

**Évaluation du potentiel de séquestration du carbone en
contexte routier
Rapport final
Projet R833.1**

Evelyne Thiffault
Nour Srour
Université Laval

Réalisé pour le compte du Ministère des Transports

Mars 2023

La présente étude a été réalisée à la demande du Ministère des Transports du Québec. Elle a été financée par la Direction générale de la gestion des actifs routiers et de l'innovation et coordonnée par la Direction du développement durable et des mobilités innovantes.

Les opinions exprimées dans le présent rapport n'engagent que la responsabilité de leurs auteurs et autrices et ne reflètent pas nécessairement les positions du Ministère des Transports.

Collaborateurs :

Alain Paquette, professeur, Université du Québec à Montréal;

Hugo Ouellet, Université du Québec à Montréal

Jean-François Boucher, professeur, Université du Québec à Chicoutimi

Emmanuelle Boulfroy, chercheure, Centre collégial de transfert de technologie en foresterie

Guy Lessard, chercheur, Centre collégial de transfert de technologie en foresterie

David Rivest, professeur, Université du Québec en Outaouais

François Brassard, chargé de projet, Direction du développement durable et des mobilités innovantes, ministère des Transports;

Soufiene Ben Mabrouk, conseiller à la recherche, Direction de la coordination de la recherche et de l'innovation, ministère des Transports;

Maxim Robillard, biologiste, Direction générale de la Mauricie – Centre-du-Québec, ministère des Transports;

Guy Bédard, architecte paysagiste, Direction générale de la Région métropolitaine de Montréal, ministère des Transports;

Nicolas Ste-Marie, coordonnateur du module environnement, Direction générale de la Montérégie, ministère des Transports;

Claude Fortin, ingénieur forestier, Direction du marché du carbone, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.

NOTE DES AUTRICES ET AUTEURS

Évelyne Thiffault, ing.f., Ph.D., est professeure agrégée au département des sciences du bois et de la forêt et membre régulière du Centre de recherche sur les matériaux renouvelables. Ses recherches visent l'intégration des aspects d'écologie, d'aménagement forestier, de développement de produits forestiers et de politiques publiques pour optimiser le potentiel des forêts boréales à l'atténuation des changements climatiques.

Nour Srour, MSc., est candidate au doctorat en sciences forestières au département des sciences du bois et de la forêt, sous la direction de Évelyne Thiffault et la co-direction de Jean-François Boucher de l'Université du Québec à Chicoutimi. Son projet de doctorat porte sur le potentiel du boisement des sites routiers pour la séquestration du carbone et la lutte aux changements climatiques.

Hugo Ouellet est candidat à la maîtrise en biologie au département des sciences biologiques de l'Université du Québec à Montréal, sous la direction de Alain Paquette.

Alain Paquette est professeur au département des sciences biologiques de l'Université du Québec à Montréal, titulaire de la Chaire de recherche sur la forêt urbaine et membre régulier du Centre d'étude de la forêt.

SYNTHÈSE DES CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Ce projet a analysé dans quelle mesure le boisement et l'aménagement de sites routiers pouvait contribuer à la séquestration à long terme du carbone et offrir des bénéfices climatiques ainsi que d'aider au contrôle des îlots de chaleur.

Les résultats issus de l'estimation empirique et de la simulation des stocks de carbone suggèrent que le boisement de sites routiers issus de l'abandon de l'agriculture et n'ayant pas subi de pression anthropique importante ne serait pas appropriée pour un objectif de séquestration de carbone et de création d'un bénéfice climatique. En effet, peu importe le mélange des espèces plantées, le boisement semble procurer peu ou pas d'avantages par rapport à la succession naturelle sur ces sites peu anthropisés. La succession naturelle qui s'y établit par elle-même permet une séquestration de carbone significative, ce qui limite grandement l'intérêt du boisement par plantation.

Cela dit, dans la mesure où l'objectif n'est pas de remplacer la succession naturelle, une plantation sous couvert, sans perturbation du sol, pourrait être utilisée pour augmenter la diversité fonctionnelle de ces sites (i.e., favoriser un mélange d'espèces d'arbres aux traits variés en termes de hauteur, diamètre, densité du bois, etc.) et donc leur capacité au stockage de carbone.

