St-Télésphore) y étaient supérieurs à ceux dans les témoins. Au site de Baie-du-Febvre, les stocks de C dans la couche 0-20 cm étaient les plus élevés près des rangées d'arbres, diminuant progressivement avec la distance des arbres. Pour ce site et cette profondeur de sol, les stocks de C du sol dans le SAI étaient plus élevés (+0,51 Mg C ha⁻¹an⁻¹) que celui du témoin. Aux sites de St-Télésphore et Baie-du-Febvre, la distribution du C dans la couche 20-40 cm suivait une tendance similaire à ceux observés à la couche 0-20 cm, mais sans effets significatifs. Au site de St-Paulin, qui était le seul des quatre sites cultivés en prairies permanentes, les stocks de C dans la couche 0-20 cm (-0,28 Mg C ha⁻¹an⁻¹) dans le SAI étaient significativement plus faibles que dans le témoin. Au sein des SAI des quatre sites, le taux d'accumulation de C dans la biomasse des arbres variait de 0,13 à 0,48 Mg C ha⁻¹ an⁻¹, et dans l'ensemble des réservoirs (sol et arbres), il variait de 0,01 à 2,0 Mg C ha⁻¹ an⁻¹. Nos résultats suggèrent que les effets des SAI sur le stockage du C dans le sol se concentrent principalement dans l'horizon superficiel, du moins durant la première décennie suivant leur implantation. Les SAI présentent un potentiel de séquestration du C dans les sols plus élevé sur des parcelles en rotation avec des grandes cultures annuelles que sur des prairies permanentes.

MOTS-CLÉS: agroforesterie ; arbres ; carbone ; grandes cultures; prairies; séquestration; sols

1. INTRODUCTION

1.1 Problématique

La dégradation des sols agricoles représente l'un des défis majeurs du 21^e siècle (Lal, 2015). Près du tiers de la surface terrestre couverte par des sols agricoles est désormais considérée dégradée, ayant contribué à l'émission de 70 Gt de carbone (C) dans l'atmosphère depuis 1850 (Cardinael et al., 2017a; Lal, 2015). Il n'y a pas de consensus sur la définition d'un sol dégradé, mais cela implique généralement une perte de qualité durable et une diminution de ses services et fonctions écosystémiques (Lal, 2015). En outre, les sols dégradés présentent souvent une résilience réduite face aux perturbations générées par les pratiques agricoles intensives et les changements climatiques, les rendant plus vulnérables à l'érosion hydrique et éolienne (Lal, 2015). Cela peut engendrer des diminutions importantes des rendements des cultures et poser des problèmes de sécurité alimentaire (Amelung et al., 2020). Néanmoins, on reconnaît maintenant que la restauration des stocks de C dans les sols constitue une solution prometteuse pour améliorer leur santé tout en contribuant à la lutte contre les changements climatiques.

Afin de respecter ses engagements dans le cadre de l'accord de Paris, soit diminuer ses émissions de GES de 30 % sous les niveaux de 2005 d'ici 2030, le Canada devra notamment miser sur l'agriculture et les changements d'utilisation des terres (Yadav & Wang, 2017; Zerriffi et al., 2023). Ces solutions climatiques naturelles impliquent l'adoption de pratiques durables permettant de capter le CO₂ présent dans l'atmosphère par les plantes, notamment les espèces ligneuses (Amelung et al., 2020; Drever et al., 2021; Griscom et al., 2017). Parmi ces pratiques, le boisement, l'amélioration des pratiques forestières et l'agroforesterie se distinguent pour leur potentiel de séquestration du C dans les arbres et le sol (Smith et al., 2014). Selon le World Agroforestry Center, l'agroforesterie est « un système dynamique et écologiquement diversifié intégrant les arbres sur les fermes et les terres cultivées et qui favorise une diversité et une durabilité de la production tout en augmentant les bénéfices sociaux et économiques pour les agriculteurs » (Nair et al., 2010). D'ici 2030, l'implantation de différents systèmes agroforestiers sur environ 1 M ha au Québec et en Ontario pourrait générer un potentiel d'atténuation de 46 Mt CO₂eq an⁻¹, ce qui correspond à environ 67 % des émissions totales du secteur agricole canadien en 2020 (Drever et al., 2021a). De plus, l'ajout d'arbres agroforestiers contribue à l'augmentation des stocks de matière organique

dans le sol, ce qui stimule la diversité et l'abondance des organismes du sol, augmente la disponibilité des nutriments et améliore la stabilité structurale et la capacité de rétention de l'eau, des effets qui peuvent à terme favoriser la productivité agricole et renforcer la sécurité alimentaire (Carter, 2002; Lal, 2015).

Les systèmes agroforestiers intercalaires (SAI) sont très implantés en Afrique, en Amérique du Sud et en Asie (Nair et al., 2021), mais ce modèle d'agroforesterie (souvent nommé « cultures en couloirs » dans ces régions) est encore peu utilisé en Amérique du Nord et en Occident en général même s'il présente un fort potentiel d'amélioration des agroécosystèmes (Burgess et al., 2022). Par exemple, au Québec, un peu plus de 200 ha seraient actuellement consacrés aux SAI, une superficie marginale essentiellement associée à des projets expérimentaux (Anel et al., 2017). Cependant, l'adoption des SAI est plus avancée dans d'autres régions tempérées du monde, comme en France, où ils ont été installés sur plusieurs milliers d'ha au cours des dernières années grâce à des programmes d'appui bien structurés pour les producteurs (Hotelier-Rous et al., 2020). Dans les SAI les plus récemment adoptés ou expérimentés dans les régions tempérées, plusieurs rangées d'arbres sont largement espacées à l'intérieur des parcelles cultivées, avec des distances pouvant atteindre 40 à 60 m (Carrier et al., 2019). Ces systèmes présentent un potentiel prometteur pour répondre à divers enjeux environnementaux : restauration de la santé du sol, conservation et restauration de la biodiversité, amélioration de la qualité de l'eau, embellissement des paysages ruraux et stabilisation des rendements lors des événements climatiques extrêmes (Wolz et al., 2018). Au Québec, une étude a démontré que les SAI peuvent générer une valeur économique 2,4 fois supérieure à celle des systèmes agricoles conventionnels de grandes cultures, en tenant compte de la valeur de l'ensemble des services écosystémiques qu'ils fournissent, la séquestration du C étant le principal moteur de cette valeur accrue pour les producteurs qui les implantent (Alam et al., 2014).

Le développement des marchés du C offre également une opportunité économique pour dynamiser l'adoption des SAI par les producteurs agricoles. Un récent règlement du Gouvernement du Québec permet de récompenser les retraits de CO₂ et leur durée dans le marché du C Québec-Californie, donnant accès aux producteurs à des crédits compensatoires (MELCCFP, 2023). En outre, des initiatives de rétribution visant les producteurs existent sur les marchés volontaires du C (Hotelier-Rous et al., 2020). Des politiques québécoises et canadiennes supplémentaires pourraient aider les

producteurs à intégrer ces pratiques, à l'image de ce qui se fait actuellement en France. À ce jour, aucune étude d'envergure au Québec, ni même en Amérique du Nord, n'a évalué le potentiel de séquestration de C dans le sol de différents SAI en grandes cultures. De plus, aucune étude n'a déterminé le rôle des caractéristiques spécifiques des SAI sur les stocks de C du sol. Ce projet vise donc à générer de nouvelles connaissances qui contribueront à améliorer l'adoption des SAI et les bilans de GES des entreprises agricoles, tout en offrant un potentiel de gain intéressant sur le marché du C.

1.2 État des connaissances

1.2.1 Le potentiel de séquestration du carbone par les systèmes agroforestiers intercalaires en régions tempérées

Il y a quatre principaux réservoirs de C sur la planète : les océans, les sols, la biomasse et l'atmosphère. Le premier mètre de sol représente le plus grand réservoir de C organique terrestre, estimé à environ 1800 à 2400 Gt C, alors que l'atmosphère en contient environ 790 Gt C, et la biomasse environ 620 Gt C (Batjes, 1996; Paustian et al., 2016). Le cycle du C est un processus complexe et dynamique, dans lequel les sols peuvent à la fois émettre et capter du CO₂. Cependant, en raison des activités humaines qui ont perturbé cet équilibre naturel, environ 62,5 Gt C an⁻¹ sont émis par les sols et 60 Gt C an⁻¹ sont captés (Weil & Brady, 2017). L'une des voies les plus prometteuses pour augmenter les stocks de C dans le sol est l'agroforesterie (Mayer et al., 2022). Les sols agricoles sont encore loin d'avoir atteint leur plein potentiel maximal de séquestration du C, un potentiel modulé par la texture du sol, le climat et l'utilisation des terres. En effet, plus un sol est sableux et le climat chaud, plus le déficit de saturation en C sera important (Angers et al., 2011). Par exemple, en France, il y aurait actuellement environ 3,2 Gt C kg⁻¹ dans les premiers 30 cm de sol, alors que le seuil de saturation serait de 8,1 Gt C kg⁻¹ (Cardinael, et al., 2017a). Plus de 70% des sols de surface (c.-à-d., premiers 20 cm) en France ne seraient pas encore saturés et pourraient donc encore stocker du C (Cardinael et al., 2017a).

Le potentiel de séquestration du C par les SAI a été très peu étudié dans les régions tempérées, y compris au Québec et en Ontario (Bambrick et al., 2010). En effet, la majorité des études en SAI proviennent des régions tropicales et sub-tropicales, où les conditions climatiques (ex., températures de l'air et précipitations élevées) et les pratiques d'aménagements (espèces, taux de

croissance des arbres, espacement, gestion des arbres, etc.) tendent à créer des sols fortement météorisés, pauvres en nutriments, en matière organique et en C (Mayer et al., 2022; Young, 1997). Les rares études menées en régions tempérées suggèrent que les SAI peuvent contribuer significativement à la séquestration du C dans les sols cultivées (Tableau 1 en annexe). Par exemple, des stocks de C plus élevés de 0,24 à 1,54 Mg C ha⁻¹ an⁻¹ ont été observés en SAI sur des sites de cultures annuelles, où les arbres plantés, espacés de 9 à 27 m, étaient âgés de 4 à 25 ans (Mayer et al., 2022). En revanche, les accumulations de C tendent à être moins marquées dans les plantations agroforestières établies sur des sols cultivés principalement en cultures fourragères permanentes ou en pâturage, puisque ceux-ci contiennent souvent des stocks de C initiaux plus élevés que les sols en cultures annuelles (De Stefano & Jacobson, 2018; Drexler et al., 2021)

Les études sur les stocks de C du sol des SAI ont surtout été réalisées en testant de très faibles espacements entre les rangées d'arbres (8-15 m) (Bambrick et al., 2010). De plus, les études sur ces SAI de « 1^{re} génération » ont souvent été réalisées sur un nombre limité de sites, parfois sans témoin agricole (sans arbres) et en ne testant qu'une seule espèce d'arbre (Lovell et al., 2018; Wolz & DeLucia, 2018). On commence maintenant à explorer les interactions écologiques dans des SAI de « 2^e génération » qui intègrent des rangées d'arbres espacées de 35 à 60 m, un modèle plus compatible avec les pratiques des producteurs de grandes cultures (Carrier et al., 2019). La quantification des effets de la composition en essence d'arbres de différentes textures sur les stocks de C dans les sols des SAI de 2^e génération constitue un défi important auquel la recherche doit maintenant s'attarder (Schwarz et al., 2021; Wolz et al., 2018).

1.2.2 Mécanismes d'accumulation du carbone dans le sol de systèmes agroforestiers intercalaires

Plusieurs composantes des SAI peuvent influencer les stocks de C du sol (Figure 1). Tout d'abord, les arbres plantés génèrent des apports en C organique sous forme de litières aériennes et souterraines (Mayer et al., 2022). À mesure que les arbres croissent et atteignent leur maturité, les apports en matière organique et en C augmentent et se stabilisent (Wotherspoon et al., 2014a). Les arbres plantés dans les SAI montrent souvent de bons résultats de croissance, parfois supérieurs à ceux observés en plantations forestières classiques (Balandier & Dupraz, 1998; Rivest & Cogliastro, 2019). Cela est en partie dû à la fertilisation des cultures environnantes et à une densité de tiges plus faible. À mesure qu'un arbre grandit, sa cime se développe, augmentant la quantité

de litière déposée au sol et conséquemment les stocks de C du sol (Cardinael et al., 2017a). Cette litière constitue un apport de matière organique fraîche pour les microorganismes, favorisée par l'activité de la macrofaune fouisseuse (ex., vers de terre) qui incorpore les résidus des plantes jusqu'au sol minéral (Lavelle et al., 2006). La décomposition de cette matière organique dépend de son rapport carbone/azote (C/N), lequel varie selon qu'il s'agisse de feuilles (rapport faible) ou de branches (rapport élevé). Plus le rapport C/N est élevé, plus la décomposition sera lente et plus le C s'accumulera davantage sur le sol. En général, le rapport C/N de la litière des arbres est supérieur à 40, tandis que celui des résidus de culture (ex., maïs, soya) est inférieur à 20. De plus, la litière des arbres contient généralement plus de lignine et de composés phénoliques que les résidus de culture, ce qui fait en sorte qu'elle est plus récalcitrante face à la décomposition par les microorganismes du sol (Mungai & Motavalli, 2006).

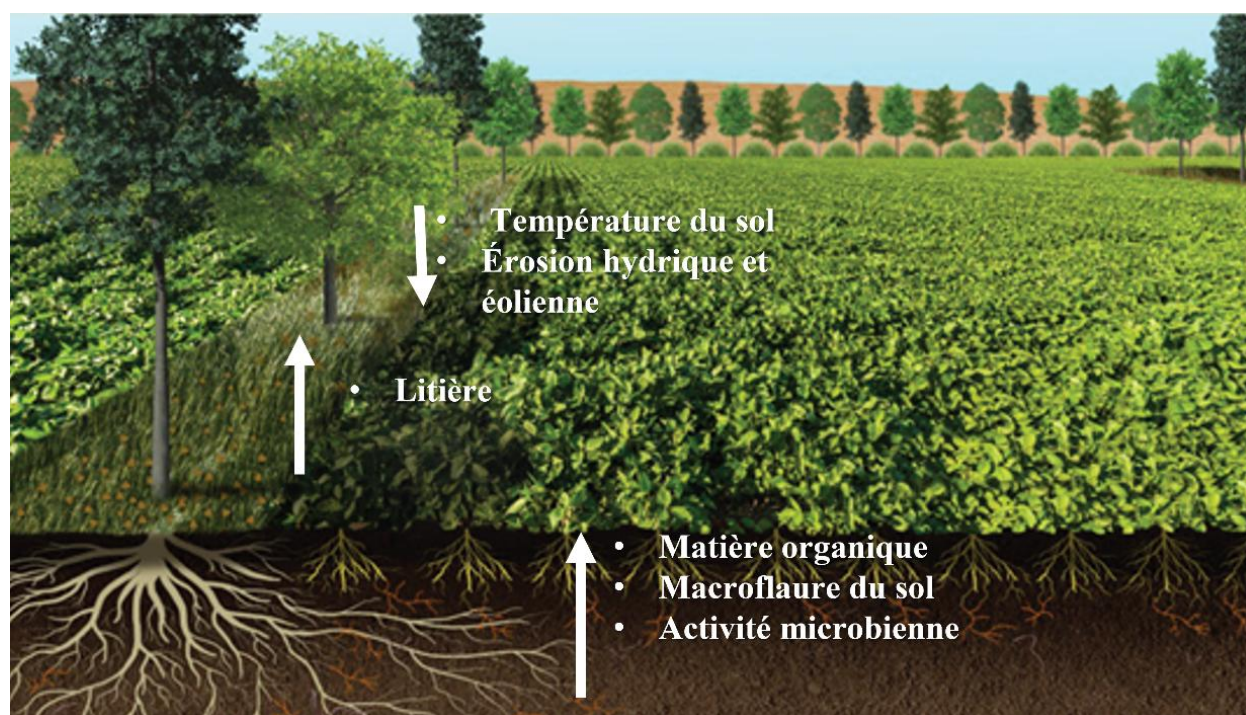


Figure 1.1 : Modification des conditions édaphiques et microclimatiques à la suite de l'implantation des systèmes agroforestiers intercalaires sur une parcelle agricole (adapté de Richard, 2023).

La distribution du C dans le sol des SAI est souvent plus hétérogène spatialement comparativement aux systèmes agricoles dépourvus d'arbres. En effet, les stocks de C du sol sont généralement plus

élevés sous les rangées d'arbres que dans les allées cultivées (Cardinael et al., 2015, 2019) et diminuent à mesure que l'on s'éloigne des arbres (Bambrick et al., 2010; Pardon et al., 2017). Dans les jeunes SAI, les apports de litières des arbres se font surtout à proximité des arbres et tendent à diminuer avec la distance des rangées (Bambrick et al., 2010; Wotherspoon et al., 2014). Dans les SAI matures, une distribution relativement homogène des stocks de C du sol peut être observée sur l'ensemble de la parcelle (Bardhan et al., 2013; Thevathasan & Gordon, 2004; Udawatta et al., 2014).

Les plantes herbacées couvrant la bande non cultivée (1 à 2 m de largeur, Figure 1) sous les rangées d'arbres génèrent également des apports en C sous forme de litières aériennes et souterraines (D'Hervilly et al., 2021). En effet, ces bandes herbacées sont composées d'espèces pérennes et peuvent être comparées, en terme d'effets positifs sur la santé des sols et la séquestration du C dans ceux-ci, à des prairies (Cardinael et al., 2017a). Elles peuvent par ailleurs présenter un système racinaire plus dense et profond que celui des cultures annuelles (Siegwart et al., 2022). Cardinael et al. (2017b) ont mesuré des stocks de 0,74 Mg C ha⁻¹ dans la biomasse souterraine et de 2,13 Mg C ha⁻¹ dans la biomasse aérienne des plantes herbacées colonisant les bandes non cultivées de différents SAI en France. Grâce aux apports combinés de matière organique provenant de la végétation herbacée et des arbres, un horizon organique peut s'accumuler à moyen terme (ex., après 10 ans) dans les bandes non cultivées sous les rangées d'arbres de SAI.