Les sites fortement anthropisés, comme des emprises routières, seraient quant à eux de meilleurs candidats pour la plantation. Dans ce cas, la plantation permettrait de créer couvert forestier et un bénéfice en termes de séquestration de carbone, comme la succession naturelle ne semble pas y progresser par elle-même (bien que cela est peut-être causé par un contrôle mécanique de la végétation). Il faudrait cependant éviter de faire, avant la plantation, une préparation de terrain intense comme le labourage, car celui-ci peut causer une perte de carbone du sol importante, ralentissant d'autant plus la création d'un bénéfice climatique par le boisement.

Par contre, les conclusions sur la séquestration du carbone sont très sensibles aux hypothèses des scénarios de référence (i.e., l'évolution des sites en absence de boisement). C'est pourquoi il sera nécessaire de remesurer dans le temps différentes parcelles témoin de sites routiers (sans labourage et sans plantation) afin d'améliorer la définition des scénarios de référence à partir desquels sont calculés les bénéfices du boisement. Pour le suivi de parcelles témoin et de parcelles ayant fait l'objet de boisement ou d'aménagement pour la séquestration du carbone, un suivi annuel pour les trois premières années suivant la plantation, puis ensuite à l'année 5, et par la suite aux 5 ans, en utilisant une version adaptée du protocole terrain de l'Inventaire forestier national du Canada, permettrait de quantifier dans le temps l'évolution des principaux réservoirs de carbone (biomasse vivante, matière organique morte, litière et sol).

Dans tous les cas, une pratique peu coûteuse pour augmenter la séquestration de carbone des sites routiers serait d'y favoriser la succession naturelle par diverses mesures de protection, dont l'arrêt de la tonte ou autre contrôle

mécanique de la végétation, et de mettre sous conservation les sites routiers supportant déjà une végétation arborée et arbustive importante. Bien que les sols de ces sites puissent avoir une salinité et des teneurs en métaux lourds élevées, cela ne semble pas nuire au stockage du carbone dans la végétation et les sols.

Par ailleurs, en vue d'assurer une certaine cohérence dans les approches gouvernementales, il est recommandé d'effectuer la comptabilisation de la séquestration du carbone, pour les projets de boisement et d'aménagement avec la méthode de calcul basée sur le forçage radiatif utilisée dans le cadre du Règlement relatif au projet de boisement/reboisement sur des terres du domaine privé admissibles à la délivrance de crédits compensatoires du Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs.

Enfin, au-delà des effets sur le stockage de carbone, la présence d'arbres sur les sites routiers permet de diminuer significativement la température de l'air, jouant ainsi un rôle dans le contrôle des îlots de chaleur en contexte routier et ce, peu importe la composition en espèces d'arbres. En vue d'augmenter la quantité et la qualité des données sur la régulation de la température et le contrôle des îlots de chaleur par les arbres, les parcelles utilisées pour le suivi de la séquestration de carbone pourraient également faire l'objet d'un monitoring de la température de l'air à l'aide de sondes de température installées à intervalles de 2 mètres le long de transects entre la végétation et la route.

TABLE DES MATIÈRES

<i>Note des autrices et auteurs</i>	3
<i>Synthèse des conclusions et recommandations</i>	4
<i>Table des matières</i>	6
<i>Liste des tableaux</i>	7
<i>Liste des figures</i>	8
<i>Introduction</i>	10
<i>Problématique</i>	12
Les écosystèmes forestiers en contexte routier	12
<i>But et objectifs</i>	14
<i>Résultats et recommandations</i>	15
Revue des systèmes de comptabilisation de la séquestration du carbone et des bénéfices climatiques applicables aux techniques de boisement et d'aménagement	15
Introduction	15
Comptabilisation du carbone forestier	17
Quantification du carbone	19
Choix du scénario de référence	21
Estimation des impacts climatiques	22
Recommandations pour le calcul du bilan net de carbone des projets de boisement et d'aménagement de boisés en contexte routier	24
Approches de comptabilisation	24
Inventaire initial et remesurage	25
Scénario de référence	26
Inventaire des réservoirs de carbone aériens et souterrains	26
Recommandations pour l'évaluation de l'impact climatique des projets de boisement et d'aménagement en contexte routier	28
Estimation empirique des stocks de carbone dans les sites routiers	29
Description du dispositif expérimental	29
Variabilité et répartition des stocks de carbone	31
Stocks de carbone en fonction de l'historique des sites	35
Influence du labourage sur les stocks de carbone du sol	39
Étude des liens entre la diversité végétale et le stockage de carbone	40
Étude de la stabilité du carbone dans les sols	46
Simulation des processus écologiques de gains et pertes de carbone	49
Introduction	49
Méthodologie de simulation	50
Scénarios de boisement	50

Perte de carbone dû à la préparation de terrain	52
Résultats de simulation des scénarios de boisement	53
Comparaison des résultats de simulation avec les sites de référence	55
Calcul du bilan de carbone et de l'impact climatique du boisement des sites routiers	58
Scénarios de référence	58
Bilan de carbone des scénarios de boisement	59
Impact climatique des scénarios de boisement	63
Recommandations concernant la séquestration de carbone et l'impact climatique du boisement sur les sites routiers	66
Contrôle des îlots de chaleur en milieu routier par la végétation	68
Introduction	68
Méthodologie	68
Dispositif expérimental et prise de données terrain	68
Analyses statistiques des données	71
Résultats	71
Recommandations	72
Annexe A : Protocole terrain de mesurage des stocks de carbone	73
Superficie des placettes	74
Grands arbres et chicots	74
Petits arbres, arbustes et souches	75
Débris ligneux	75
Végétation de sous-étage	76
Horizons organiques et minéraux du sol	76
Analyses aux laboratoires	77
Compilation et estimation des stocks de C	78
Annexe B : Grille des critères génériques pour les sols	79
Annexe C : Composition en espèces des scénarios de boisement	81
Annexe D : Tables de rendement et accumulation du carbone de différentes espèces	85
Références	87

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Principaux critères des crédits compensatoires.....	18
Tableau 2 : Liste des méthodes d'évaluation des impacts climatiques répertoriées par Brandão, et al. (2019):	23

Tableau 3 : Réservoirs de carbone forestier	27
Tableau 4 : Moyennes [et intervalles de confiance] par cluster des stocks de carbone dans les réservoirs en Mg de carbone par hectare (Mg de C ha^{-1}) ...	34
Tableau 5: Moyennes de stocks de carbone selon l'affectation actuelle du site et l'âge	38
Tableau 6: Stock de carbone des horizons minéraux du sol en Mg de C/ha avec et sans labourage.	39
Tableau 7 : Traits fonctionnels et valeurs pour les espèces arborées et arbustives présentes dans les placettes des sites routiers.....	41
Tableau 8 : Résultats de la régression multiple visant à évaluer la relation entre les indices de la diversité fonctionnelle et de l'identité fonctionnelle (variables explicatives) et le carbone de la végétation, du sol et de l'écosystème (variables expliquées).	44
Tableau 9 : Concentration en métaux lourds (ppm) et salinité (mS/cm) des sols des sites routiers.....	48
Tableau 10 : Grille des critères génériques pour les sols.	80

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Calcul du bilan net du projet de boisement (Adapté de Daviet, et al. (2006))	19
Figure 2	Calcul du bilan net de carbone du projet de boisement à partir des changements de stocks	20
Figure 3	Schéma du processus proposé pour l'évaluation de la séquestration nette de CO_2 de l'activité de boisement/aménagement.....	24
Figure 4	Exemples de sites routiers du dispositif expérimental	30
Figure 5	Localisation des sites d'étude	31
Figure 6	Inventaire des stocks de carbone sur le terrain	32
Figure 7	Regroupement des sites selon le stockage de carbone dans la végétation	33
Figure 8	Stocks de carbone dans le sol	35
Figure 9	Corrélations significatives (à $p < 0.05$) entre les indices de l'identité fonctionnelle et la diversité fonctionnelle et les stocks de carbone de la végétation arborée et arbustive, du sol et de l'écosystème	43
Figure 10	Stock de carbone dans les fractions de matière organique du sol à trois profondeurs : 0-15 cm, 15-35 cm et 35-55 cm. MOP : Matière organique	