Dans un SAI en Ontario, Oelbermann et al. (2004) ont constaté que 71% de la litière aérienne d'une rangée de peupliers hybrides de 12 ans se déposait en-dedans de 2,5 m de la rangée. Ma et al. (2022) ont mesuré que 10 % du stock total de C de haies agroforestières matures dans les prairies canadiennes provenaient de la litière des arbres tombée au sol. De plus, les systèmes agroforestiers intégrant une grande diversité d'espèces de plantes herbacées et d'arbres favorisent l'activité, l'abondance et la diversité des communautés microbiennes du sol, en particulier à proximité des rangées d'arbres où les apports de litière sont plus importants (Beuschel et al., 2019; Guillot et al., 2019; Lange et al., 2015). Or, les communautés microbiennes du sol jouent un rôle essentiel dans le stockage à long terme du C du sol (Cotrufo et al., 2013; Kallenbach et al., 2016). En effet, les microorganismes sont de plus en plus reconnus comme des acteurs clés dans la stabilisation de la matière organique, et un environnement propice à leur développement peut renforcer la stabilité du C dans le sol (Mayer et al., 2020).

Les arbres des SAI peuvent améliorer la structure du sol par divers mécanismes, favorisant ainsi la protection du C dans les agrégats et contribuant à la séquestration du C. Par exemple, les arbres dans les SAI peuvent stimuler la macrofaune du sol, ce qui favorise la formation d'agrégats stables (Mayer et al., 2022; Price & Gordon, 1998). La macrofaune fouisseuse (ex., vers de terre) ingère les résidus des plantes et produit des excréments, les turricules, qui sont plus riches en matière organique et en nutriments que le sol environnant. Ces turricules, ou bio-structures, sont généralement plus résistants à la dégradation par les microorganismes (Kavdir & Ilay, 2010). Ils sont aussi enfouis plus profondément dans le sol par le mouvement vertical de la macrofaune. De plus, les racines fines des arbres agroforestiers produisent des exsudats racinaires et s'associent à des réseaux de mycélium et des communautés microbiennes plus abondantes, favorisant la liaison des constituants organiques du sol. Cela contribue à la formation d'agrégats stables et résistants à l'érosion (Rolo et al., 2023). Dans les SAI, la stabilité des agrégats est généralement plus élevée à proximité des rangées d'arbres qu'au centre des allées cultivées. Les agrégats du sol deviennent de plus en plus résistants à mesure que les apports de matière organique générés par les arbres augmentent (Bardhan et al., 2013; Udawatta et al., 2008, 2014).

La distribution verticale du C dans le sol est aussi susceptible d'être modifiée dans les SAI. En raison de l'architecture de leur système racinaire, les arbres ont la capacité d'apporter du C en profondeur, comparativement à certaines cultures annuelles (ex., maïs et soya) qui concentrent généralement leurs racines en surface (Rolo et al., 2023). De plus, la distribution des racines des arbres dans le sol pourrait être grandement modifiée dans les SAI, en comparaison aux écosystèmes forestiers, en raison de la compétition avec les cultures annuelles et des pratiques de travail du sol à leur proximité. Dans certains contextes, cela pourrait inciter les racines des arbres à se développer plus en profondeur (Cardinael et al., 2015). Cependant, quelques études réalisées dans différents systèmes agroforestiers (c.-à-d., les SAI et haies agroforestières) au Québec et en Ontario suggèrent que la majorité des racines fines des arbres se situent généralement dans les 50 premiers cm du sol, indépendamment des espèces d'arbres plantées, parce que la majorité des nutriments nécessaires à la croissance des arbres sont concentrés dans la couche superficielle du sol en raison de la décomposition de la matière organique et de la fertilisation des cultures annuelles (Bouttier et al., 2014; Link et al., 2015; Plante et al., 2014). En outre, la plupart des rares études sur les SAI réalisées au Québec et en Ontario ont principalement évalué les stocks de C du sol dans les 30 premiers cm

du sol (Tableau 1). Or, l'effet des SAI sur la dynamique de stockage du C dans les sols pourrait s'étendre bien au-delà de cette couche superficielle (Upson & Burgess, 2013).

Les SAI modifient aussi les conditions microclimatiques de l'air et du sol, particulièrement la disponibilité de la lumière proche des rangées d'arbres. Carrier et al. (2019) ont montré que la lumière disponible à environ 5 m des rangées d'arbres diminuait rapidement de 15 à 20% par rapport à celle au milieu des allées cultivées ou dans des parcelles agricoles sans arbres dans des SAI de 2^e génération âgés de 3 à 22 ans au Québec. Une augmentation de l'ombrage près des rangées d'arbres, jumelée à une accumulation de litière au sol, peut entraîner une diminution de la température du sol (Cuéllar et al., 2016), ce qui ralentit les taux de décomposition de la matière organique et contribue ainsi à augmenter les stocks de C dans les couches superficielles du sol près des arbres (Mungai & Motavalli, 2006; Wotherspoon et al., 2014). Les SAI diminuent aussi la vitesse du vent dans les allées cultivées (Kanzler et al., 2019; Gagné et al., 2022). Cette réduction du vent peut entraîner une augmentation de la productivité des cultures dans les allées, notamment en diminuant l'évapotranspiration et le stress hydrique des plantes. Cependant, une stabilité accrue des rendements des cultures pourrait favoriser une augmentation des apports de carbone organique dans le sol, notamment par l'accroissement des résidus de culture (S. Mayer et al., 2022).

1.2.3 Variation de la texture dans les systèmes agroforestiers intercalaires

La texture du sol exerce un effet significatif sur la dynamique d'accumulation du C dans les sols des SAI, bien que peu d'études viennent corroborer ce phénomène (Mayer et al., 2020). La méta-analyse de Laganière et al. (2010) a démontré que le boisement sur des sols lourds (avec plus de 33% d'argile) a une capacité d'accumulation du C dans le sol au-delà de celle observée sur des sols plus légers (avec moins de 33% d'argile). Plus précisément, l'accumulation de C dans les sols lourds est de 25% supérieure à celle des sols légers à une profondeur moyenne d'échantillonnage de 37 cm. Trois mécanismes principaux permettent de stabiliser le C dans le sol, prévenant ainsi sa minéralisation : 1) l'isolement physique à l'intérieur des micro- et macro-agrégats, empêchant sa décomposition par les microorganismes; 2) les liaisons chimiques du C avec des molécules d'argile; 3) et la néoformation du C par l'action des microorganismes en d'autres molécules plus complexes (Figure 1 en annexe) (Quideau et al., 2021). Ainsi, plus un sol est riche en argile, plus il existe de liaisons chimiques entre les particules de matière organique et les particules fines

d'argile ($< 2 \mu\text{m}$), favorisant la création de complexes organo-minéraux stables et protégeant la matière organique de la décomposition par les microorganismes (Laganière et al., 2010). Ces phénomènes soulignent l'importance de prendre en compte l'hétérogénéité de la texture du sol lors de l'évaluation des stocks de C du sol. Cette hétérogénéité est une caractéristique intrinsèque des SAI expérimentaux qui couvrent souvent de très grandes superficies (Beuschel et al., 2019).

2. OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES DE RECHERCHE

2.1 Objectif général

L'objectif principal de ce projet de maîtrise est de déterminer l'impact des SAI sur les stocks de C du sol en région tempérée. Pour répondre à cet objectif, deux hypothèses de recherche seront testées, chacune accompagnée d'une prédiction mesurable grâce à un échantillonnage réalisé sur quatre sites expérimentaux. Afin d'obtenir un portrait plus complet du potentiel de séquestration du C par les SAI, les stocks de C dans la biomasse des arbres ont également été estimés.

2.2 Hypothèses de recherche

H1 Les stocks de C dans le sol des SAI diffèrent de ceux des systèmes agricoles sans arbres.

P1: À l'échelle de la parcelle cultivée, les stocks de C dans le sol des SAI seront plus élevés que ceux des témoins agricoles.

H2: Les stocks de C du sol des SAI varient en fonction de la profondeur du sol et de la distance par rapport à la rangée d'arbres.

P2: L'accumulation de C dans le sol des SAI sera plus élevée dans l'horizon de surface (premiers 20 cm de sol) et à proximité des rangées d'arbres (Figure 2.1).

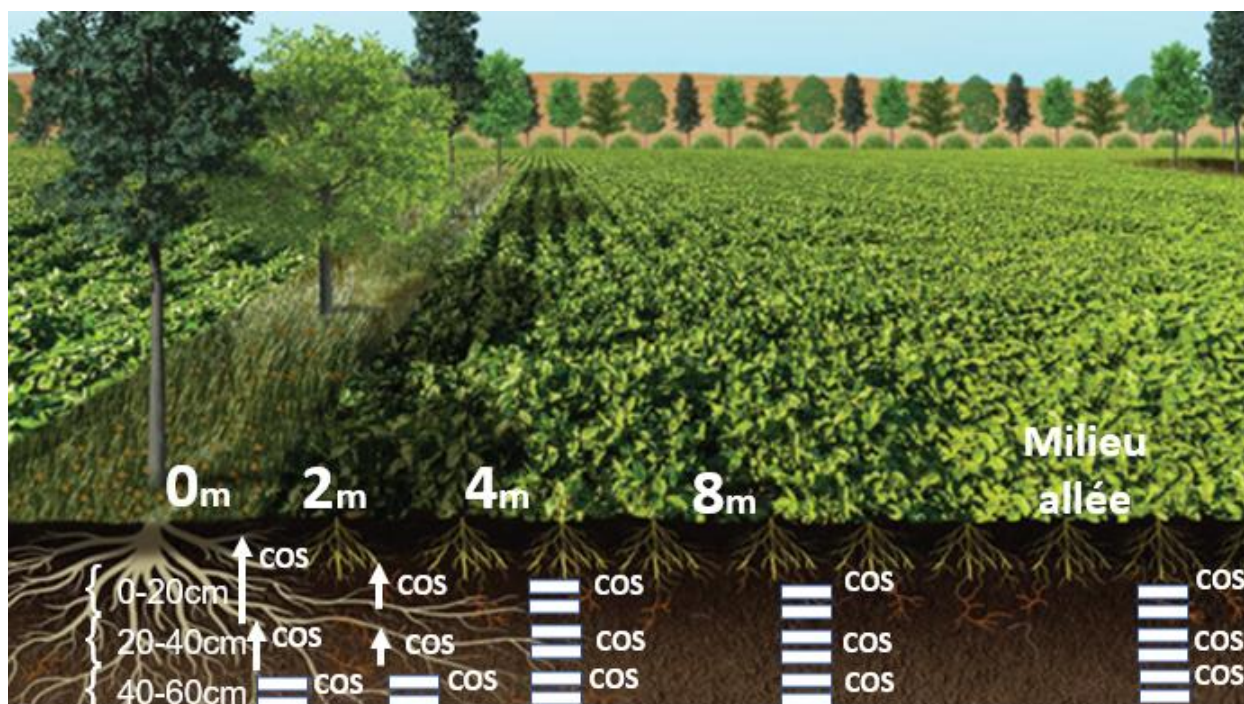


Figure 2.1: Variation hypothétique des stocks de C du sol en fonction de la profondeur et la distance par rapport à la rangée d'arbres. Les flèches les plus longues indiquent les stocks de C les plus élevés. Le symbole = indique les cas où aucune différence significative n'est attendue entre deux distances ou deux profondeurs adjacentes.

3. MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1 Description des sites, des dispositifs expérimentaux et de l'échantillonnage des sols

L'étude a été réalisée sur quatre sites expérimentaux implantés sur des fermes privées situées dans quatre régions différentes du Québec (Figure 2 en annexe). Le Tableau 1 présente les caractéristiques biophysiques propres à chacun de ces sites.

Tableau 3.1: Caractéristiques des quatre sites expérimentaux permettant de tester les effets des systèmes agroforestiers intercalaires sur le C du sol.

Nom des sites	St-Télesphore	Baie-du-Febvre	St-Paulin	St-Ubalde
Latitude	45°17' N	46°08' N	46°27' N	46°45' N
Longitude	74°26' O	72°40' O	72°59' O	72°17' O
Région administrative	Montréal	Centre-du-Québec	Mauricie	Capitale-Nationale
Année d'implantation et âge de la plantation	2014, 9 ans	2012, 11 ans	2004, 19 ans	2013, 10 ans
Série et ordre de sol ¹	Dalhousie, gleysolique	Argile de Rideau avec taches de sables en surface, gleysolique	Pontiac, brunisolique	Ivry fin, podzolique
Classes granulométriques	25,6±76,9	72,3±12,8	77,5±7,1	66,0±20,8
(% sable/limon/argile)	38,8±22,2	18,4±21,2	17,3±17,1	25,0±39,2
± CV ²⁻³	35,6±36,9	9,3±66,4	5,2±55,5	9,1±52,1
pH ³	5,86	5,99	6,07	5,51
Écartement entre les rangées d'arbres (m)	40	40	24	32
Espacement des arbres sur la rangée (m)	5	5	4	5
Densité de plantation (arbres ha ⁻¹)	50	51	104	61
Hauteur des arbres (m)	8,7±0,9 ⁴	14,3±1,2	8,5±0,7	6,7±0,6
Diamètre hauteur de poitrine (cm)	15,4±1,7 ⁴	26,9±2,7	18,1±1,2	13,1±0,8
Cultures entre 2018 et 2023	Soya/culture fourragère (3 ans) /blé/maïs	Soya/soya/seigle/ culture fourragère (3 ans)	Culture fourragère	Soya/culture fourragère (4 ans) /blé

¹ Soil Classification Working Group (1998). ² CV: Coefficient de variation. ³ 0-20 cm. ⁴ Erreur-type

La température moyenne annuelle des sites varie de 3,4 à 6,5 °C alors que les précipitations annuelles moyennes varient de 924 à 1133 mm (Carrier et al., 2019). Les SAI ont été implantés entre 2004 et 2014, avec des rangées d'arbres espacées entre 24 et 40 m. Les espèces d'arbres ont été sélectionnées en fonction des conditions pédo-climatiques spécifiques de chaque site, de leur résistance aux ravageurs et aux maladies, ainsi que de leur disponibilité dans les pépinières locales. Des bandes non cultivées, de 1,5 à 2 m de largeur, ont été maintenues sous les rangées d'arbres. Ces bandes intègrent des paillis de plastique noir en bande continue de 1 à 1,5 m de largeur (sites St-Télesphore, St-Paulin et St-Ubalde) ainsi que des plantes herbacées spontanées non fauchées située à la marge des paillis ou sur toute la surface des bandes (site Baie-du-Febvre). Tous les sites en cultures annuelles sont cultivés avec un travail du sol (labour et hersage), à l'exception du site de Baie-du-Febvre où une technique de semis direct sans travail du sol est employée. Chaque site a son propre plan de rotation des cultures ainsi que des sols et textures spécifiques. Le site de St-Paulin est particulier, avec un espacement initial de 12 m entre les rangées d'arbres. Originellement, le site était composé de rangées de feuillus en alternance avec des rangées de peupliers hybrides (Rivest et al., 2013; Winans et al., 2016). En 2015, toutes les rangées de peupliers ont été récoltées, portant l'espacement entre les rangées de feuillus à 24 m. Les souches des peupliers ont ensuite été retirées du sol mécaniquement. Depuis l'implantation, le site a été principalement cultivé avec des cultures fourragères, à l'exception des premières années (2004 à 2008), durant lesquelles des cultures d'avoine, de sarrasin et de canola ont été établies.

Chaque site intègre un design expérimental comprenant entre 3 et 6 blocs. Chaque bloc intègre une parcelle en SAI et un témoin agricole est situé à plus de 40 m des arbres du SAI les plus proches (Figure 3 en annexe). Sur le site de St-Télesphore (n = 6 blocs), des parcelles en SAI (séquence de 5 à 6 individus) comprenant deux compositions d'arbres ont été échantillonnées, c.-à-d., peuplier hybride (*Populus deltoides* x *P. nigra*) seul et chêne rouge (*Quercus rubra*) seul. Sur le site de Baie-du-Febvre (n = 4 blocs), des parcelles en SAI (séquence de 8 individus) avec du peuplier hybride (*P. deltoides* x *P. nigra*) planté en alternance sur le rang avec divers feuillus à bois dur de hauteur similaire (*Acer saccharum*, *Juglans nigra*, *Quercus rubra*, *Quercus bicolor*, *Quercus macrocarpa*, *Carya ovata*) ont été échantillonnées. Sur le site de St-Paulin (n = 3 blocs), des parcelles en SAI (séquence de 6 à 8 individus) composées de chêne rouge et de cerisier tardif (*Prunus serotina*) plantés en alternance ont été échantillonnées. Sur le site de St-Ubalde (n = 6

blocs), des parcelles en SAI (séquence de 6 à 8 individus) comprenant deux compositions d'arbres ont été échantillonnées, c.-à-d., pin rouge (*Pinus resinosa*) seul et peuplier hybride (*P. deltoides* x *P. nigra*) planté en alternance avec le bouleau blanc (*Betula papyrifera*).

Les témoins agricoles sont des parcelles cultivées suivant exactement les mêmes pratiques culturales et rotations que les parcelles sous SAI. Sur tous les sites, le sol a été échantillonné le long de transects couvrant cinq distances par rapport à la rangée d'arbres: 0 m, 2 m, 4 m, 8 m et milieu (M) de l'allée cultivée (Figure 3 en annexe). Le témoin a été considéré comme une sixième distance dans les modèles statistiques. Au total, notre étude intègre 114 parcelles expérimentales (19 blocs × six distances).

3.2 Variables mesurées

3.2.1 Concentration en carbone et classes granulométriques du sol

Dans chacune des 114 parcelles, les sols ont été prélevés entre le début juin et la mi-août 2023, à six points d'échantillonnage jusqu'à une profondeur de 60 cm, à l'aide d'une sonde Edelman de 8 cm de diamètre. Sur chaque côté de la rangée d'arbres, trois points espacés de 8 à 10 m ont été échantillonnés le long d'un transect parallèle à la rangée (Figure 3 en annexe). À chaque point, les sols ont été divisés en trois classes de profondeur : 0-20, 20-40 et 40-60 cm. Les sols des six points d'échantillonnage ont ensuite été mélangés pour former un échantillon composite par distance pour chaque profondeur, produisant un total de 342 échantillons (trois profondeurs × 114 parcelles). Ces échantillons ont été tamisés sur le terrain (maille de 6 mm), séchés à l'air libre au laboratoire, puis tamisés à nouveau (maille de 2 mm). Des sous-échantillons ont ensuite été broyés à une taille inférieure à 250 µm. La concentration en C total de ces échantillons a été déterminée à l'aide d'un analyseur de C par combustion et détection à l'infrarouge (Trumac CNS Macro Analyzer, LECO, Saint-Joseph, MI, USA). Les sols étant relativement acides ($\text{pH} \leq 6$) et formés sur des dépôts non calcaires, nous avons présumé que la présence de C inorganique sous forme de carbonates était négligeable, et donc, que le C total représentait le C organique (Zamanian et al., 2016). Enfin, pour déterminer les classes granulométriques du sol de surface (0-20 cm) seulement La méthode de l'hydromètre de Bouyoucos (1962) a été utilisée.