particulaire (fraction labile); MOAM : Matière organique associée aux minéraux (fraction stable).....	47
Figure 11 Scénarios de boisement des sites routiers.....	50
Figure 12 Étapes de modélisation de scénario de boisement.....	52
Figure 13 Stocks de carbone des différents réservoirs de l'écosystème selon le scénario de boisement.	54
Figure 14 Stock total de carbone de l'écosystème des scénarios de boisement et des sites de référence.	57
Figure 15 Évolution des stocks de C de l'écosystème selon les deux scénarios de référence.	59
Figure 16 Flux cumulatifs de C des deux scénarios de référence.....	60
Figure 17 Différence cumulative des flux de C des scénarios de boisement (avec et sans labourage) par rapport aux scénarios de référence.....	62
Figure 18 Impact climatique relatif des scénarios de boisement (avec et sans labourage) par rapport aux scénarios de référence.	65
Figure 19 Exemple de transect de sondes de température. Photo : Hugo Ouellet.	69
Figure 20 Bouclier thermique en coroplaste recouvert de ruban réfléchissant permettant de protéger la sonde. Photo : Hugo Ouellet.....	70
Figure 19 Arbre de décision pour la superficie de la placette terrain.....	74
Figure 20 Classes de vitalité des arbres et des chicots	75
Figure 21 Échantillonnage du sol minéral.....	77

INTRODUCTION

Mise en garde : Le présent document constitue le rapport final d'un projet de recherche démarré fin 2019 par Dre Evelyne Thiffault professeure de l'Université Laval intitulé : Stratégie de séquestration du carbone en contexte routier. Ce rapport final a été livré en mars 2023. Le projet de recherche visait de renforcer les connaissances et de développer des méthodes pour neutraliser les émissions de gaz à effet de serre (GES), du ministère des Transports et de la Mobilité durable (MTMD). Il a permis de tester le potentiel de séquestration du carbone sur les terrains du ministère, en particulier par la plantation d'arbres.

Ce projet s'insérait dans le cadre d'une démarche plus globale de gestion du carbone du ministère dont le contexte a évolué depuis 2023. Il appert donc que le contexte stratégique et l'objectif de carboneutralité du Ministère présentés dans le rapport de recherche ne sont plus d'actualité. Dorénavant en 2024, les efforts reliés à la gestion du Carbone du ministère des Transports et de la Mobilité durable (MTMD) mettent l'emphase sur la décarbonation de ses activités.

Ainsi, dans une optique d'exemplarité, le ministère travaille au développement de solutions innovantes afin de réduire les émissions de GES tout en assurant et maintenant un réseau de transport durable et sécuritaire.

Le Ministère des Transports du Québec (MTQ) s'est engagé, dans son Plan d'action de développement durable 2020 (PADD 2020), à devenir carboneutre en termes de bilan de gaz à effet de serre (GES).

La carboneutralité peut être atteinte par une combinaison des pistes d'action suivantes :

- éviter ou réduire les émissions de GES dans l'atmosphère générées par ses activités;
- compenser les émissions de GES qui n'ont pu être évitées ou réduites :
 - o par d'autres actions de réduction (*ex situ*);
 - o par des actions de séquestration du carbone sur une longue période de temps (*in situ* ou *ex situ*).

Le premier volet de la carboneutralité est couvert par les actions d'évitement et de réduction à la source des émissions de GES générées par les activités du MTQ. Il poursuit l'amélioration de ce volet, notamment par l'application de son Plan d'action de développement durable.

Le second volet de la carboneutralité consiste à compenser les émissions de GES qui n'ont pu être évitées ou réduites de manière à établir un bilan neutre de carbone à long terme. Pour progresser en ce sens, il a été souhaité d'évaluer le potentiel de séquestration du carbone dans un contexte routier tout en :

- i) protégeant des milieux humides et boisés existants de toute action de développement,
- ii) densifiant des boisés existants et
- iii) créant de nouveaux boisés à proximité des infrastructures routières.

Ces milieux seront consacrés à la séquestration du carbone, afin de compenser les émissions de GES des activités du Ministère qui n'ont pu être évitées ou réduites au préalable.

Le Ministère réalise déjà des actions de boisement/végétalisation et d'entretien de la végétation à proximité de son réseau routier. L'introduction de la notion de séquestration du carbone dans les pratiques courantes du Ministère est une occasion de compenser progressivement une partie des émissions de GES générées par ses activités à un coût raisonnable. Le développement de cette stratégie se réalise dans un contexte d'exemplarité de l'État en matière de développement durable. Par conséquent, le Ministère doit assurer la fiabilité scientifique de la stratégie qu'il développe, dans la perspective de son opérationnalisation à plus grande échelle. C'est pourquoi le Ministère s'est associé au milieu scientifique pour l'établissement d'un projet de recherche en soutien à sa *Stratégie de séquestration du carbone en contexte routier*.

PROBLÉMATIQUE

Selon les travaux du Groupe intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), pour limiter le réchauffement planétaire à 1.5°C, il faudrait diminuer de 45 % les émissions nettes de dioxyde de carbone (CO₂), le principal gaz à effet de serre (GES) d'ici à 2030, et de 100% d'ici à 2050 (GIEC, 2018).

Pour atteindre ces cibles, des activités d'absorption de CO₂ atmosphérique doivent être envisagées pour séquestrer et stocker le carbone (C) dans les réservoirs terrestres et dans les océans. La foresterie est notamment identifiée comme un des secteurs pouvant contribuer à l'atténuation des changements climatiques, entre autres par l'augmentation de la séquestration du carbone dans les écosystèmes forestiers (Nabuurs, et al. 2007). Ce rôle a été réitéré récemment dans un rapport spécial du GIEC consacré aux changements climatiques et à l'utilisation des terres (IPCC 2019).

En effet, les écosystèmes forestiers absorbent le CO₂ atmosphérique par la photosynthèse. Le CO₂ est ensuite stocké sous forme de carbone organique dans la biomasse végétale et les sols. Ainsi, l'établissement de nouvelles forêts sur des territoires non forestiers et la diminution de la déforestation peuvent permettre de maintenir et d'augmenter les superficies forestières. L'aménagement forestier peut quant à lui permettre de maintenir ou d'augmenter les stocks C à l'échelle de paysage. De plus, la récolte forestière permet la production de matériaux et d'énergie qui peuvent être utilisés en remplacement de produits d'origine fossile (Nabuurs, et al. 2007).

Le potentiel des stratégies d'aménagement forestier et d'utilisation des produits du bois à l'atténuation des changements climatiques a été quantifié pour le Canada (Smyth, et al. 2014). Les actions visant à augmenter les superficies forestières sont aussi envisagées, notamment en milieu urbain ou fortement anthropisé. Les forêts urbaines sont définies comme des sites urbains peuplés naturellement d'arbres ou plantés par l'intervention humaine (Ordóñez and Duinker 2010). En plus de leur capacité à absorber et stocker le CO₂ atmosphérique, ces espaces favorisent la diminution de la chaleur, la réduction de l'érosion, la production de l'ombre, le développement de niches écologiques pour plusieurs espèces et l'amélioration des paysages du milieu urbain (Pasher, et al. 2014).

Les écosystèmes forestiers en contexte routier

Le secteur des transports est considéré comme une source importante d'émissions de GES; en 2010 l'estimation de la quantité de CO₂ émis par ce secteur, à l'échelle mondiale, était de 6.7 Gigatonnes (Gt) de équivalent CO₂, correspondant à 14% des émissions mondiales totales (IPCC 2014). Au Québec, le secteur de transport routier est considéré la source principale des émissions de GES, représentant 42.8 % des émissions totales de CO₂ pour

l'année 2020 (Ministère de l'Environnement de la Lutte contre les changements climatiques de la Faune et des Parcs 2022).

Dans le monde, des programmes de boisement des bordures des routes sont envisagés pour augmenter la séquestration de carbone et compenser les émissions de GES par le secteur des transports. En Chine, 4.68 millions tonnes de carbone ont été absorbés par un projet de plantation des bordures d'autoroutes entre les années 1980 et 2005 (Cheng et al. 2016). Aux États-Unis, on a estimé à 8 millions de tonnes de carbone par année la capacité de séquestration de C le long de 485 255 km de route (Ament, et al. 2014).