3.2.2 Densité apparente

Dans chacune des 114 parcelles, la densité apparente du sol a été mesurée simultanément à l'échantillonnage pour déterminer les stocks de C. Des échantillons ont été prélevés verticalement à 10 cm (pour la profondeur 0-20 cm), 30 cm (20-40 cm) et 50 cm (40-60 cm) à l'aide d'un cylindre de 98,18 cm³ de volume en utilisant certains trous préalablement creusés pour l'échantillonnage des sols (AMS, American Falls, ID). Dans chaque parcelle, l'échantillon a été prélevé à un point spécifique, situé du côté gauche de la rangée d'arbres (Figure 3 en annexe). Les échantillons ont d'abord été séchés à l'air libre au laboratoire, puis au four à 105°C pendant 48h avant d'être pesés. La densité apparente (g cm⁻³) a été estimée en divisant simplement la masse de sol sec (g) par le volume du cylindre (cm³).

3.2.3 Stocks de carbone du sol

Les stocks de C de chaque profondeur de sol ont été calculés en multipliant la concentration de C par la densité apparente de chaque échantillon associé. Les stocks de C de chaque profil de sol (0-60 cm) ont ensuite été déterminés en additionnant les stocks de C de chacune des trois profondeurs de sol. Pour chaque site, les stocks de C ont été corrigés selon la méthode de masse de sol équivalente, conformément au protocole de Wendt & Hauser. (2013), afin de comparer les stocks de C entre différents emplacements (rangée d'arbres, allée cultivée et témoin) malgré des variations potentielles de la densité apparente (Cardinael et al., 2017a). En premier lieu, nous avons calculé la masse de sol par unité de surface pour chacune des trois profondeurs de sol de la manière suivante :

$$(1) M(z) = 100 \cdot \sum_{k=1}^z \rho(k)$$

où la masse de sol (M) est calculée en Mg ha⁻¹ en fonction de la profondeur cumulative des profondeurs de sol échantillonnées (z, en cm) et la densité apparente (p) s'exprime en g cm⁻³ selon l'épaisseur de la profondeur de sol k (en cm).

Les stocks de C de chaque profondeur de sol sont ensuite calculés grâce à la formule suivante :

$$(2) QC(z) = 0.1 \cdot \sum_{k=1}^z \rho(k) \cdot C(k)$$

où les stocks de C du sol (Mg C ha^{-1}) pour chaque profondeur i (QC_i) sont obtenus en multipliant la concentration en C (%) de cette profondeur de sol (C_i) avec sa masse (M_i). Après que les masses de sol et les stocks de C aient été calculés pour toutes les distances et profondeurs cumulatives (0-20, 0-40 et 0-60 cm) de chaque site, des masses de sol de référence ont été déterminées à chaque profondeur cumulative pour chacun des sites. Ainsi, pour les profondeurs de 0-20 et 0-40 cm, une moyenne des masses de sol a été calculée pour obtenir les masses de référence. Pour la profondeur de 0-60 cm, la masse de sol de référence sélectionnée est la plus faible valeur numérique parmi les masses de sol mesurées à cette profondeur. Cela permet d'éviter les extrapolations et de minimiser les erreurs. Les masses de sol de référence sélectionnées étaient respectivement de : 2500, 5000 et 5450 Mg ha^{-1} pour le site de St-Télesphore, 2700, 5550 et 7700 Mg ha^{-1} pour le site de Baie-du-Febvre, 2400, 4900 et 6450 Mg ha^{-1} pour le site de St-Paulin, et 2000, 4400 et 5800 Mg ha^{-1} pour le site de St-Ubalde. Ces valeurs correspondent à des profondeurs de 0-20 et 0-40 cm pour les deux premières masses de sol de référence. Pour la troisième profondeur, elles variaient entre les sites, c.-à-d., 42 cm pour St-Télesphore, 55 cm pour Baie-du-Febvre et 51 cm pour St-Paulin et St-Ubalde. Ensuite, une fonction « cubic spline » a été appliquée pour chaque parcelle afin de relier les trois points des stocks cumulatifs de C en fonction des masses de sol cumulatives. Les stocks de C pour chaque masse équivalente de référence ont ainsi été estimés. Par exemple, pour le site de Baie-du-Febvre, à 2 m de la rangée d'arbres et dans le deuxième bloc, les stocks de C sont de : 62,1 Mg C ha^{-1} pour une masse de 2700 Mg ha^{-1} , 104,5 Mg C ha^{-1} pour une masse de 5550 Mg ha^{-1} , et 124,5 Mg C ha^{-1} pour une masse de 7700 Mg ha^{-1} (Figure 3.1).

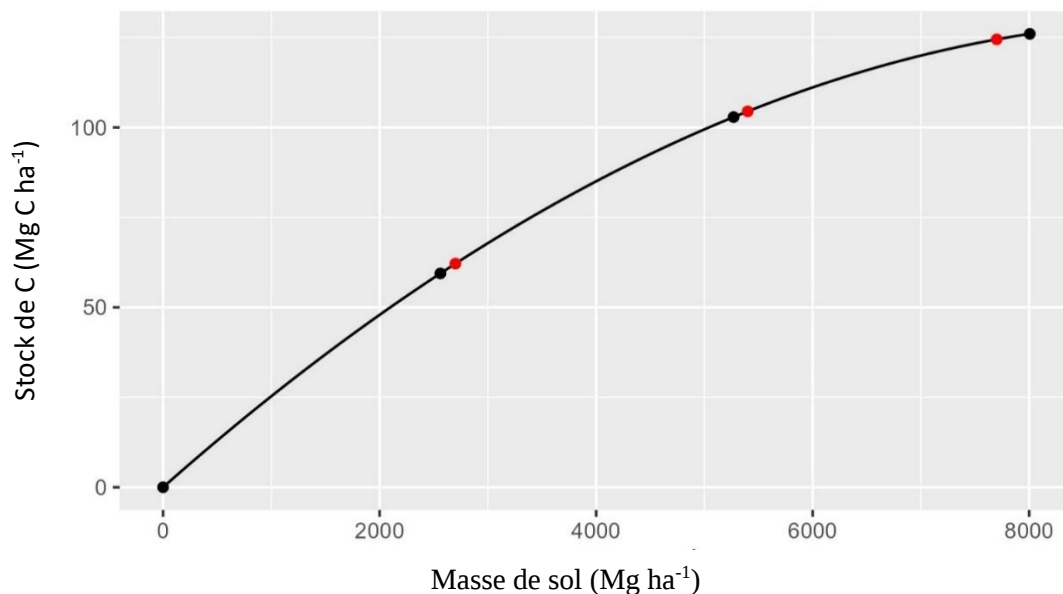


Figure 3.1 : Estimation des stocks de C du sol grâce à une « cubic spline » au site de Baie-du-Febvre dans le deuxième bloc à 2 m de la rangée d’arbres. Les points noirs correspondent aux données des classes de profondeurs fixes utilisées sur le terrain qui sont utilisées pour ajuster la courbe. Les points rouges représentent les masses de sol de référence sélectionnées pour ce site et les prédictions de stocks de C du sol qui y sont associées.

En soustrayant les stocks cumulatifs de C des différentes profondeurs de sol entre eux, des stocks de C ont été calculés pour chaque profondeur de sol et à chaque distance d’échantillonnage par rapport à la rangée d’arbres. Par exemple, pour le site de Baie-du-Febvre, les comparaisons ont été réalisées selon les trois classes de masses équivalentes suivantes : 0-2700, 2700-5500 et 5500-7700 Mg ha⁻¹. Puisque la troisième profondeur de St-Télesphore ne représentait qu’un incrément moyen de seulement 2 cm (c.-à-d., 40-42 cm), nous avons uniquement analysé les stocks de C des deux premières profondeurs de sol (c.-à-d., 0-20 et 20-40 cm).

Pour chaque bloc de chaque site, la moyenne pondérée des stocks de C du sol pour l’ensemble du SAI (c.-à-d., tous les distances intégrées) a été calculée selon la formule suivante :

$$(3) : \text{Stocks C SAI} = p_{0m} \times \text{stockC}_{0m} + p_{2m} \times \text{stockC}_{2m} + p_{4m} \times \text{stockC}_{4m} + p_{8m} \times \text{stockC}_{8m} + p_{\text{Milieu}} \times \text{stockC}_{\text{Milieu}}$$

où p est la proportion de la surface couverte par la distance d’échantillonnage (calculée par rapport à la mi-distance entre les parcelles, ex., 0 m représente la distance entre 0 à 1 m [bande non

cultivée], 2 m représente 1 à 3 m et ainsi de suite) par rapport à l'ensemble du SAI (basé sur une surface comprise entre 0 m et M [milieu de l'allée cultivée entre deux rangées d'arbres]).

La différence des stocks de C du sol (Mg C ha^{-1}) pour l'ensemble du SAI avec le témoin agricole a été calculée pour chaque profondeur de sol, ainsi que pour les cumuls de profondeurs de sols (ex., 0-2700 cm, 0-5550 cm, et 0-7700 cm pour le site de Baie-du-Febvre) dans chacun des sites étudiés. Le taux annuel de séquestration du C dans le sol depuis l'implantation du SAI ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) a été calculé pour toutes les profondeurs selon la formule suivante :

$$(4) : \text{Taux de séquestration du C} = \frac{\text{stockC SAI} - \text{stockC Témoin}}{\text{âge de la plantation}}$$

Il est important de préciser que cette estimation repose sur l'hypothèse que, lors de l'implantation des SAI, les stocks de C étaient initialement similaires dans les parcelles agricoles témoins et dans la zone d'implantation du SAI.

3.2.5 Stocks de carbone dans la biomasse aérienne et souterraine des arbres

Le diamètre à hauteur de poitrine (DHP, mesuré à 130 cm) et la hauteur des arbres ont été relevés sur 4 à 8 arbres dans chaque parcelle expérimentale en SAI lors des prélèvements de sol. La biomasse aérienne des arbres, qui comprend l'écorce, les branches et le tronc, a été estimée à l'aide du calculateur de biomasse de Ressources naturelles Canada, basé sur les équations allométriques de Lambert et al. (2005). Un facteur de correction de 1,2 a été appliqué à cette biomasse pour refléter le développement accru des arbres agroforestiers, dont la biomasse aérienne est environ 20 % supérieure à celle des arbres en plantation forestière (fortes densités) ou en forêt naturelle (Zhou et al., 2015). Le calculateur ne couvrant pas le chêne à gros fruits (*Quercus macrocarpa*) et le noyer noir (*Juglans nigra*), leur biomasse a été estimée d'après les espèces phylogénétiquement proches : le chêne blanc (*Quercus alba*) pour le chêne à gros fruits et le genre caryer (*Carya* sp.) pour le noyer noir. Pour le peuplier hybride, les relations allométriques de biomasse développées par Fortier et al. (2013) pour *Populus deltoides* x *P. nigra* (clone 3570) en environnement agroforestier ont été utilisées :

$$(5) Y = 0.1283x^2 + 0.0109x - 1.3952 \text{ (tronc de l'arbre)}$$

$$(6) Y = 0.0289x^{2.0531} \text{ (branches)}$$

où x est le DHP (cm) des peupliers hybrides.

La biomasse racinaire (BR) des arbres a été estimée à partir des équations pour les feuillus et les conifères de Li et al. (2003):

$$(7) BR: 0.222 * BA \text{ (Conifères)}$$

$$(8) BR: 1.576 * BA^{0.615} \text{ (Feuillus)}$$

Où BA est la biomasse aérienne (kg arbre⁻¹).

Les stocks de C par arbre (kgC arbre⁻¹) ont été déterminés en multipliant la biomasse totale (somme biomasses aérienne et souterraine) des arbres par leur concentration en C. Ces valeurs ont été estimées à partir de la méta-analyse de Doraisami et al. (2022) (Tableau 2 en annexe).

Pour déterminer les stocks de C des arbres sur l'ensemble de la surface du SAI, les stocks de C par arbre (Mg C arbre⁻¹) ont été multipliés par leur densité (Tableau 1). Les stocks de C des arbres et ceux du sol ont été additionnés afin de calculer les stocks de C totaux dans le SAI.

3.3 Analyses statistiques

La densité apparente et la concentration en C du sol ont été analysées à l'aide de modèles spécifiques pour chacun des sites étudiés, soit un total de huit modèles. La formule utilisée pour ces modèles, avec la concentration de C et la densité apparente comme variables expliquées, est la suivante :

$$(9) Y \sim \text{Distance} \times \text{Profondeur} + \% \text{ Sable} + \text{aléatoire}(\text{Bloc/Parcelles})$$

Dans le modèle de la concentration en C du sol, la variable Distance est traitée comme une variable catégorique pour chaque distance d'échantillonnage. Dans le modèle de la densité apparente, la variable Distance est une variable continue, excluant les témoins, et interagit avec la profondeur de sol, une variable catégorique pour les trois profondeurs. En effet, lors des premiers tests, l'ANOVA était non-significative lorsque la variable Distance était catégorique. Cependant, une analyse graphique a montré une tendance à approfondir. Il a donc été décidé d'utiliser la Distance en variable continue. Le contenu en sable (0,05 à 2 mm) a été utilisé comme proxy de la texture du

sol en raison de sa plus grande variabilité par rapport au limon et à l'argile. Les modèles ont été évalués par ANOVA en utilisant des sommes de carrés de type III. Pour la densité apparente, la variable continue Distance a été transformée en racine carrée pour atténuer l'hétéroscédasticité pour l'ensemble des sites. La concentration de C du sol a été transformée en racine carrée pour corriger l'hétéroscédasticité observée sur le site de St-Télesphore et pour obtenir une distribution normale pour le site de St-Ubalde. Le contenu en sable a aussi été transformé en logarithme pour réduire l'hétéroscédasticité pour le site de St-Télesphore.

Les stocks de C du sol ont été analysés selon la distance pour chaque classe de profondeur, ainsi que par profondeur de sol et pour l'ensemble du SAI comparé au témoin agricole. Ces analyses ont été effectuées à l'aide de modèles distincts pour chacune des profondeurs étudiées, soit un total de 29 modèles (Tableaux 4.2 et 4.3). Un modèle global intégrant tous les sites n'a pas été privilégié, car chaque profondeur de sol était associée à une masse de sol de référence différente. La formule des modèles, où les variables expliquant les stocks de C par profondeur et les stocks de C du profil complet, est la suivante :

$$(10) Y \sim \text{Distance} + \% \text{ Sable} + \text{aléatoire}(\text{Bloc})$$

Les variables utilisées dans ces modèles sont les mêmes que celles du modèle 9. Cependant, aucune transformation des variables n'a été nécessaire pour atteindre la normalité ou respecter l'homogénéité de la variance.

Toutes les analyses ont été réalisées dans R version 4.2.3 (R Core Team 2023) avec les packages *glmm.TMB* (Bolker et al. 2023) pour les modèles mixtes, *car* (Fox et Weisberg, 2019) pour l'ANOVA et *emmeans* et *emtrends* (Searl & Millen, 1980) pour les comparaisons multiples avec un niveau de significativité de $P < 0,05$.

4. RÉSULTATS

4.1 Densité apparente du sol

La densité apparente variait de 1,03 à 1,41 g cm⁻³ jusqu'à une profondeur d'échantillonnage de 60 cm pour l'ensemble des sites. Une interaction significative a été observée entre la profondeur et la distance par rapport à la rangée d'arbres, en particulier sur les sites de St-Télesphore et Baie-du-Febvre (Tableau 4.1, Figure 4.1). À une profondeur de 10 cm, les pentes étaient significativement positives, indiquant une densité apparente plus grande avec l'éloignement par rapport à la rangée d'arbres, atteignant un maximum au milieu de l'allée. Au site de Baie-du-Febvre, une tendance similaire a été mesurée à la profondeur d'échantillonnage de 30 cm (P = 0,052).

Tableau 4.1 : Résultats des différents modèles testant l'effet de la distance par rapport à la rangée d'arbres et la profondeur de sol sur la densité apparente et la concentration en C du sol. Pour chaque site, la taille d'échantillon (N), le coefficient de détermination (R²) marginal (effets fixes seulement) et conditionnel (effets aléatoires et fixes), et les valeurs de P sont montrés.

		Site ST	Site BDF	Site SP	Site SU
Densité apparente	N	108	72	54	108
	R ² marginal	0,34	0,29	0,40	0,42
	R ² conditionnel	0,43	0,31	0,52	0,58
	Distance	<0,05	<0,05	0,75	0,61
	Profondeur	0,79	<0,001	0,17	<0,001
	% sable	<0,001	0,61	<0,01	0,25
	Distance : Profondeur	<0,05	<0,05	0,87	0,82
Concentration en carbone	N	108	72	54	108
	R ² marginal	0,86	0,78	0,72	0,67
	R ² conditionnel	0,96	0,90	0,72	0,89
	Distance	<0,001	<0,001	0,58	0,20
	Profondeur	<0,001	<0,001	<0,05	<0,001
	% sable	<0,001	0,37	<0,001	0,84
	Distance : Profondeur	<0,001	0,50	0,08	0,54

ST : St-Télesphore, BDF : Baie-du-Febvre, SP : St-Paulin, SU : St-Ubalde.