Par contre, les milieux urbains ou anthropisés peuvent être hostiles pour la croissance des arbres (Koeser, et al. 2014), et présentent généralement un microclimat différent (Nowak and Crane 2002) et des conditions physicochimiques différentes des sites ruraux. Tout programme de boisement devra donc tenir compte de ces conditions.

BUT ET OBJECTIFS

Le présent projet de recherche vise à analyser des techniques de boisement et d'aménagement de sites en contexte routier, et d'établir les systèmes et les protocoles d'évaluation et de suivi des effets réels de ces techniques quant à la séquestration à long terme du carbone, le bénéfice climatique, et les autres impacts environnementaux.

Les objectifs de recherche spécifiques sont les suivants :

1. Identifier, à partir de la littérature scientifique et technique, et des essais existants et planifiés, des techniques de boisement et d'aménagement applicables au contexte routier du Québec, et qui permettent la séquestration du carbone, avec des objectifs de maximisation et de pérennité des stocks de carbone, des bénéfices climatiques et de la fonctionnalité des écosystèmes;
2. Élaborer, à partir de méthodologies existantes, un système de comptabilisation de la séquestration du carbone et des bénéfices climatiques;
3. À partir d'essais terrain existants, évaluer le potentiel de séquestration du carbone de différentes techniques de boisement et d'aménagement;
4. Établir un dispositif de suivi et de monitoring dans des sites représentatifs de zones potentielles pour la séquestration du carbone en contexte routier permettant de tester l'évolution de la quantité de carbone séquestré selon des techniques de boisement;
5. Prédire le potentiel de séquestration du carbone de différentes techniques de boisement et d'aménagement pour évaluer le potentiel de séquestration du carbone en contexte routier;
6. Élaborer un système d'évaluation d'autres impacts environnementaux, et plus spécifiquement du contrôle des îlots de chaleur, applicable aux scénarios de boisement et d'aménagement en contexte routier;
7. Établir les protocoles d'inventaire et de suivi terrain des effets réels en termes de contrôle des îlots de chaleur.

RÉSULTATS ET RECOMMANDATIONS

Revue des systèmes de comptabilisation de la séquestration du carbone et des bénéfices climatiques applicables aux techniques de boisement et d'aménagement

Cette section a été écrite avec les contributions de Nour Srour, Charles Breton et Lucas Moreau, sous la supervision de Evelyne Thiffault.

Introduction

Plusieurs travaux réalisés à travers le monde en lien avec la compensation des émissions des GES ont permis, au cours des dernières décennies, de développer des pratiques et protocoles permettant de quantifier et comptabiliser la séquestration de carbone forestier liée à un scénario de projet. Ces initiatives visent pour la plupart à soutenir le développement d'un marché du carbone. Le marché du carbone est un mécanisme visant à faciliter l'atteinte de cibles d'atténuation des changements climatiques, et ce, de manière rentable : il permet de maximiser les efforts d'atténuation dans les secteurs où les investissements sont les plus faibles (van der Gaast, et al. 2018). Il existe deux marchés du carbone complémentaires : le marché contraignant ou réglementaire et le marché volontaire.

En Amérique du Nord, la *Western Climate Initiative* (WCI) est un marché réglementaire regroupant le Québec et la Californie, les deux seules juridictions ayant adopté une réglementation permettant l'échange de permis d'émissions (Dumont 2013). Au Québec, le Système de plafonnement et d'échange de droits d'émissions (SPEDE) de gaz à effet de serre (GES) émet par décret les limites de plafonnement d'émissions de GES aux différents secteurs industriels. Depuis son harmonisation à la WCI en 2013, il encadre l'échange de droits d'émissions entre le Québec et la Californie.

Jusqu'à tout récemment, les crédits carbone issus de projets forestiers au Québec étaient exclus du SPEDE, qui reconnaissait seulement trois protocoles de projets admissibles au Québec : les projets de captation de méthane au-dessus de sites d'enfouissement, de fosses à lisier ou de mines de charbon, ainsi que les projets de récupération de gaz nuisibles dans les mousses isolantes de réfrigération. Des projets de crédits forestiers réalisés en Californie en conformité avec les protocoles admissibles dans cet État pouvaient toutefois être acquis sur le marché québécois. Cela dit, un protocole visant des projets de boisement en terre privée au Québec est maintenant en vigueur, grâce à l'adoption, en décembre 2022, du Règlement relatif aux projets de boisement et de reboisement sur des terres du domaine privé admissibles à la délivrance de crédits compensatoires (Ministère de l'Environnement de la Lutte contre les changements climatiques de la Faune et des Parcs 2022).

À l'échelle internationale, les crédits forestiers sont souvent exclus des marchés réglementaires. En effet, sur les marchés réglementaires, la principale

caractéristique recherchée des crédits compensatoires est leur fiabilité (van der Gaast, et al. 2018). Ceux-ci doivent être suffisamment robustes pour pouvoir garantir qu'une séquestration d'une tonne d'équivalent CO₂ (t. éq. CO₂) compense véritablement un droit d'émissions d'une tonne d'équivalent CO₂. Malgré le rôle que peut jouer la foresterie dans l'atténuation des changements climatiques, le développement des crédits de carbone forestier a donc été ralenti par des critiques envers les méthodologies de comptabilisation du carbone et les risques et les incertitudes associés aux crédits forestiers (permanence, fuites, etc.), limitant ainsi le niveau de confiance qui leur est porté (van der Gaast, et al. 2018).

Le marché volontaire a fortement contribué au développement des méthodologies encadrant les crédits de carbone forestier (Kollmuss, et al. 2008). Notamment, les méthodologies *Gold Standard* et *Verified Carbon Standard* (VCS) sont bien établies dans le domaine des crédits compensatoires de carbone, et sont généralement reconnues pour leur rigueur. Le développement d'indicateurs de qualité liés à l'additionnalité, à la permanence et aux fuites ainsi que des processus de vérification et de validation ont contribué à améliorer la fiabilité des crédits forestiers (van der Gaast, et al. 2018), et à estomper les différences entre les marchés réglementaires et volontaires.

Les crédits carbone peuvent être de deux natures, soient *ex ante* ou *ex post*. Les crédits *ex post* sont émis de manière rétrospective; l'acheteur ne reçoit les crédits que pour des séquestrations de carbone déjà réalisées (Galatowitsch 2009). Les crédits *ex ante* sont émis à l'initiation du projet de manière prospective, pour des séquestrations de carbone à venir. Ils sont donc considérés comme plus spéculatifs que les crédits *ex post* (Galatowitsch 2009) et plus à risque de causer des fuites de carbone (Branger and Quirion 2014).

Les crédits échangés sur le marché volontaire sont soumis à des différences importantes par rapport à ceux qui sont échangés sur le marché réglementaire. La fiabilité des crédits, bien qu'elle demeure importante, n'est pas le seul critère de leur succès. En effet, sur le marché volontaire, les acheteurs ne sont pas tenus de réduire leurs émissions – ils achètent des crédits dans une optique de responsabilité sociale, pour rejoindre des causes éthiques, contribuer à promouvoir une image durable ou anticiper des changements réglementaires (Lee, et al. 2018).

Les différents avantages connexes associés aux projets forestiers revêtent une grande importance sur la perception de ceux-ci, et donc sur le volume de transaction des crédits échangés sur les marchés volontaires. Outre la séquestration de carbone, les projets forestiers génèrent régulièrement des retombées positives d'un point de vue socio-économique et environnemental, par exemple la promotion de la biodiversité et l'amélioration de la qualité de l'air et de l'eau.

L'importance accrue des avantages connexes sur les marchés volontaires est une avenue intéressante de développement pour les crédits forestiers. En effet, des travaux récents indiquent que les crédits forestiers présentant des

avantages connexes importants sont souvent préférés à ceux se limitant à l'atténuation des changements climatiques (Lee, et al. 2018). Les acheteurs sont sensibles à ces avantages, par exemple en recherchant des crédits ayant une la double certification de la part de *Verified Carbon Standard* (VCS) et *Climate, Community and Biodiversity Standards* (CCB).