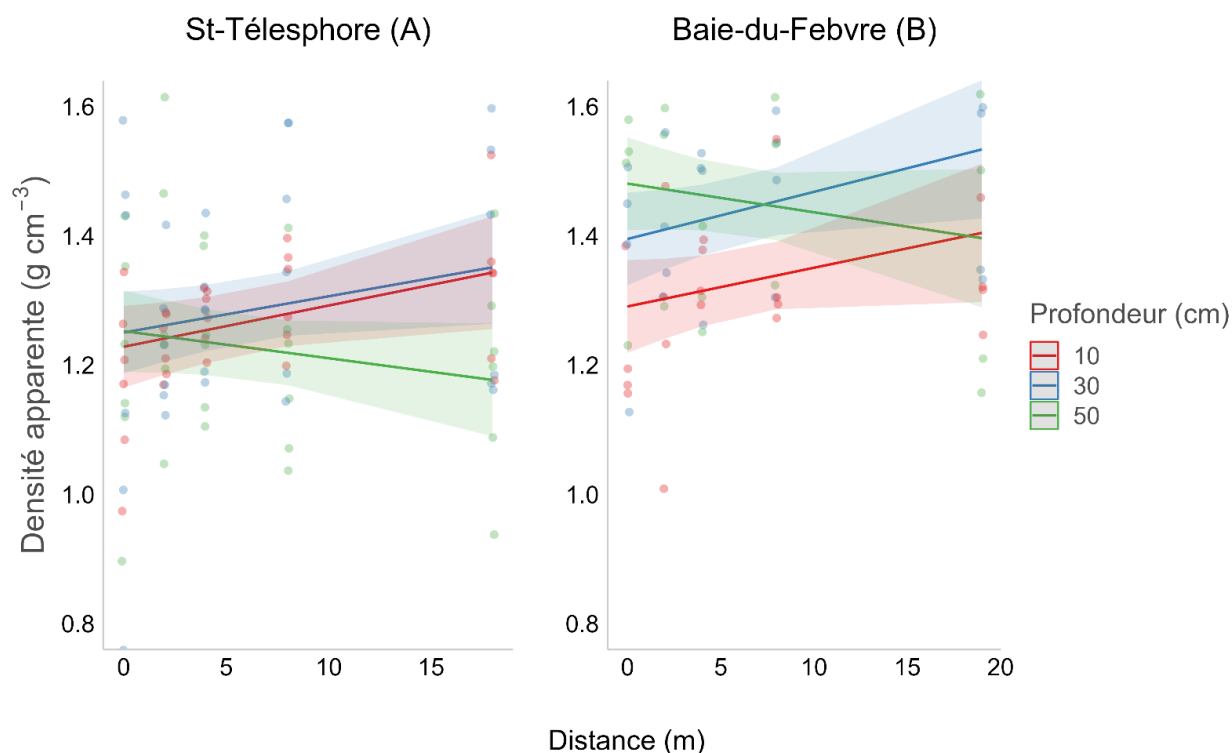


Figure 4.1 : Densité apparente du sol (g cm⁻³) en fonction de la distance (m) d'échantillonnage par rapport à la rangée d'arbres (0 m) dans le système agroforestier intercalaire sur les sites de St-Télesphore et de Baie-du-Febvre.

4.2 Concentration en carbone du sol

Au site de St-Télesphore, une interaction significative entre la distance et la profondeur a été mesurée quant au modèle de la concentration en C du sol (Tableau 4.1). À une profondeur de 0-20 cm, la concentration en C dans le témoin agricole était significativement plus basse que celle à 2, 4 et 8 m (Figure 4.2). Au site de Baie-du-Febvre, un effet significatif de la distance a été mesuré (Tableau 4.1). À chacune des profondeurs, la concentration en C du sol était plus élevée sous la rangée d'arbres (0 m) qu'aux autres distances (Figure 4.2). À chacun des sites, la concentration en C du sol diminuait avec la profondeur (Tableau 4.1).

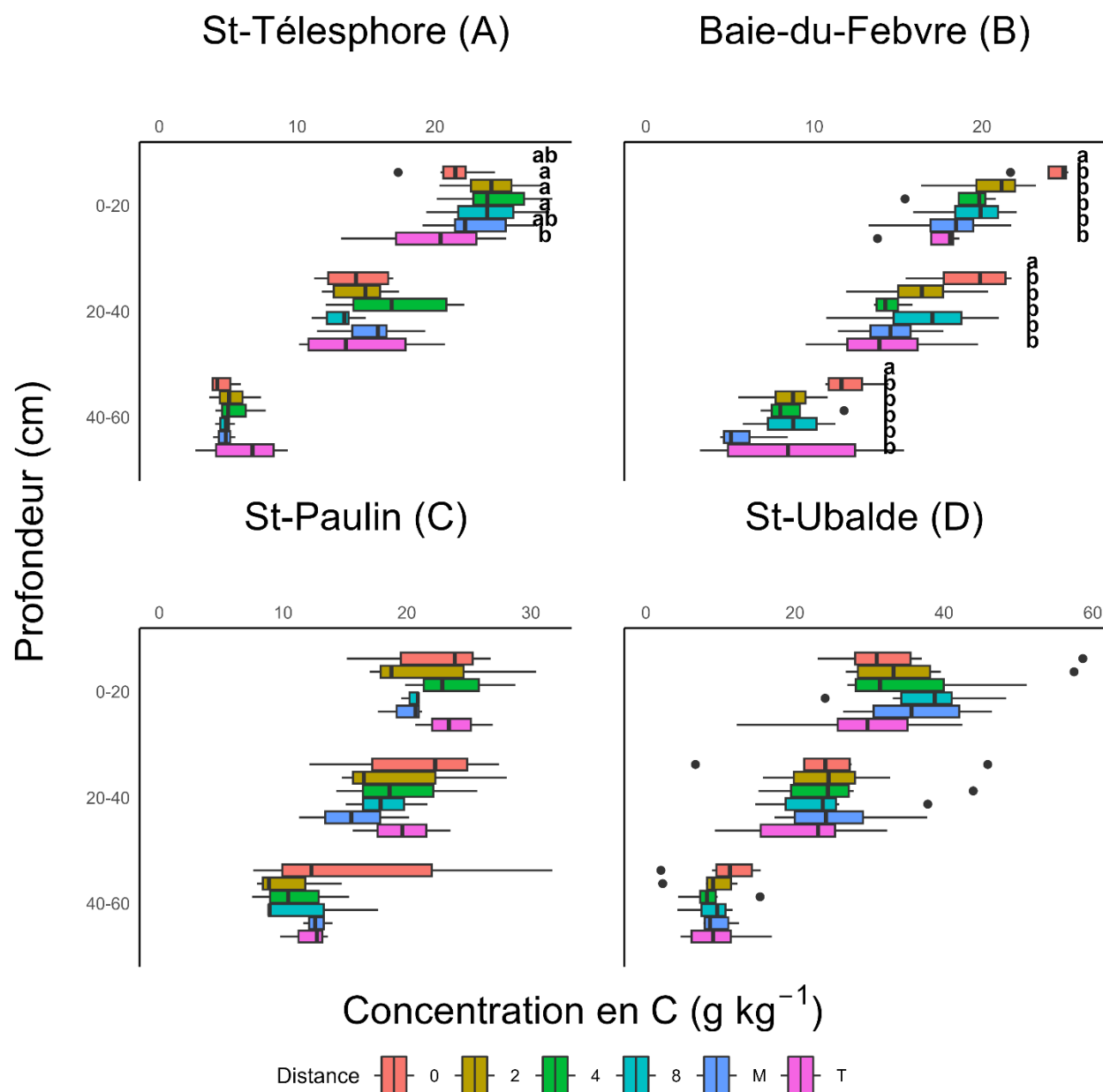


Figure 4.2 : Concentration de carbone du sol en fonction de la distance (m) par rapport à la rangée d'arbres (0 m) dans le système agroforestier intercalaire et dans le témoin (T) sur quatre sites expérimentaux. M = milieu de l'allée cultivée. Sur chaque site et pour chaque profondeur de sol, des lettres différentes représentent une différence significative ($P < 0,05$, test de Tukey). L'extrémité gauche et droite des boîtes à moustache représente le 1er et 3ième quartile respectivement et la ligne noire en gras représente la médiane. Les barres horizontales (moustaches) représentent la valeur la plus éloignée ne dépassant pas 1,5 fois l'écart interquartile (IQR) à partir du quartile le plus près.

4.3 Stocks de carbone du sol

Au site de St-Télesphore, à la profondeur 0-20 cm, les stocks de C du sol à toutes les distances de la rangée d'arbres dans l'allée cultivée (2 m, 4 m, 8 m, milieu) étaient supérieurs à ceux dans le témoin (Tableau 4.2, Figure 4.3A). Les stocks de C à 0 m ne différaient pas de ceux du témoin. À la profondeur 20-40 cm, les stocks de C du sol à 4 m étaient supérieurs à ceux à 0 et 8 m. Au site de Baie-du-Febvre, à 0-20 cm, les stocks de C du sol à toutes les distances dans le SAI, sauf le milieu de l'allée, étaient supérieurs à ceux dans le témoin (Tableau 4.2, Figure 4.3B). Dans le SAI, les stocks de C du sol étaient les plus élevés sous la rangée d'arbres et les plus faibles au milieu de l'allée. À la profondeur 20-40 cm, l'effet de la distance sur les stocks de C du sol tendait à être significatif ($P = 0,054$). Aucun effet significatif de la distance sur les stocks de C du sol n'a été détecté aux sites de St-Paulin et de St-Ubalde (Tableau 4.2, Figure 4.3C et D).

Tableau 4.2 : Résultats des différents modèles testant l'effet de la distance par rapport à la rangée d'arbres sur les stocks de carbone du sol à différentes profondeurs de sol. Pour chaque site, la taille d'échantillon (N), le coefficient de détermination (R^2) marginal (effets fixes seulement) et conditionnel (effets aléatoires et fixes), et les valeurs de P sont montrés.

	Masse de référence	Profondeur approximative	N	R^2 marginal	R^2 conditionnel	Distance	% sable
Site ST	0-2500	0-20	36	0,45	0,93	<0,001	<0,001
	2500-5000	20-40		0,29	0,74	<0,01	<0,05
Site BDF	0-2700	0-20	24	0,54	0,93	<0,001	0,18
	2700-5550	20-40		0,30	0,67	0,054	0,24
	5550-7700	40-55		0,34	0,34	0,13	0,07
Site SP	0-2400	0-20	18	0,55	0,55	0,47	<0,001
	2400-4900	20-40		0,47	0,47	0,65	<0,001
	4900-6450	40-51		0,55	0,55	0,057	<0,001
Site SU	0-2000	0-20	36	0,09	0,55	0,46	0,63
	2000-4400	20-40		0,07	0,49	0,82	0,40
	4400-5800	40-51		0,28	0,28	0,88	<0,01

ST : St-Télesphore, BDF : Baie-du-Febvre, SP : St-Paulin, SU : St-Ubalde.

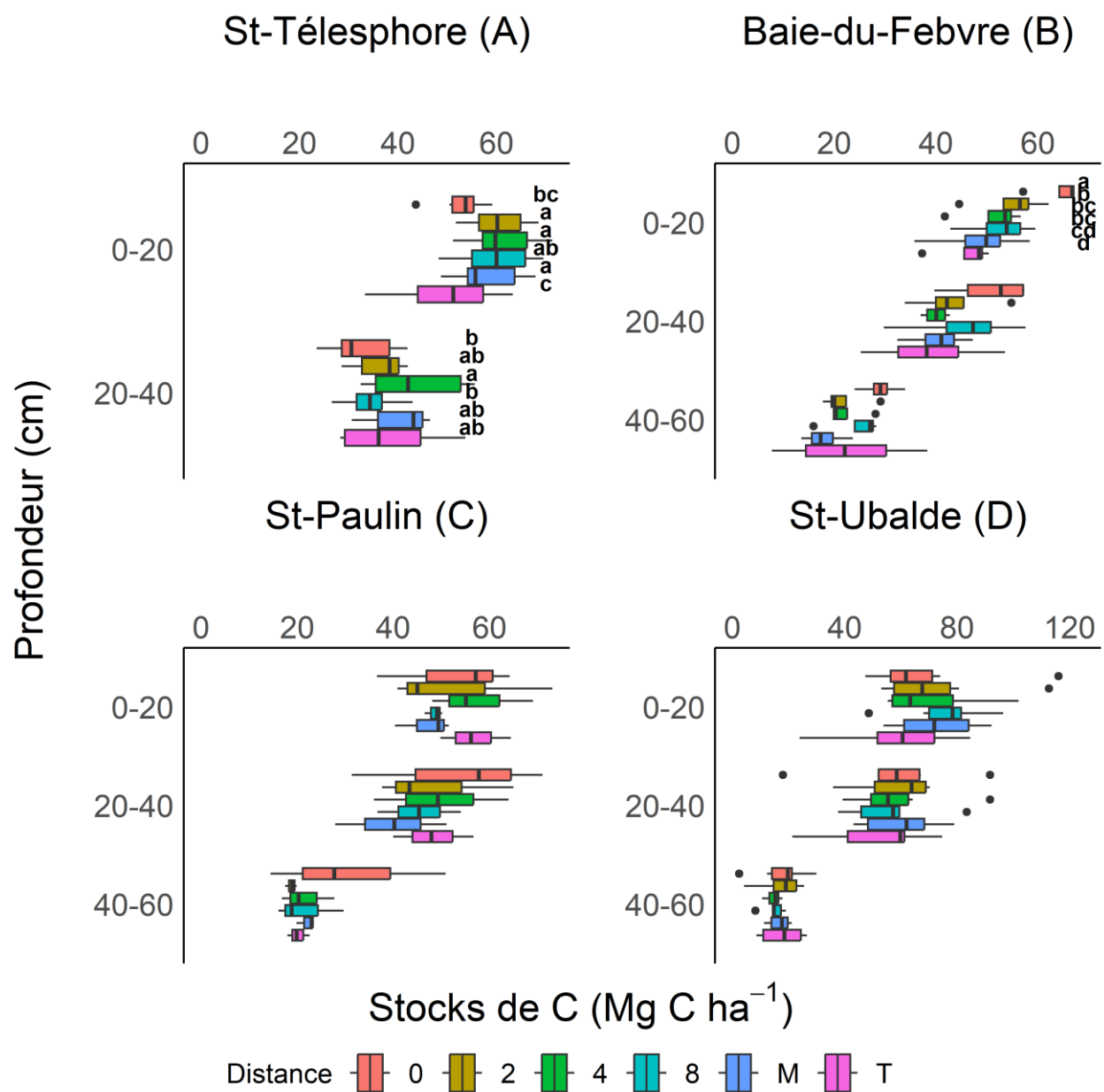


Figure 4.3 : Stock de carbone du sol en fonction de la distance (m) par rapport à la rangée d'arbres (0 m) dans le système agroforestier intercalaire et dans le témoin sur quatre sites expérimentaux. M = milieu de l'allée cultivée. Sur chaque site et pour chaque profondeur, des lettres différentes représentent une différence significative ($P < 0,05$, test de Tukey).

Lorsque l'on compare les stocks de C du sol en considérant l'ensemble du SAI (c.-à-d., toutes distances intégrées) avec ceux dans le témoin agricole, des différences significatives ont été détectées aux sites de Baie-du-Febvre et St-Paulin (Tableau 4.3). Au site de Baie-du-Febvre, les stocks de C du sol dans le SAI étaient supérieurs de 12 % à 0-20 cm de profondeur (Figure 4.4B) et de 10 % à 20-40 cm, par rapport à ceux du témoin. Au site de St-Paulin, pour l'ensemble du profil échantillonné et ajusté (0-51 cm), les stocks de C dans le témoin étaient inférieurs de 5% à ceux mesurés dans l'ensemble du SAI. Cependant, les résultats du 0-20 cm semblent être les principaux responsables de cette perte de C, par rapport au témoin, puisque cette couche est la seule significative. Aucune différence significative entre l'ensemble du SAI et le témoin n'a été mesurée aux sites de Saint-Télesphore et Saint-Ubalde.

Tableau 4.3 : Résultats des différents modèles testant l'effet du système de production (système agroforestier intercalaire (SAI) vs. témoin (T)) sur les stocks de carbone du sol à différentes profondeurs. Pour chaque site, la taille de l'échantillon (N), le coefficient de détermination (R^2) marginal (effets fixes seulement) et conditionnel (effets aléatoires et fixes), les valeurs de P, et les moyennes ($\pm$ erreur-type) pour le SAI, les témoins et le taux annuel de séquestration sont montrés.

	Profondeur approximative	N	R^2 marginal	R^2 conditionnel	Système	% sable	Moyenne des stocks de C du sol - SAI (Mg C ha ⁻¹)	Moyenne des stocks de C du sol - T (Mg C ha ⁻¹)	Taux de séquestration du C ¹ (Mg C ha ⁻¹ an ⁻¹)
Site ST	0-20	12	0,49	0,97	0,16	<0,05	59,1 $\pm$ 3,0	50,0 $\pm$ 4,6	1,01 $\pm$ 0,61
	0-40	12	0,26	0,45	0,59	0,50	97,1 $\pm$ 5,3	88,0 $\pm$ 8,5	1,01 $\pm$ 1,11
	20-40	12	0,09	0,09	0,79	0,31	38,0 $\pm$ 2,5	38,0 $\pm$ 4,6	-0,001 $\pm$ 0,56
Site BDF	0-20	8	0,20	0,97	<0,001	0,66	51,7 $\pm$ 3,7	46,1 $\pm$ 3,0	0,51 $\pm$ 0,44
	0-40	8	0,48	0,98	0,77	<0,01	94,5 $\pm$ 7,0	84,9 $\pm$ 7,3	0,87 $\pm$ 0,92
	0-55	8	0,35	0,59	0,89	0,23	116,2 $\pm$ 8,0	107,5 $\pm$ 12,4	0,79 $\pm$ 1,34
	20-40	8	0,60	0,99	<0,01	<0,001	42,8 $\pm$ 3,3	38,8 $\pm$ 5,9	0,36 $\pm$ 0,62
	40-55	8	0,51	0,51	0,28	<0,01	21,7 $\pm$ 1,1	22,5 $\pm$ 6,6	-0,08 $\pm$ 0,61
Site SP	0-20	6	0,67	0,67	<0,05	<0,05	51,5 $\pm$ 2,8	56,8 $\pm$ 4,3	-0,28 $\pm$ 0,27
	0-40	6	0,69	0,69	<0,05	<0,01	97,8 $\pm$ 6,2	105,0 $\pm$ 9,1	-0,38 $\pm$ 0,58
	0-51	6	0,76	0,76	<0,05	<0,001	119,8 $\pm$ 9,0	125,2 $\pm$ 10,4	-0,28 $\pm$ 0,72
	20-40	6	0,73	0,73	0,07	<0,01	46,3 $\pm$ 3,5	48,2 $\pm$ 4,8	-0,10 $\pm$ 0,31
	40-51	6	0,96	0,96	0,81	<0,001	22,0 $\pm$ 2,8	20,2 $\pm$ 1,3	0,09 $\pm$ 0,16
Site SU	0-20	12	0,09	0,47	0,47	<0,05	72,8 $\pm$ 5,8	59,0 $\pm$ 8,7	1,38 $\pm$ 1,04
	0-40	12	0,29	0,29	0,59	0,08	131,1 $\pm$ 11,0	111,0 $\pm$ 16,1	2,01 $\pm$ 1,94
	0-51	12	0,21	0,21	0,65	0,17	147,0 $\pm$ 10,9	128,8 $\pm$ 18,1	1,82 $\pm$ 2,11
	20-40	12	0,10	0,13	0,72	0,40	58,3 $\pm$ 5,4	52,0 $\pm$ 8,1	0,63 $\pm$ 0,97
	40-51	12	0,09	0,09	0,80	0,37	15,9 $\pm$ 1,3	17,8 $\pm$ 3,2	-0,19 $\pm$ 0,35

ST : St-Télesphore, BDF : Baie-du-Febvre, SP : St-Paulin, SU : St-Ubalde. ¹ Taux de séquestration du C : gain ou perte annualisé de C par le SAI par rapport au témoin.

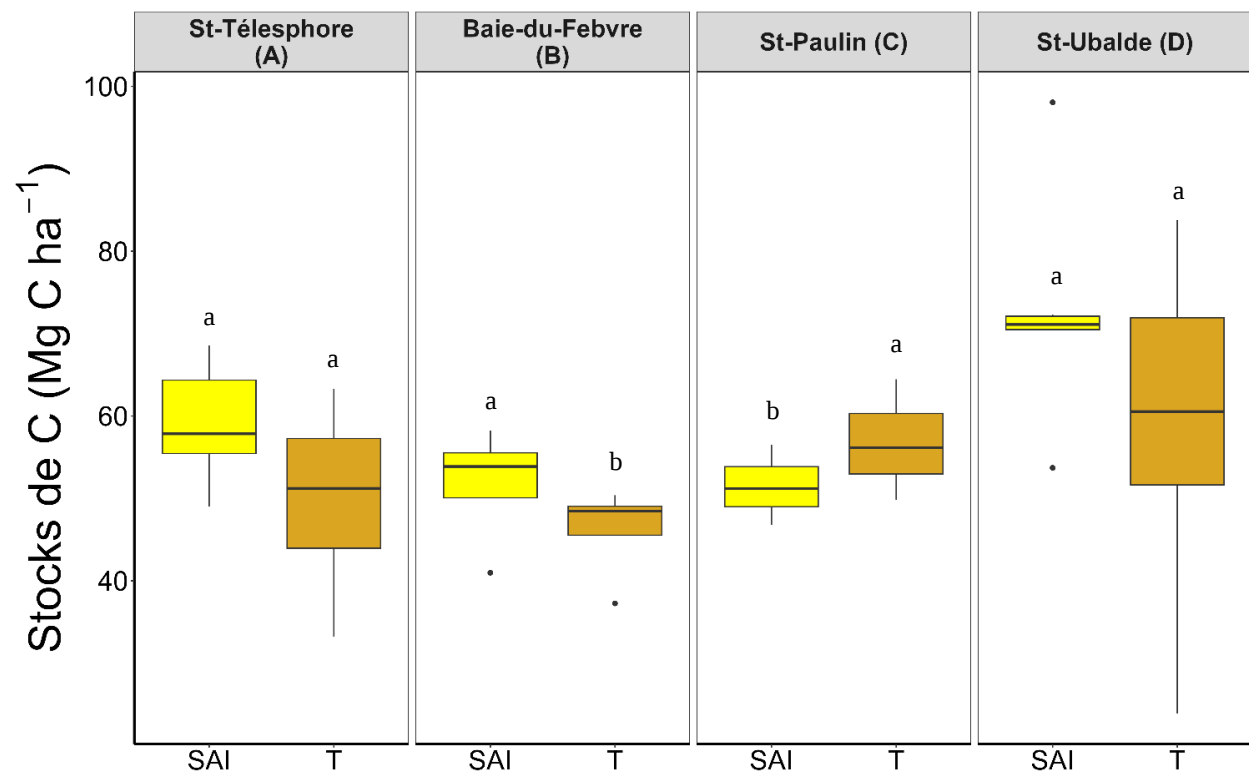


Figure 4.4 : Stocks de carbone du sol du système agroforestier intercalaire (SAI) et dans le témoin (T) sur quatre sites expérimentaux dans les 20 premiers cm de sol.

4.4 Stocks totaux de carbone dans les systèmes agroforestiers intercalaires

Le taux de séquestration du C dans la biomasse totale des arbres variait de 0,14 à 0,49 Mg C ha⁻¹ an⁻¹, tandis que celui dans les sols et les arbres oscillait entre 0,01 et 2,0 Mg C ha⁻¹ an⁻¹ (Figure 4.5, Tableau A3). Les arbres ont contribué substantiellement aux stocks de C des quatre sites, représentant entre 7 et 38 % des stocks totaux de C des SAI, bien qu'ils ne couvrirent qu'environ 5 à 8 % de la surface totale (résultats non présentés). Bien que trois des quatre sites aient présenté des taux de séquestration du C positifs, la différence entre les stocks totaux de C des SAI et des témoins n'était pas statistiquement significative (valeurs de P comprises entre 0,27 et 0,61). Cette absence de significativité est probablement due à la forte variabilité des taux de perte ou de gain des stocks de C du sol ainsi qu'au nombre limité de comparaisons entre les SAI et les témoins sur chaque site (n = 3 à 6).

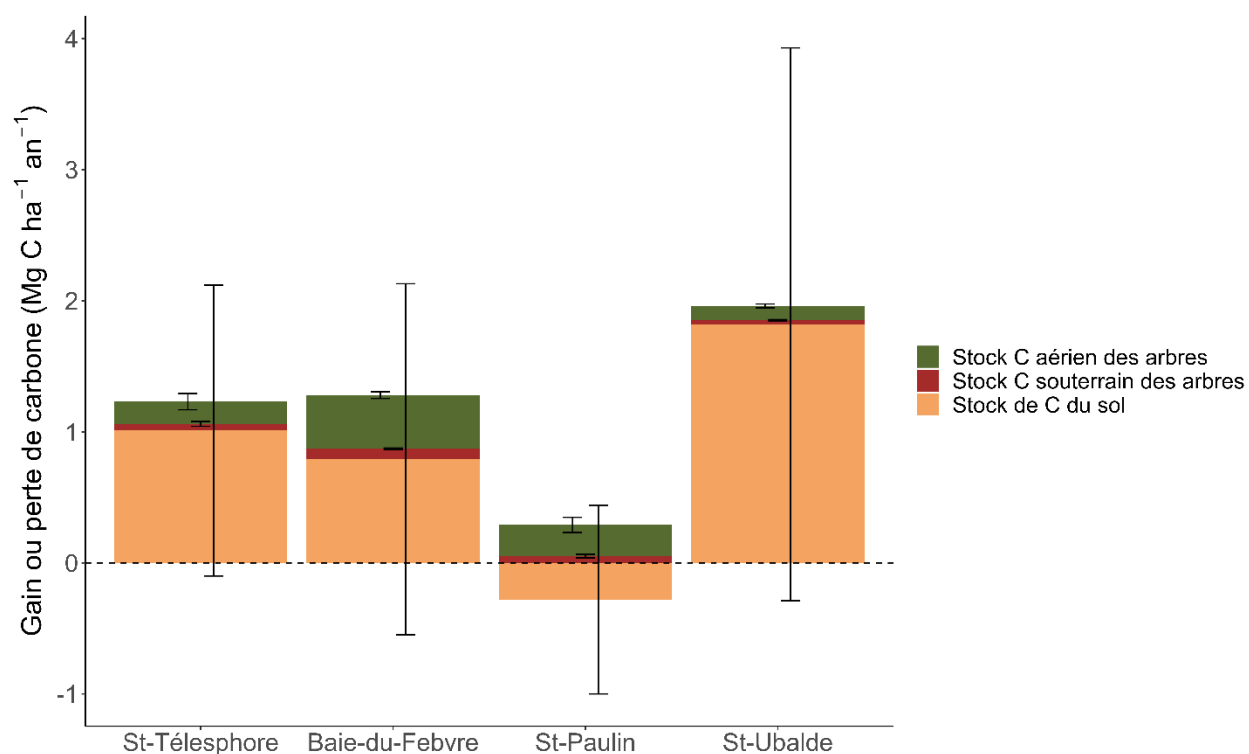


Figure 4.5 : Taux de séquestration du carbone dans différents compartiments (sols et arbres) des systèmes agroforestiers intercalaires sur les quatre sites expérimentaux. Les barres représentent les erreurs types.

5. DISCUSSION

5.1 Variation spatiale des stocks de carbone du sol

Comme prévu, une variation spatiale significative des stocks de C du sol a été mesurée à l'intérieur des SAI, mais uniquement sur les sites de St-Télésphore et de Baie-du-Febvre. Sur ces sites, à une profondeur de sol de 0-20 cm, les stocks de C à toutes les distances de la rangée d'arbres (à l'exception de 0 m à St-Télésphore et du milieu de l'allée à Baie-du-Febvre) étaient supérieurs à ceux mesurés dans les témoins. Le stockage du C dans le sol est essentiellement déterminé par l'équilibre entre les apports de C sous forme de matière organique et les pertes de C par respiration, lixiviation et lessivage. Les arbres dans les SAI peuvent fournir un apport considérable de matière organique fraîche au sol grâce à la litière aérienne, à la décomposition des racines fines et aux exsudats racinaires (Lorenz & Lal, 2014; Pardon et al., 2017). Aussi, les SAI peuvent réduire la température du sol, ce qui limite les pertes de C causées par la respiration de la composante hétérotrophe (Cuellar et al., 2016). Les rangées d'arbres dans les SAI peuvent également contribuer à réduire l'érosion par le vent et l'eau, favorisant ainsi la conservation de la matière organique dans le sol (Lorenz & Lal, 2014). Par exemple, une étude a montré que les rangées d'arbres sur le site de Baie-du-Febvre ont diminué la vitesse du vent dans les allées cultivées de 31 % (à 4 m) à 48 % (à 20 m) par rapport aux témoins (Hébert, 2024).

Sur le site de Baie-du-Febvre, les stocks de C du sol dans l'horizon de surface étaient les plus élevés proche des rangées d'arbres et diminuaient progressivement avec l'éloignement des arbres. Cette distribution spatiale des stocks de C est similaire à celle observée dans d'autres SAI tempérés et peut s'expliquer en partie par la variation de la quantité de litière par les arbres au sein du système (Bambrick et al., 2010; Pardon et al., 2017; Wotherspoon et al., 2014). Par exemple, une autre étude réalisée dans le SAI du site de Baie-du-Febvre a révélé que l'accumulation de feuilles au sol à 0 et 4 m des rangées d'arbres était respectivement environ sept et cinq fois plus importante que celle mesurée à 20 m (Rivest & Martin-Guay, 2024). De même, les racines fines des arbres dans les SAI sont généralement concentrées à proximité des rangées d'arbres et dans la couche superficielle du sol pendant plusieurs années après leur plantation (Bouttier et al., 2014; O'Connor et al., 2023), bien que certaines espèces à croissance rapide, comme les peupliers, puissent rapidement étendre leurs racines jusqu'au centre des allées cultivées (Mulia & Dupraz, 2006).

Enfin, la végétation herbacée abondante, spontanée et non récoltée située au pied des arbres a probablement contribué à l'augmentation des apports en matière organique à cet endroit (0 m), où les stocks de C du sol étaient les plus élevés (Battie-Laclau et al., 2020; D'hervilly et al., 2020).

Au site de St-Télesphore, contrairement à Baie-du-Febvre, les stocks de C du sol dans l'horizon de surface à 0 m étaient inférieurs à ceux mesurés à d'autres distances dans l'allée cultivée et ne différaient pas de ceux des témoins. Or, cette zone était couverte par un paillis de plastique installé en bande continue. Cette pratique agroforestière, souvent adoptée dans les aménagements agroforestiers au Canada (Mathieu et al., 2024) est utilisée pour maîtriser la végétation spontanée et améliorer l'établissement des arbres (Steinmetz et al., 2016; Truax et al., 2017, 2018). Dans des haies agroforestières du sud du Québec, Jones et al. (2020) ont mesuré que la concentration en C du sol sous des paillis de plastique, 10 ans après la plantation, était inférieure d'environ 20 % par rapport aux haies sans paillis, où une végétation herbacée était présente. De même, dans un SAI de 7 ans au sud du Québec, Rivest (2008) a mesuré une concentration en C du sol sous paillis de plastique environ 20 % plus faible que dans les allées cultivées (entre 2 et 5 m de la rangée d'arbres). Les effets négatifs des paillis de plastique sur le stockage du C dans le sol peuvent être attribuables à plusieurs facteurs : 1) une augmentation de la température du sol sous le paillis, favorisant la minéralisation du C, 2) la barrière physique créée par le paillis, empêchant l'incorporation de la litière, et 3) l'absence de végétation herbacée spontanée (Jones et al., 2020; Rivest, 2008). Des recherches futures pourraient évaluer les effets de pratiques alternatives aux paillis de plastique, comme l'utilisation de paillis biodégradables ou de plantes de couverture, sur le stockage du C dans le sol.

Des stocks de C du sol plus élevés dans certains SAI comparativement aux témoins étaient limitées à l'horizon superficiel du sol. Ce résultat a également été constaté par d'autres auteurs, en particulier dans des SAI relativement jeunes comme ceux de notre étude (Cardinael et al., 2017a). Ce phénomène peut s'expliquer par une activité rhizosphérique plus intense des arbres et des communautés microbiennes dans la couche superficielle du sol dans les jeunes SAI (Beule et al., 2022; O'Connor et al., 2024). Néanmoins, sur le site de St-Télesphore et de Baie-du-Febvre, les patrons spatiaux des stocks de C à une profondeur de sol de 20-40 cm suivaient une tendance similaire à ceux observés à une profondeur de 0-20 cm. Ce résultat suggère que les effets positifs

des SAI sur les stocks de C du sol pourraient s'étendre progressivement en profondeur avec le temps, en même temps que les arbres grandissent.

À mesure que les arbres se développent et que leurs racines s'étendent davantage dans les horizons plus profonds du sol, elles peuvent stimuler l'activité microbienne en apportant des nutriments auparavant inaccessibles. Cela peut augmenter la décomposition du C dans ces couches où il était auparavant stable. Cependant, il peut être difficile d'accumuler du C en profondeur parce que ces horizons sont souvent pauvres en nutriments (Thorup-Kristensen et al., 2020). Les stocks de C dans les horizons profonds sont de 3 à 10 fois plus persistants que ceux en surface (Shi et al., 2018). Il est donc essentiel de mener davantage d'études sur les stocks de C du sol en profondeur (jusqu'à 1 m) pour mieux comprendre les dynamiques des flux de C liés aux racines des arbres, et déterminer leurs effets positifs ou négatifs sur ces stocks (Mayer et al., 2022).

5.2 Variation des stocks de carbone du sol dans les SAI

Comparativement au témoin agricole sans arbres, les stocks de C du sol étaient plus élevés (+0,51 Mg C ha⁻¹ an⁻¹) dans la couche 0-20 cm du SAI de Baie-du-Febvre. Ce résultat est comparable à ceux mesurés dans d'autres SAI tempérés intégrant des rotations avec cultures annuelles. Par exemple, une augmentation moyenne de 0,24 Mg C ha⁻¹ an⁻¹ (0-30 cm) a été mesurée dans cinq SAI en France, âgés entre 6 et 41 ans (Cardinael et al., 2017a) (Tableau 1 en annexe). Dans divers SAI au Québec et en Ontario, âgés de 4 à 21 ans, des augmentations allant de 0,30 à 1,18 Mg C ha⁻¹ an⁻¹ (0-30 cm) ont été mesurées (Bambrick et al., 2010; Oelbermann et al., 2004). En comparant les résultats des stocks de C de l'ensemble du SAI avec ceux de la bande non-cultivée uniquement, il est possible d'établir des comparaisons avec les haies brise-vent, un système agroforestier couramment adopté et étudié au Canada et dans d'autres régions tempérées. Au site de Baie-du-Febvre, la bande non-cultivée a montré une augmentation moyenne de 0,69 Mg C ha⁻¹ an⁻¹ (0-20 cm). À titre de comparaison, en se basant sur une méta-analyse de 26 études portant sur des haies brise-vent, Mayer et al. (2022) ont rapporté des stocks de C du sol (0-20 cm) de 0,32 Mg C ha⁻¹ an⁻¹ plus élevés que ceux dans les témoins agricoles. De plus, Drexler & Don (2024) ont observé que les stocks de C du sol (0-30 cm) sous des haies agroforestières étaient de l'ordre de 0,42 Mg C ha⁻¹ an⁻¹ plus élevés que ceux dans les témoins. Enfin, bien que les différences dans les profondeurs d'échantillonnage, les climats et les systèmes de culture rendent les comparaisons entre études

difficiles, les estimations comparatives des augmentations des stocks de C de ces études se situent dans des ordres de grandeur similaires. Cela suggère que ces estimations moyennes sont assez robustes et applicables aux SAI et aux haies brise-vent dans les zones climatiques tempérées (Drexler & Don, 2024).

Au site de St-Paulin, les stocks de C du sol dans le SAI étaient plus faibles ($-0,28 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) dans la couche 0-20 cm, comparativement au témoin agricole. Ce site a principalement été cultivé en prairies permanentes, avant et après l'implantation du SAI. Or, il est bien établi que les sols sous prairies permanentes sont généralement proches de la saturation en C parce que les prairies possèdent un système racinaire plus dense et profond que celui des cultures annuelles (Wiesmeier et al., 2019). Il n'est donc pas surprenant d'observer des effets négligeables, voire une diminution des stocks de C du sol, après l'implantation d'un SAI sur une prairie, surtout en milieu tempéré, où les sols sont déjà proches de leur capacité de saturation en C (Laganière et al., 2010; Ma et al., 2020; Wiesmeier et al., 2014). La baisse de productivité des plantes fourragères dans le SAI du site de St-Paulin, attribuable à la concurrence des peupliers densément espacés sur la rangée (Bouttier et al., 2014), et la perturbation importante du sol causée par l'arrachage mécanique des souches de peupliers, récoltés, 11 ans après leur plantation, peuvent aussi expliquer cette diminution des stocks de C du sol par rapport au témoin agricole. Egnell et al. (2015) ont par exemple observé que la combinaison de récolte d'arbres et de l'essouchement peut entraîner des effets négatifs sur les stocks de C du sol qui peuvent persister pendant plus de 20 ans.

5.3 Stockage de C dans la biomasse des arbres et stocks de C totaux

Le taux d'accumulation du C dans la biomasse des arbres variait entre $0,13$ et $0,48 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ sur les quatre sites étudiés. En comparaison, Cardinael et al. (2017a) ont observé des taux d'accumulation de C variant de $0,77$ à $1,85 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ dans des SAI en France composés de noyers hybrides de 18 ans et des densités de 100 à $110 \text{ tiges ha}^{-1}$. En Ontario, Peichl et al. (2006) ont rapporté des taux de séquestration du C allant de $0,49$ (épinette de Norvège) à $1,16$ (peuplier hybride) $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ dans un SAI de 13 ans (densité de $111 \text{ tiges ha}^{-1}$). Les valeurs plus faibles observées dans notre étude peuvent s'expliquer par une densité de plantation inférieure (50 à $104 \text{ tiges ha}^{-1}$) et par l'âge relativement jeune de trois de nos plantations (9-11 ans). En effet, les taux annuels d'accumulation du C dans la biomasse des arbres sont souvent plus faibles dans les jeunes

plantations. Par exemple, dans le sud du Québec, des espèces d'arbres similaires à celles de notre étude, plantées dans des haies agroforestières, ont montré des taux de croissance annuelle en diamètre plus faibles durant la phase d'établissement (0-10 ans), comparativement à la période de maturité suivante (ex., 10-30 ans) (Mathieu et al., 2024).

Le taux d'accumulation du C dans la biomasse des arbres était le plus élevé au site de Baie-du-Febvre (Tableau 4.4), où 50 % de la plantation était constituée de peupliers hybrides à croissance rapide, presque à maturité commerciale (récolte anticipée à 13 ans avec un diamètre de 45 cm). Le taux de croissance des arbres est un trait fonctionnel qui peut grandement affecter l'accumulation du C dans les SAI. Par exemple, les peupliers, souvent utilisés dans les SAI en régions tempérées, produisent rapidement une grande quantité de litière, bien plus que les espèces à bois dur à croissance plus lente (ex., chêne rouge, noyer noir) et les espèces résineuses. Cela peut entraîner une séquestration accrue de C dans les sols à long terme (Wolz & DeLucia, 2018; Wotherspoon et al., 2014). D'autres études montrent que les associations de peupliers et de feuillus à croissance plus lente sont bénéfiques pour d'autres services écosystémiques comme la réduction de la lixiviation des ions nitrate près des rangées d'arbres et la conservation de l'eau au milieu des allées en périodes sèches (Hébert et al., 2024; Rivest & Martin-Guay, 2024). L'augmentation de la diversité des arbres dans les plantations est souvent associée à une productivité plus élevée, des stocks accrus de C dans la biomasse et les sols, une biodiversité améliorée, ainsi qu'une résilience renforcée face aux stress environnementaux (Feng et al., 2022; Messier et al., 2022; Warner et al., 2023). Bien que ce phénomène ait été généralement observé dans des plantations forestières, il reste à être exploré plus spécifiquement dans le contexte particulier des SAI (Schwarz et al., 2021).

Le taux d'accumulation de C dans l'ensemble des réservoirs (sol et arbres) variait de 0,007 à 2 Mg C ha⁻¹ an⁻¹ sur les 4 sites étudiés. Des résultats similaires ont été observés par Cardinael et al. (2017a), avec des taux d'accumulation allant de presque nuls jusqu'à 2,31 Mg C ha⁻¹ an⁻¹ sur six sites. Une méta-analyse nord-américaine réalisée par Udawatta & Jose (2012) a quant à elle rapporté des stocks totaux potentiellement plus élevés de C dans les SAI, de l'ordre de 3,7 Mg C ha⁻¹ an⁻¹. Des études portant sur d'autres systèmes confirment les effets positifs des arbres agroforestiers sur le stockage du C. Par exemple, en Saskatchewan, Amichev et al. (2016) ont mesuré que les stocks de C totaux dans six haies brise-vent âgées de 5 à 100 ans étaient plus élevés de 1,3 à 5,3 Mg C ha⁻¹ an⁻¹ que ceux dans les témoins agricoles. De plus, la méta-analyse de Ma et

al. (2020) a estimé des stocks totaux de C plus élevés de 3,08 à 3,4 Mg C ha⁻¹ an⁻¹ dans des haies agroforestières, et de 2,74 Mg C ha⁻¹ an⁻¹ dans des systèmes sylvopastoraux, comparativement à des témoins agricoles. Ces résultats montrent des variations importantes des taux de séquestration du C en fonction des types de systèmes agroforestiers et des conditions locales, tout en soulignant leur potentiel de stockage à long terme.

5.4 Limites méthodologiques

Il existe très peu d'études sur le stockage du C dans les SAI en milieu tempéré (Mayer et al., 2022). Parmi celles disponibles, il n'y a pas de consensus clair sur les protocoles à suivre pour évaluer les stocks de C du sol, ce qui rend difficile la comparaison des résultats entre études (Minarsch et al., 2024). La plupart des études utilisent des profondeurs fixes comme méthodologie d'échantillonnage et d'analyse. Cette dernière, bien qu'elle permette de comparer les stocks de C dans un même site, peut engendrer des biais. Par exemple, comparer les stocks de C du sol avant et après un labour à une profondeur fixe (0-10 cm) peut mener à la conclusion erronée que les stocks post-labour sont plus faibles, alors qu'ils sont simplement dilués en profondeur en raison de la baisse de densité apparente (Figure 4 en annexe). Aux sites de St-Télesphore et Baie-du-Febvre, la densité apparente sous la rangée d'arbres était significativement plus faible que celle mesurée à d'autres distances. Une évaluation des stocks de C selon une profondeur fixe aurait donc sous-estimé les stocks sous les arbres. Il est donc crucial d'utiliser une référence basée sur la masse de sol pour ces comparaisons. Cependant, les protocoles pour calculer cette masse équivalente varient souvent. Le plus utilisé est celui d'Ellert & Bettany (1995), mais il n'est peut-être pas optimal pour estimer les stocks de C du sol parce qu'il suppose une concentration en C constante dans chaque couche de sol plutôt qu'un gradient, ce qui est rarement le cas. Par ailleurs, la méthodologie que nous avons utilisée, qui consiste à échantillonner séparément le sol pour déterminer la densité apparente et la concentration en C, présente certaines limites. En effet, la densité apparente varie au sein d'un même bloc, et la méthode du cylindre utilisée pour la mesurer peut entraîner une compaction du sol, introduisant une erreur d'environ 1 % lorsque la densité apparente est mesurée indépendamment des échantillons de sol (Wendt & Hauser, 2013).

Davantage d'études sont nécessaires pour améliorer l'estimation des stocks de C dans les SAI à larges espacements. Il est crucial que ces études soient basées sur des protocoles d'inventaire

standardisés et reconnus afin de mieux comprendre la variation spatiale et temporelle des stocks de C (Mayer et al., 2022). Dans notre étude, nous avons suivi en grande partie les recommandations de Minarsch et al. (2024), en échantillonnant à différentes distances et de part et d'autre des rangées d'arbres pour capturer la variation spatiale des stocks de C. Afin de représenter fidèlement l'ensemble du bloc, plusieurs transects ont été échantillonnés et mélangés pour produire des échantillons composites, permettant ainsi de prendre en compte l'hétérogénéité intra-bloc du sol, notamment celle liée à ses classes granulométriques texture. En effet, dans nos parcelles expérimentales, l'hétérogénéité de la texture est substantielle en raison de la grande superficie agricole couverte par les SAI. Par exemple, au site de St-Télesphore, la teneur en sable pouvait varier jusqu'à 32 % à l'intérieur d'un même bloc, soulignant l'importance de prendre en compte cette hétérogénéité dans les analyses statistiques (Beuschel et al., 2019). Les coefficients de variation des classes granulométriques dans les différents sites (Tableau 3.1) montrent que le sable pouvait varier jusqu'à 76,2 % à St-Télesphore et l'argile jusqu'à 66,4 % à Baie-du-Febvre. Cette forte variabilité explique la grande variation des stocks de C dans le sol et peut aussi expliquer l'absence d'effets significatifs de la distance (St-Paulin et St-Ubalde) ou du type de système (St-Télesphore, St-Ubalde) sur certains sites, malgré des taux d'accumulation élevés (ex., St-Ubalde). La texture du sol influence significativement la dynamique d'accumulation du C dans les SAI, bien que peu d'études aient approfondi ce phénomène (Mayer et al., 2020). La méta-analyse de Laganière et al. (2010) a montré que les sols lourds (contenant plus de 33 % d'argile) possèdent une capacité supérieure à accumuler du C par rapport aux sols plus légers. Les auteurs ont déterminé que l'accumulation du C dans les sols lourds était 25 % supérieure à celle dans les sols légers, à une profondeur d'échantillonnage moyenne de 37 cm. Dans notre étude, lorsque la texture était un facteur significatif, tous les sites, sauf celui de Baie-du-Febvre, présentaient des stocks de C plus élevés dans les sols à teneur plus élevée en argile (résultats non montrés). Cela souligne l'importance de prendre en compte les classes granulométriques du sol dans l'évaluation des stocks de C.

L'hétérogénéité des sols que nous avons observée souligne l'importance de bien géo-référencer les points d'échantillonnage afin de pouvoir effectuer des suivis futurs des stocks de C. Ces suivis sur plusieurs décennies sont essentiels pour comprendre les impacts à long terme des SAI sur les stocks de C (Minarsch et al., 2024). Ces données temporelles permettront notamment d'établir si les stocks

de C du sol plus élevés dans les SAI représentent une réelle accumulation de C dans le temps dans ces systèmes ou une baisse de C dans les témoins liées à une possible dégradation du sol. Il est donc primordial d'établir un protocole rigoureux et complet pour quantifier les stocks de C du sol. Sans cela, les résultats ne pourront pas être comparés avec ceux d'autres études. Ce besoin est particulièrement pressant étant donné le faible nombre d'études portant sur des SAI matures. De nouvelles recherches sur ces systèmes plus anciens sont indispensables pour comprendre la dynamique des stocks de C du sol, et elles devront être menées avec des protocoles robustes, notamment en ce qui concerne l'effort d'échantillonnage et la méthode des masses équivalentes (Cardinael et al., 2017a).

6. CONCLUSION

Une variation spatiale significative des stocks de C été observée dans les SAI, mais uniquement sur les sites de St-Télesphore et de Baie-du-Febvre, et dans la couche superficielle du sol (profondeur de 0-20 cm). Les stocks de C du sol, à toutes les distances par rapport aux rangées d'arbres (sauf à 0 m pour le site de St-Télesphore et au milieu de l'allée pour Baie-du-Febvre), étaient plus élevés que dans les parcelles témoins. Sur le site de Baie-du-Febvre, les stocks de C du sol dans la couche 0-20 cm étaient les plus élevés à proximité des rangées d'arbres et diminuaient progressivement avec l'éloignement des arbres. Aux sites de St-Télesphore et Baie-du-Febvre, la distribution des stocks de C du sol dans la couche 20-40 cm suivait une tendance similaire à celle observée dans la couche 0-20 cm, bien que sans effet significatif. Nos résultats indiquent que les effets des SAI sur le stockage du C du sol se concentrent principalement dans l'horizon superficiel, au moins durant la première décennie après leur implantation.

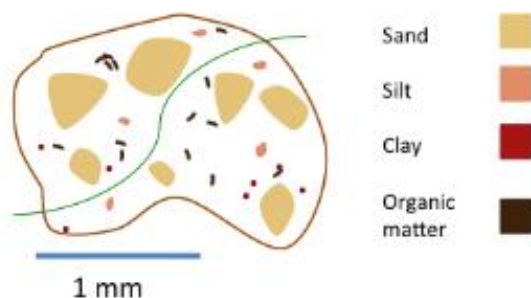
De rares études ont montré qu'à moyen terme (ex., plus de 10 ans après la plantation des arbres), l'implantation de SAI à faible densité d'arbres en milieu tempéré peut entraîner des stocks de C accru comparativement à des témoins agricoles (Ivezić et al., 2022; Mayer et al., 2022). Notre étude corrobore cette tendance, avec des stocks de C du sol significativement plus élevés (+0,51 Mg C ha⁻¹ an⁻¹) dans la couche 0-20 cm d'un SAI en grandes cultures au site de Baie-du-Febvre, comparativement à un témoin agricole sans arbres. Cependant, au site de St-Paulin, le seul parmi les quatre sites expérimentaux cultivé en prairie permanente, les stocks de C dans la même couche de sol étaient significativement plus faibles (-0,28 Mg C ha⁻¹ an⁻¹) dans le SAI que dans le témoin agricole. Nos résultats indiquent ainsi que les SAI semblent offrir un potentiel plus élevé de séquestration du C dans les sols de parcelles en rotation avec des grandes cultures annuelles que sur des prairies permanentes. Aux sites de St-Télesphore et St-Ubalde, bien que des augmentations substantielles des stocks de C du sol aient été constatées en SAI, leur grande variabilité a réduit la puissance statistique de notre analyse, limitant ainsi notre capacité à confirmer la significativité de ces stocks plus élevés.

Dans les SAI des quatre sites étudiés, le taux d'accumulation de C dans la biomasse des arbres variait de 0,13 à 0,48 Mg C ha⁻¹ an⁻¹. En considérant l'ensemble des réservoirs, incluant le sol et les arbres, ce taux oscillait entre 0,01 et 2,0 Mg C ha⁻¹ an⁻¹. Nos résultats suggèrent que les sols

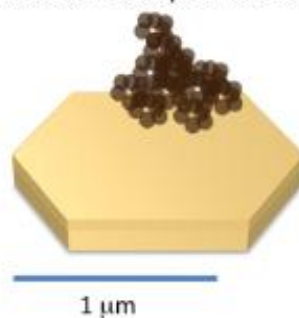
pourraient jouer un rôle plus important que les arbres dans l'accumulation de C au sein des SAI. De plus, nos résultats indiquent que le potentiel de séquestration du C dans les SAI est très variable et spécifique aux sites. Plusieurs facteurs pourraient expliquer la grande variation inter-sites, tels que l'historique des cultures, la composition en espèces d'arbres, la présence d'une végétation herbacée abondante au pied des arbres, la texture du sol, ainsi que la densité et l'âge de plantation. Afin de mieux comprendre l'influence de ces éléments sur la dynamique du C dans les SAI, des recherches supplémentaires s'avèrent nécessaires.

ANNEXE A

a. Physical protection inside aggregates



b. Chemical adsorption to mineral surfaces



c. Persistence through biological retention

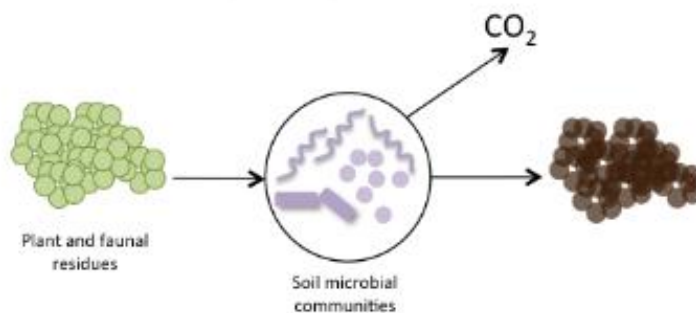


Figure A1. Stabilisation de la matière organique selon les processus physiques (a), chimiques (b) et biologiques (c). La matière organique est protégée physiquement contre les microorganismes en étant inaccessible pour la dégradation, chimiquement en s'adsorbant aux particules (colloïdes) de sol et biologiquement en étant insérée dans la biomasse microbienne (Quideau et al., 2021).

ANNEXE B

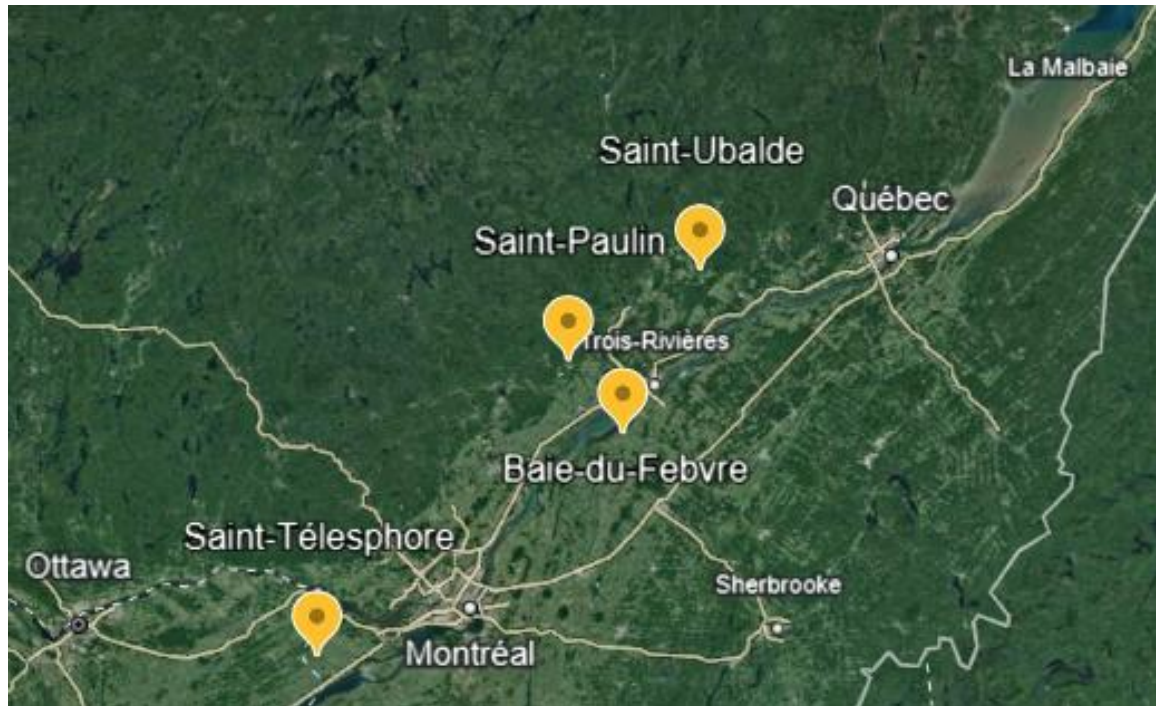


Figure A2. Localisation des sites d'étude dans le sud du Québec.

ANNEXE C

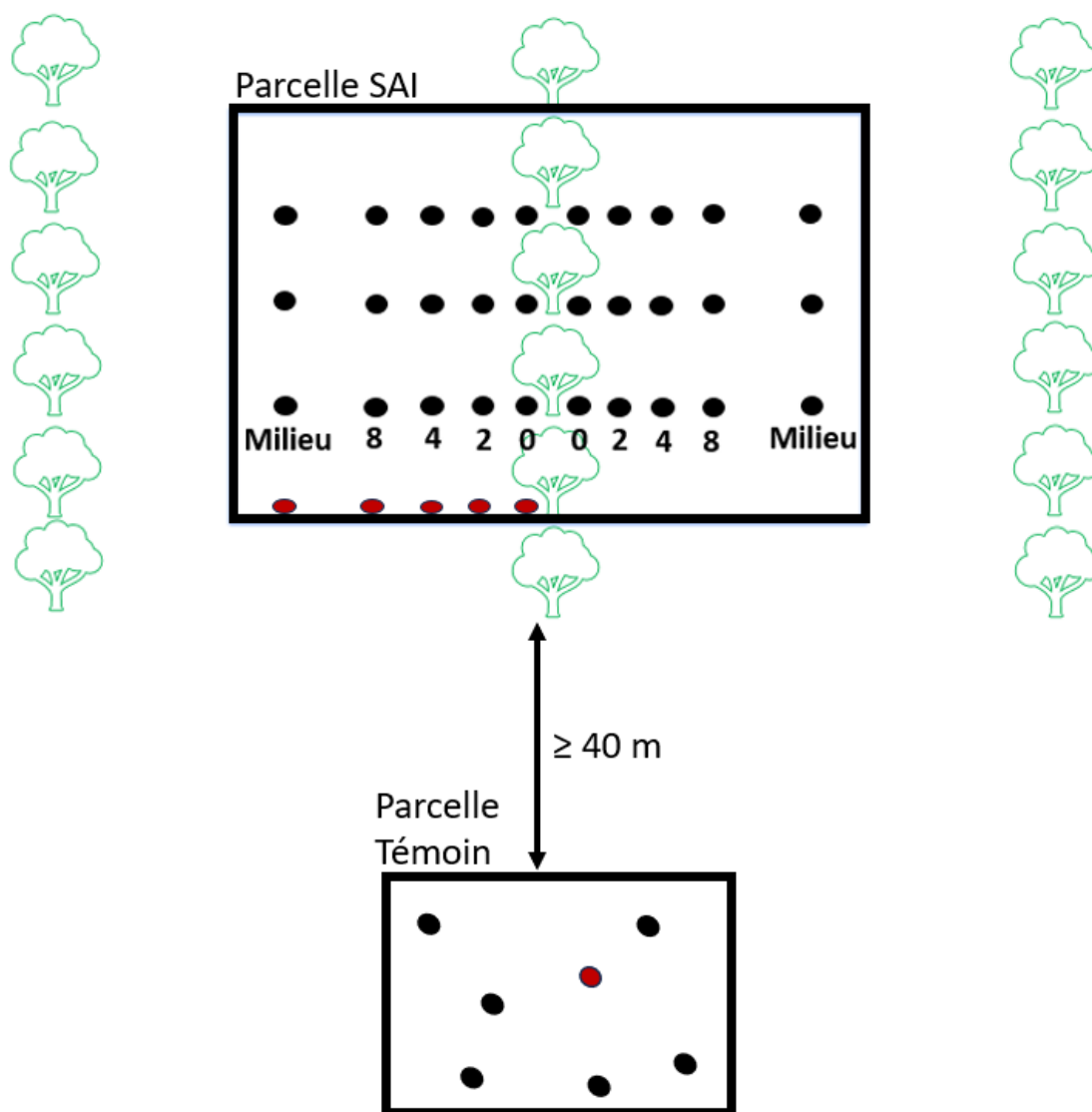


Figure A3. Échantillonnage d'un bloc expérimental de part et d'autre de la rangée d'arbres et dans un témoin agricole situé à plus de 40 m du plus proche arbre dans le système agroforestier intercalaire (SAI). Les points noirs représentent les échantillons de sol pour le dosage du C alors que les points rouges représentent ceux pour la densité apparente.

ANNEXE D

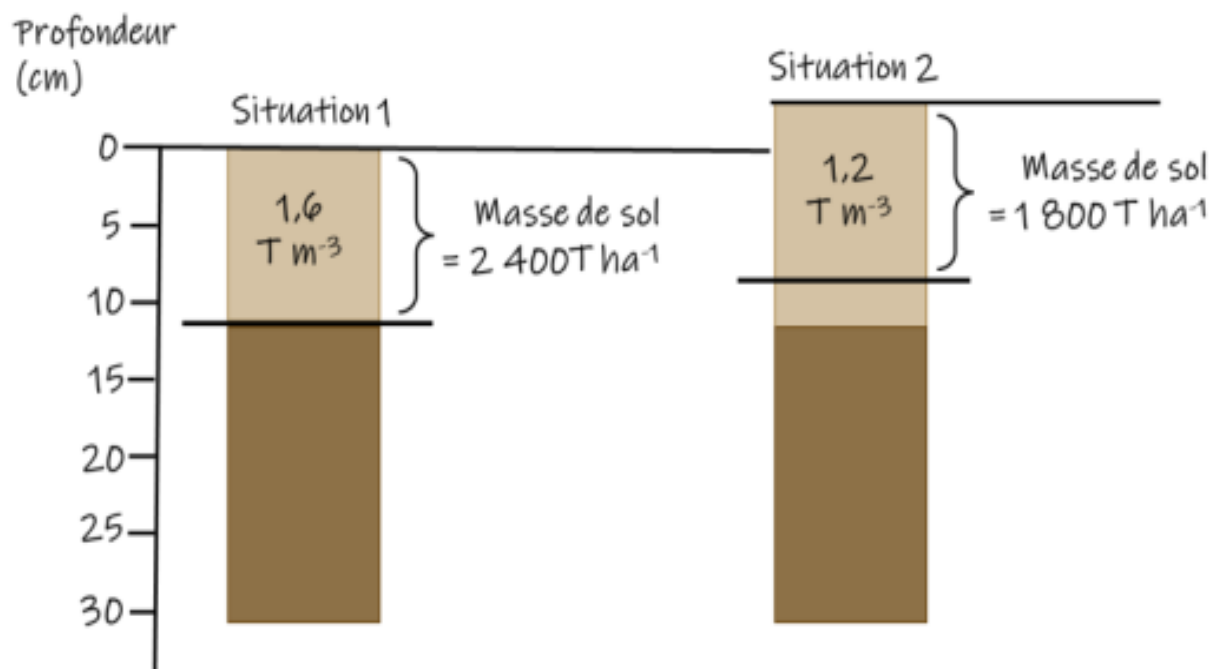


Figure A4. Comparaison de deux opérations culturales avant un labour de sol (situation 1) et après un labour (situation 2) pour une profondeur approximative de 0-10 cm. La densité apparente du sol est représentée en t m^{-3} et la masse de sol de référence en t ha^{-1} (Samson et al., 2023).

ANNEXE E

Tableau A1. Synthèse d'études ayant mesuré les stocks de C du sol de différents systèmes agroforestiers intercalaires au Canada et en France.

Région	Auteurs	Accumulation C (Mg C ha ⁻¹ an ⁻¹)	Âge (années)	Espèces d'arbres plantées	Espacement entre rangées d'arbres (m)	Commentaires
France	Cardinael et al. (2017a)	0,24 (0-30 cm)	18	<i>Juglans</i> spp., <i>Prunus avium</i>	Entre 9 et 27	5 sites d'étude
	Cardinael, et al. (2017b)	1,11 (0-200 cm)	18	<i>juglans</i> spp.	11	1 site d'étude
Ontario	Oelbermann et al. (2006)	0,30 (0-20 cm) 0,39 (0-40 cm)	13	<i>Populus x canadensis</i>	15	1 site d'étude
Ontario Québec	Bambrick et al. (2010)	1,18 (0-30 cm) 0,30 (0-20 cm)	5 à 21	<i>Populus x canadensis</i> , <i>Picea abies</i>	8 à 15	Les 3 SAI au Québec avaient en moyenne 5 ans et le SAI en Ontario 21 ans
Ontario	Wotherspoon et al. (2014)	1,54 (0-40 cm)	25	<i>Populus x canadensis</i> , <i>Quercus rubra</i> , <i>Juglans nigra</i> , <i>Picea abies</i> , <i>Thuja occidentalis</i>	15	Même site qu'Oelbermann et al. (2006) et Bambrick et al. (2010)

ANNEXE F

Tableau A2. Valeurs moyennes de concentration de C dans la biomasse des troncs de différentes espèces d'arbres.

Espèce	Concentration de C (%)
Peuplier hybride (<i>Populus x canadensis</i>)	0,478
Chêne rouge (<i>Quercus rubra</i>)	0,480
Cerisier tardif (<i>Prunus serotina</i>)	0,495
Noyer noir (<i>Juglans nigra</i>)	0,470
Chêne à gros fruits (<i>Quercus macrocarpa</i>)	0,496
Érable à sucre (<i>Acer saccharum</i>)	0,493
Pin rouge (<i>Pinus resinosa</i>)	0,533
Bouleau blanc (<i>Betula papyrifera</i>)	0,490

ANNEXE G

Tableau A3 : Bilan des stocks de carbone dans les différents réservoirs et des taux de séquestration de carbone dans les systèmes agroforestiers intercalaires aux quatre sites expérimentaux.

Site	Âge	Stocks aérien ¹ C/arbre (kg/arbre)	Stocks souterrain ¹ C/arbre (kg/arbres)	Stocks C totaux biomasse arbres ¹ (Mg C ha ⁻¹)	Taux de séquestration C arbres (Mg C ha ⁻¹ an ⁻¹)	Stocks C sol (Mg C ha ⁻¹)	Taux de séquestration C sol (Mg C ha ⁻¹ an ⁻¹)	Stocks C totaux (Mg C ha ⁻¹)	Taux de séquestration C (arbres+sol) (Mg C ha ⁻¹ an ⁻¹)	P
ST	9	53,3±1,7	16,0±1,7	2,0±0,7	0,22±0,08	101,4±5,5	1,01+/-1,11	103,4±5,5	1,2±1,2	0,41
BDF	11	176,3±22,8	35,1±3,2	5,3±0,3	0,49±0,03	116,2±7,9	0,79+/-1,34	121,6±7,9	1,3±1,3	0,54
SP	19	110,6±24,0	23,5±3,2	5,5±1,4	0,29±0,07	119,8±9,0	-0,28+/-0,72	125,3±9,5	0,008±0,7	0,27
SU	10	34,0±0,8	10,2±0,8	1,4±0,2	0,14±0,02	147,0±10,9	1,82+/-2,11	148,4±10,8	2,0±2,1	0,61

¹ Stocks de C estimés d'après des équations allométriques. Les erreurs-types sont présentés après les moyennes. ST : St-Télesphore, BDF : Baie-du-Febvre, SP : St-Paulin, SU : St-Ubalde.

RÉFÉRENCES

- Alam, M., Olivier, A., Paquette, A., Dupras, J., Revéret, J.-P., & Messier, C. (2014). A general framework for the quantification and valuation of ecosystem services of tree-based intercropping systems. *Agroforestry Systems*, 88(4), 679–691.
<https://doi.org/10.1007/s10457-014-9681-x>
- Amelung, W., Bossio, D., de Vries, W., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Amundson, R., Bol, R., Collins, C., Lal, R., & Leifeld, J. (2020). Towards a global-scale soil climate mitigation strategy. *Nature Communications*, 11(1), 5427. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18887-7>
- Amichev, B. Y., Bentham, M. J., Kulshreshtha, S. N., Laroque, C. P., Piwowar, J. M., & Van Rees, K. C. (2016). Carbon sequestration and growth of six common tree and shrub shelterbelts in Saskatchewan, Canada. *Canadian Journal of Soil Science*, 97(3), 368–381.
- Anel, B., Cogliastro, A., Olivier, A., & Rivest, D. (2017). Une agroforesterie pour le Québec: Document de réflexion et d'orientation. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec.
- Angers, D., Arrouays, D., Saby, N., & Walter, C. (2011). Estimating and mapping the carbon saturation deficit of French agricultural topsoils. *Soil Use and Management*, 27(4), 448–452.
- Balandier, P., & Dupraz, C. (1998). Growth of widely spaced trees. A case study from young agroforestry plantations in France. *Agroforestry Systems*, 43, 151–167.
- Bambrick, A. D., Whalen, J. K., Bradley, R. L., Cogliastro, A., Gordon, A. M., Olivier, A., & Thevathasan, N. V. (2010a). Spatial heterogeneity of soil organic carbon in tree-based

- intercropping systems in Quebec and Ontario, Canada. *Agroforestry Systems*, 79(3), 343–353. <https://doi.org/10.1007/s10457-010-9305-z>
- Bardhan, S., Jose, S., Udawatta, R. P., & Fritschi, F. (2013). Microbial community diversity in a 21-year-old temperate alley cropping system. *Agroforestry Systems*, 87(5), 1031–1041.
- Batjes, N. H. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 47(2), 151–163.
- Battie-Laclau, P., Taschen, E., Plassard, C., Dezette, D., Abadie, J., Arnal, D., Benezech, P., Duthoit, M., Pablo, A.-L., & Jourdan, C. (2020). Role of trees and herbaceous vegetation beneath trees in maintaining arbuscular mycorrhizal communities in temperate alley cropping systems. *Plant and Soil*, 453, 153–171.
- Beule, L., Guerra, V., Lehtsaar, E., & Vaupel, A. (2022). Digging deeper: Microbial communities in subsoil are strongly promoted by trees in temperate agroforestry systems. *Plant and Soil*, 480(1), 423–437.
- Beuschel, R., Piepho, H.-P., Joergensen, R. G., & Wachendorf, C. (2019). Similar spatial patterns of soil quality indicators in three poplar-based silvo-arable alley cropping systems in Germany. *Biology and Fertility of Soils*, 55, 1–14.
- Bouttier, L., Paquette, A., Messier, C., Rivest, D., Olivier, A., & Cogliastro, A. (2014). Vertical root separation and light interception in a temperate tree-based intercropping system of Eastern Canada. *Agroforestry Systems*, 88, 693–706.
- Bouyoucos, G. J. (1962). Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils 1. *Agronomy Journal*, 54(5), 464–465.
- Burgess, A. J., Cano, M. E. C., & Parkes, B. (2022). The deployment of intercropping and agroforestry as adaptation to climate change. *Crop and Environment*, 1(2), 145–160.

- Canadian Agricultural Services Coordinating Committee. Soil Classification Working Group, National Research Council Canada, Canada. Agriculture, & Agri-Food Canada. Research Branch. (1998). *The Canadian system of soil classification* (Issue 1646). NRC Research Press.
- Cardinael, R., Chevallier, T., Cambou, A., Béral, C., Barthès, B. G., Dupraz, C., Durand, C., Kouakoua, E., & Chenu, C. (2017A). Increased soil organic carbon stocks under agroforestry: A survey of six different sites in France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 236, 243–255.
- Cardinael, R., Guenet, B., Chevallier, T., Dupraz, C., Cozzi, T., & Chenu, C. (2017B). High organic inputs explain shallow and deep SOC storage in a long-term agroforestry system – Combining experimental and modeling approaches. *Biogeosciences Discussions*. <https://doi.org/10.5194/bg-2017-125>
- Cardinael, R., Hoeffner, K., Chenu, C., Chevallier, T., Béral, C., Dewisme, A., & Cluzeau, D. (2019). Spatial variation of earthworm communities and soil organic carbon in temperate agroforestry. *Biology and Fertility of Soils*, 55(2), 171–183.
- Cardinael, R., Z. Mao, I. Prieto, A. Stokes, C. Dupraz, J. H. Kim, et C. Jourdan. (2015). Competition with winter crops induces deeper rooting of walnut trees in a Mediterranean alley cropping agroforestry system. *Plant and Soil*, 391(1-2), 219-235.
- Carrier, M., Rhéaume Gonzalez, F.-A., Cogliastro, A., Olivier, A., Vanasse, A., & Rivest, D. (2019). Light availability, weed cover and crop yields in second generation of temperate tree-based intercropping systems. *Field Crops Research*, 239, 30–37. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.05.004>
- Carter, M. R. (2002). Soil quality for sustainable land management: Organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agronomy Journal*, 94(1), 38–47.

- Cotrufo, M. F., Wallenstein, M. D., Boot, C. M., Denef, K., & Paul, E. (2013). The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: Do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology*, 19(4), 988–995.
- Cuellar Castillo, M. A., Allaire, S. E., Lange, S. F., Bradley, R., Parsons, W. F. J., Rivest, D., & Cogliastro, A. (2016). Greenhouse gas dynamics in a tree-based intercropping system compared to an organic conventional system.. *Canadian Journal of Soil Science*, CJSS-2016-0081. <https://doi.org/10.1139/CJSS-2016-0081>
- Cuéllar, M. A., Allaire, S. E., Lange, S. F., Bradley, R. L., Parsons, W. F., Rivest, D., & Cogliastro, A. (2016). Greenhouse gas dynamics in a tree-based intercropping system compared with an organic conventional system. *Canadian Journal of Soil Science*, 97(3), 382–393.
- De Stefano, A., & Jacobson, M. G. (2018). Soil carbon sequestration in agroforestry systems: A meta-analysis. *Agroforestry Systems*, 92, 285–299.
- D’hervilly, C., Marsden, C., Hedde, M., & Bertrand, I. (2020). Sown understory vegetation strips impact soil chemical fertility, associated microorganisms and macro-invertebrates in two temperate alley cropping systems. *Agroforestry Systems*, 94(5), 1851–1864.
- Doraisami, M., Kish, R., Paroshy, N. J., Domke, G. M., Thomas, S. C., & Martin, A. R. (2022). A global database of woody tissue carbon concentrations. *Scientific Data*, 9(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41597-022-01396-1>
- D’Hervilly, C., Marsden, C., Capowiez, Y., Béral, C., Delapré-Cosset, L., & Bertrand, I. (2021). Trees and herbaceous vegetation strips both contribute to changes in soil fertility and soil organism communities in an agroforestry system. *Plant and Soil*, 463, 537–553.

- Drever, C. R., Cook-Patton, S. C., Akhter, F., Badiou, P. H., Chmura, G. L., Davidson, S. J., Desjardins, R. L., Dyk, A., Fargione, J. E., & Fellows, M. (2021b). Natural climate solutions for Canada. *Science Advances*, 7(23).
- Drexler, S., & Don, A. (2024). Carbon sequestration potential in hedgerow soils: Results from 23 sites in Germany. *Geoderma*, 445, 116878.
- Drexler, S., Gensior, A., & Don, A. (2021). Carbon sequestration in hedgerow biomass and soil in the temperate climate zone. *Regional Environmental Change*, 21(3), 74.
- Egnell, G., Jurevics, A., & Peichl, M. (2015). Negative effects of stem and stump harvest and deep soil cultivation on the soil carbon and nitrogen pools are mitigated by enhanced tree growth. *Forest Ecology and Management*, 338, 57–67.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.11.006>
- Ellert, B. H., & Bettany, J. R. (1995). Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, 75(4), 529–538. <https://doi.org/10.4141/cjss95-075>
- Feng, Y., Schmid, B., Loreau, M., Forrester, D. I., Fei, S., Zhu, J., Tang, Z., Zhu, J., Hong, P., & Ji, C. (2022). Multispecies forest plantations outyield monocultures across a broad range of conditions. *Science*, 376(6595), 865–868.
- Fortier, J., Truax, B., Gagnon, D., & Lambert, F. (2013). Root biomass and soil carbon distribution in hybrid poplar riparian buffers, herbaceous riparian buffers and natural riparian woodlots on farmland. *SpringerPlus*, 2(1), 539. <https://doi.org/10.1186/2193-1801-2-539>
- Gagné, G., Lorenzetti, F., Cogliastro, A., & Rivest, D. (2022). Soybean performance under moisture limitation in a temperate tree-based intercropping system. *Agricultural Systems*, 201, 103460.

- Griscom, B. W., Adams, J., Ellis, P. W., Houghton, R. A., Lomax, G., Miteva, D. A., Schlesinger, W. H., Shoch, D., Siikamäki, J. V., & Smith, P. (2017). Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(44), 11645–11650.
- Guillot, E., Hinsinger, P., Dufour, L., Roy, J., & Bertrand, I. (2019). With or without trees: Resistance and resilience of soil microbial communities to drought and heat stress in a Mediterranean agroforestry system. *Soil Biology and Biochemistry*, 129, 122–135.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.11.011>
- Hébert, È-M (2024). Dynamique spatiale et temporelle du microclimat, de l’eau du sol et de la productivité fourragère en système agroforestier intercalaire. Mémoire. Gatineau, Université du Québec en Outaouais, Institut des Sciences de la forêt tempérée, 62 p.
- Hotelier-Rous, N., Laroche, G., Durocher, È., Rivest, D., Olivier, A., Liagre, F., & Cogliastro, A. (2020). Temperate agroforestry development: The case of Quebec and of France. *Sustainability*, 12(17), 7227.
- Ivezić, V., Lorenz, K., & Lal, R. (2022). Soil organic carbon in alley cropping systems: A Meta-analysis. *Sustainability*, 14(3), 1296.
- Jones, A., Fortier, J., Gagnon, D., & Truax, B. (2020). Trading tree growth for soil degradation: Effects at 10 years of black plastic mulch on fine roots, earthworms, organic matter and nitrate in a multi-species riparian buffer. *Trees, Forests and People*, 2, 100032.
<https://doi.org/10.1016/j.tfp.2020.100032>
- Kallenbach, C. M., Frey, S. D., & Grandy, A. S. (2016). Direct evidence for microbial-derived soil organic matter formation and its ecophysiological controls. *Nature Communications*, 7(1), 13630.

- Kanzler, M., Böhm, C., Mirck, J., Schmitt, D., & Veste, M. (2019). Microclimate effects on evaporation and winter wheat (*Triticum aestivum* L.) yield within a temperate agroforestry system. *Agroforestry Systems*, 93, 1821–1841.
- Kavdir, Y., & Ilay, R. (2010). Earthworms and soil structure. In *Biology of earthworms*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, p.39-50.
- 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. (2015). Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability*, 7(5), 5875–5895.
- Lambert, M.-C., Ung, C.-H., & Raulier, F. (2005). Canadian national tree aboveground biomass equations. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(8), 1996–2018.
<https://doi.org/10.1139/x05-112>
- Lange, M., Eisenhauer, N., Sierra, C. A., Bessler, H., Engels, C., Griffiths, R. I., Mellado-Vázquez, P. G., Malik, A. A., Roy, J., & Scheu, S. (2015). Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. *Nature Communications*, 6(1), 6707.
- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P., & Rossi, J.-P. (2006). Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, 42, S3–S15. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.10.002>
- Li, Z., Kurz, W. A., Apps, M. J., & Beukema, S. J. (2003). Belowground biomass dynamics in the Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector: Recent improvements and implications for the estimation of NPP and NEP. *Canadian Journal of Forest Research*, 33(1), 126–136. <https://doi.org/10.1139/x02-165>

- Link, C. M., Thevathasan, N. V., Gordon, A. M., & Isaac, M. E. (2015). Determining tree water acquisition zones with stable isotopes in a temperate tree-based intercropping system. *Agroforestry Systems*, 89, 611–620.
- Lorenz, K., & Lal, R. (2014). Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34, 443–454.
- Lovell, S. T., Dupraz, C., Gold, M., Jose, S., Revord, R., Stanek, E., & Wolz, K. J. (2018). Temperate agroforestry research: Considering multifunctional woody polycultures and the design of long-term field trials. *Agroforestry Systems*, 92, 1397–1415.
- Ma, Z., Bork, E. W., Carlyle, C. N., Tieu, J., Gross, C. D., & Chang, S. X. (2022). Carbon stocks differ among land-uses in agroforestry systems in western Canada. *Agricultural and Forest Meteorology*, 313, 108756. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108756>
- Ma, Z., Chen, H. Y. H., Bork, E. W., Carlyle, C. N., & Chang, S. X. (2020). Carbon accumulation in agroforestry systems is affected by tree species diversity, age and regional climate: A global meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 29(10), 1817–1828. <https://doi.org/10.1111/geb.13145>
- Mathieu, A., Cogliastro, A., & Rivest, D. (2024). Drivers of tree establishment in planted windbreaks and riparian buffers: A case study of farms in southern Quebec, Canada. *Geoderma Regional*, 37, e00788.
- Mayer, M., Prescott, C. E., Abaker, W. E., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G. W., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, K., & Laclau, J.-P. (2020). Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management*, 466, 118127.
- Mayer, S., Wiesmeier, M., Sakamoto, E., Hübner, R., Cardinael, R., Kühnel, A., & Kögel-Knabner, I. (2022). Soil organic carbon sequestration in temperate agroforestry systems –

- A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 323, 107689.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107689>
- Messier, C., Bauhus, J., Sousa-Silva, R., Auge, H., Baeten, L., Barsoum, N., Bruelheide, H., Caldwell, B., Cavender-Bares, J., & Dhiedt, E. (2022). For the sake of resilience and multifunctionality, let's diversify planted forests! *Conservation Letters*, 15(1), e12829.
- Minarsch, E.-M. L., Schierning, P., Wichern, F., Gattinger, A., & Weckenbrock, P. (2024). Transect sampling for soil organic carbon monitoring in temperate alley cropping systems-A review and standardized guideline. *Geoderma Regional*, e00757.
- Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. (2023). La séquestration du carbone par le boisement et le reboisement sur des terres du domaine privé. Gouvernement du Québec.
<https://www.environnement.gouv.qc.ca/changements/carbone/credits-compensatoires/sequestration-carbone-boisement-reboisement-terres-prive.htm>
- Mulia, R., & Dupraz, C. (2006). Unusual fine root distributions of two deciduous tree species in southern France: What consequences for modelling of tree root dynamics? *Plant and Soil*, 281(1), 71–85.
- Mungai, N., & Motavalli, P. (2006). Litter quality effects on soil carbon and nitrogen dynamics in temperate alley cropping systems. *Applied Soil Ecology*, 31, 32–42.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.04.009>
- Nair, P., Nair, V., Mohan Kumar, B., & Showalter, J. (2010). Carbon Sequestration in Agroforestry Systems. *Advances in Agronomy*, 108, 237–307.
[https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(10\)08005-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(10)08005-3)
- Nair, P. R., Kumar, B. M., & Nair, V. D. (2021). *An introduction to agroforestry: Four decades of scientific developments*. Springer.

- O'Connor, C., Choma, C., Zeller, B., Waterlot, C., Siah, A., & Andrianarisoa, K. S. (2024). Tree effects on litter mass loss at different soil depths in a young temperate alley cropping system revealed with tea bag method. *Plant and Soil*, 1–25.
- O'Connor, C., Zeller, B., Choma, C., Delbende, F., Siah, A., Waterlot, C., & Andrianarisoa, K. S. (2023). Trees in temperate alley-cropping systems develop deep fine roots 5 years after plantation: What are the consequences on soil resources? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 345, 108339.
- Oelbermann, M., Paul Voroney, R., & Gordon, A. M. (2004). Carbon sequestration in tropical and temperate agroforestry systems: A review with examples from Costa Rica and southern Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104(3), 359–377.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.04.001>
- Oelbermann, M., Voroney, R. P., Thevathasan, N. V., Gordon, A. M., Kass, D. C. L., & Schlönvoigt, A. M. (2006). Soil carbon dynamics and residue stabilization in a Costa Rican and southern Canadian alley cropping system. *Agroforestry Systems*, 68(1), 27–36.
<https://doi.org/10.1007/s10457-005-5963-7>
- Pardon, P., Reubens, B., Reheul, D., Mertens, J., De Frenne, P., Coussement, T., Janssens, P., & Verheyen, K. (2017). Trees increase soil organic carbon and nutrient availability in temperate agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 247, 98–111.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.018>
- Paustian, K., Brenner, J., Killian, K., Cipra, J., Williams, S., Elliott, E. T., Eve, M. D., Kautza, T., & Bluhm, G. (2016). State-level analyses of C sequestration in agricultural soils. In *Agricultural practices and policies for carbon sequestration in soil* (pp. 217–230). CRC Press.

- 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.
- Plante, P.-M., Rivest, D., Vézina, A., & Vanasse, A. (2014). Root distribution of different mature tree species growing on contrasting textured soils in temperate windbreaks. *Plant and Soil*, 380, 429–439.
- 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.
- Quideau, S., Simpson, M., & Gillespie, A. (2021). *Soil Organic Matter*.
<https://openpress.usask.ca/soilscience/chapter/soil-organic-matter/>
- Richard, C. 2023. L'agroforesterie au bénéfice des sols et des cultures - Un atout face aux changements climatiques. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ). 38 p
- Rivest, D. (2008). Cultures intercalaires avec arbres feuillus: Effets sur la disponibilité de la lumière, la qualité du sol et la productivité des plantes associées. Doctorat. Université Laval.
- Rivest, D., & Cogliastro, A. (2019). Establishment success of seven hardwoods in a tree-based intercropping system in southern Quebec, Canada. *Agroforestry Systems*, 93, 1073–1080.
- Rivest, D., Lorente, M., Olivier, A., & Messier, C. (2013). Soil biochemical properties and microbial resilience in agroforestry systems: Effects on wheat growth under controlled drought and flooding conditions. *The Science of the Total Environment*, 463-464C, 51–60. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.071>

- Rivest, D., & Martin-Guay, M.-O. (2023). Nitrogen leaching and soil nutrient supply vary spatially within a temperate tree-based intercropping system but are unaffected by tree root pruning [Preprint]. In Review. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3398528/v1>
- Rolo, V., Rivest, D., Maillard, É., & Moreno, G. (2023). Agroforestry potential for adaptation to climate change: A soil-based perspective. *Soil Use and Management*, 39(3), 1006–1032. <https://doi.org/10.1111/sum.12932>
- Schwarz, J., Schnabel, F., & Bauhus, J. (2021). A conceptual framework and experimental design for analysing the relationship between biodiversity and ecosystem functioning (BEF) in agroforestry systems. *Basic and Applied Ecology*, 55, 133–151. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.05.002>
- Shi, L., Feng, W., Xu, J., & Kuzyakov, Y. (2018). Agroforestry systems: Meta-analysis of soil carbon stocks, sequestration processes, and future potentials. *Land Degradation & Development*, 29(11), 3886–3897. <https://doi.org/10.1002/ldr.3136>
- Siegwart, L., Jourdan, C., Piton, G., Sugihara, S., Van den Meersche, K., & Bertrand, I. (2022). Root distribution and properties of a young alley-cropping system: Effects on soil carbon storage and microbial activity. *Plant and Soil*, 1–25.
- Smith P., M. Bustamante, H. Ahammad, H. Clark, H. Dong, E. A. Elsidig, H. Haberl, R. Harper, J. House, M. Jafari, O. Masera, C. Mbow, N. H. Ravindranath, C.W. Rice, C. Robledo Abad, A. Romanovskaya, F. Sperling, and F. Tubiello. (2014). *Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU)*. Cambridge University Press.
- Steinmetz, Z., Wollmann, C., Schaefer, M., Buchmann, C., David, J., Tröger, J., Muñoz, K., Frör, O., & Schaumann, G. E. (2016). Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? *Science of the Total Environment*, 550, 690–705.

- 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, 257–268.
- Thorup-Kristensen, K., Halberg, N., Nicolaisen, M., Olesen, J. E., Crews, T. E., Hinsinger, P., Kirkegaard, J., Pierret, A., & Dresbøll, D. B. (2020). Digging deeper for agricultural resources, the value of deep rooting. *Trends in Plant Science*, 25(4), 406–417.
- Truax, B., Fortier, J., Gagnon, D., & Lambert, F. (2018). Black Plastic Mulch or Herbicide to Accelerate Bur Oak, Black Walnut, and White Pine Growth in Agricultural Riparian Buffers? *Forests*, 9(5), 258. <https://doi.org/10.3390/f9050258>
- Truax, B., Gagnon, D., Lambert, F., & Fortier, J. (2017). Riparian buffer growth and soil nitrate supply are affected by tree species selection and black plastic mulching. *Ecological Engineering*, 106, 82–93.
- Udawatta, R. P., & Jose, S. (2012). Agroforestry strategies to sequester carbon in temperate North America. *Agroforestry Systems*, 86, 225–242.
- Udawatta, R. P., Kremer, R. J., Adamson, B. W., & Anderson, S. H. (2008). Variations in soil aggregate stability and enzyme activities in a temperate agroforestry practice. *Applied Soil Ecology*, 39(2), 153–160.
- Udawatta, R. P., Kremer, R. J., Nelson, K. A., Jose, S., & Bardhan, S. (2014). Soil quality of a mature alley cropping agroforestry system in temperate North America. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 45(19), 2539–2551.
- Upton, M. A., & Burgess, P. J. (2013). Soil organic carbon and root distribution in a temperate arable agroforestry system. *Plant and Soil*, 373, 43–58.
- Warner, E., Cook-Patton, S. C., Lewis, O. T., Brown, N., Koricheva, J., Eisenhauer, N., Ferlian, O., Gravel, D., Hall, J. S., & Jactel, H. (2023). Young mixed planted forests store more

- carbon than monocultures—A meta-analysis. *Frontiers in Forests and Global Change*, 6, 1226514.
- Weil, R., & Brady, N. (2017). The nature and properties of soils (global edition). *Harlow: Pearson*.
- Wendt, J. W., & Hauser, S. (2013). An equivalent soil mass procedure for monitoring soil organic carbon in multiple soil layers. *European Journal of Soil Science*, 64(1), 58–65. <https://doi.org/10.1111/ejss.12002>
- Wiesmeier, M., Hübner, R., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A., Schilling, B., von Lützow, M., & Kögel-Knabner, I. (2014). Carbon sequestration potential of soils in southeast Germany derived from stable soil organic carbon saturation. *Global Change Biology*, 20(2), 653–665.
- Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobley, E., Lang, B., Von Lützow, M., Marin-Spiotta, E., Van Wesemael, B., Rabot, E., Ließ, M., Garcia-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H.-J., & Kögel-Knabner, I. (2019). Soil organic carbon storage as a key function of soils—A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 333, 149–162. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>
- Winans, K. S., Whalen, J. K., Rivest, D., Cogliastro, A., & Bradley, R. L. (2016). Carbon sequestration and carbon markets for tree-based intercropping systems in Southern Quebec, Canada. *Atmosphere*, 7(2), 17.
- Wolz, K. J., & DeLucia, E. H. (2018). Alley cropping: Global patterns of species composition and function. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 252, 61–68.
- Wolz, K. J., Lovell, S. T., Branham, B. E., Eddy, W. C., Keeley, K., Revord, R. S., Wander, M. M., Yang, W. H., & DeLucia, E. H. (2018). *Frontiers in alley cropping: Transformative*

- solutions for temperate agriculture. *Global Change Biology*, 24(3), 883–894.
<https://doi.org/10.1111/gcb.13986>
- Wotherspoon, A., Thevathasan, N. V., Gordon, A. M., & Voroney, R. P. (2014). Carbon sequestration potential of five tree species in a 25-year-old temperate tree-based intercropping system in southern Ontario, Canada. *Agroforestry Systems*, 88, 631–643.
- Yadav, D., & Wang, J. (2017). Modelling carbon dioxide emissions from agricultural soils in Canada. *Environmental Pollution*, 230, 1040–1049.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.066>
- Young, A. (1997). *Agroforestry for soil management*. Wallingford. Edition 2. 320p.
- Zamanian, K., Pustovoytov, K., & Kuzyakov, Y. (2016). Pedogenic carbonates: Forms and formation processes. *Earth-Science Reviews*, 157, 1–17.
- Zerriffi, H., Reyes, R., & Maloney, A. (2023). Pathways to sustainable land use and food systems in Canada. *Sustainability Science*, 18(1), 389–406. <https://doi.org/10.1007/s11625-022-01213-z>
- Zhou, X., Schoeneberger, M. M., Brandle, J. R., Awada, T. N., Chu, J., Martin, D. L., Li, J., Li, Y., & Mize, C. W. (2015). Analyzing the Uncertainties in Use of Forest-Derived Biomass Equations for Open-Grown Trees in Agricultural Land. *Forest Science*, 61(1), 144–161.
<https://doi.org/10.5849/forsci.13-071>