Comptabilisation du carbone forestier

En vue de fournir un cadre aux projets forestiers d'atténuation des émissions de carbone (tant sur le marché réglementaire que volontaire), plusieurs organisations ont développé des protocoles pour quantifier, comptabiliser et vérifier les émissions de carbone séquestrées ou réduites. Par exemple, le World Resources Institute a publié en 2006 des lignes directrices pour la comptabilisation des GES pour le secteur de l'affectation des terres, le changement d'affectation des terres et la foresterie (Daviet, et al. 2006). Les organismes de certification *Verified Carbon Standard* et *Gold Standard* regroupent plusieurs protocoles applicables à différentes catégories de projets forestiers, dont le boisement, et font partie des standards les plus souvent utilisés pour les projets forestiers du marché volontaire. Au Québec, le SPEDE reconnaît différents protocoles de crédits compensatoires, dont un nouveau protocole récemment publié visant les projets boisement et le reboisement en terres privées.

Bien que les protocoles varient d'un système à l'autre, ils sont pour la plupart basés sur des critères fondamentaux communs, résumés au Tableau 1.

Tableau 1 : Principaux critères des crédits compensatoires

Indicateur	Description
Additionnalité <i>Additionality</i>	Le critère d'additionnalité vise à démontrer qu'un projet de crédits carbone n'aurait pas eu lieu autrement, et que les crédits générés sont donc additionnels par rapport au <i>statu quo</i> (cours normal des affaires). Comme les pratiques forestières s'inscrivent souvent dans un processus continu d'aménagement des terres, ce critère peut être difficile à documenter. L'additionnalité est généralement évaluée par une analyse des obstacles financiers, institutionnels ou technologiques.
Permanence <i>Permanence</i>	Le critère de permanence assure une certaine longévité des crédits carbone; il est particulièrement important dans les projets de crédits forestiers, qui sont plus susceptibles aux inversions (c.-à-d. le retour à l'atmosphère du carbone préalablement séquestré). Le critère de permanence peut par exemple inclure une durée de vie minimale des projets, une évaluation des risques qui y sont associés, un système d'auto-assurance (réserves tampon), etc.
Scénario de référence <i>Baseline</i>	Le scénario de référence est à la fois essentiel et incertain. Il décrit la trajectoire d'émissions et de séquestrations de carbone d'un scénario de <i>statu quo</i> (cours normal des affaires), dans lequel le projet proposé n'aurait pas lieu. Comme les crédits sont attribués sur la base de la différence par rapport au scénario de référence (effet marginal du scénario de projet par rapport au cours normal des affaires) et que celui-ci est très sensible aux hypothèses utilisées (données historiques, inventaires forestiers, projections, etc.), ces hypothèses doivent être bien documentées.
Fuite de carbone <i>Leakage</i>	Les fuites de carbone sont des changements contre-productifs induits par un projet, par exemple des changements d'activités (déplacement de fermes à la suite d'un projet de reboisement) ou de marchés (biens et services). Ils doivent être inclus dans le scénario de référence, mais ceci exige de bonnes compétences techniques, car les fuites peuvent être complexes à mesurer ou à prévoir.
Validation externe <i>Third-Party Validation</i>	La validation et la vérification du projet par une tierce partie améliorent la transparence et la robustesse des projets de crédits carbone, et réduisent les risques de sélection adverse et de risque moral. L'étape de validation permet de confirmer la structure et la conformité générale d'un projet et de ses résultats attendus avec une certification donnée. L'étape de vérification permet de confirmer la réalisation, le suivi et les résultats du projet. Sur le marché volontaire, la validation externe est parfois optionnelle. Comme les promoteurs doivent présentement choisir eux-mêmes leurs vérificateurs et que l'information de projet est distribuée de manière asymétrique entre les promoteurs, les vérificateurs et les organismes de certification, le processus de validation externe peut être soumis à des enjeux d'apparence de conflits d'intérêts.

Adapté de Richards and Huebner (2012), Richards and Huebner (2012)

Quantification du carbone

En vue de respecter les critères fondamentaux dans le contexte d'un projet forestier de compensation des émissions des GES, il faut calculer la différence entre les flux nets de CO₂ du scénario de référence et les flux nets de CO₂ du projet, tenant compte dans les deux cas de la séquestration mais aussi des émissions de CO₂ (Figure 1) ; on parlera alors de bilan net de carbone.

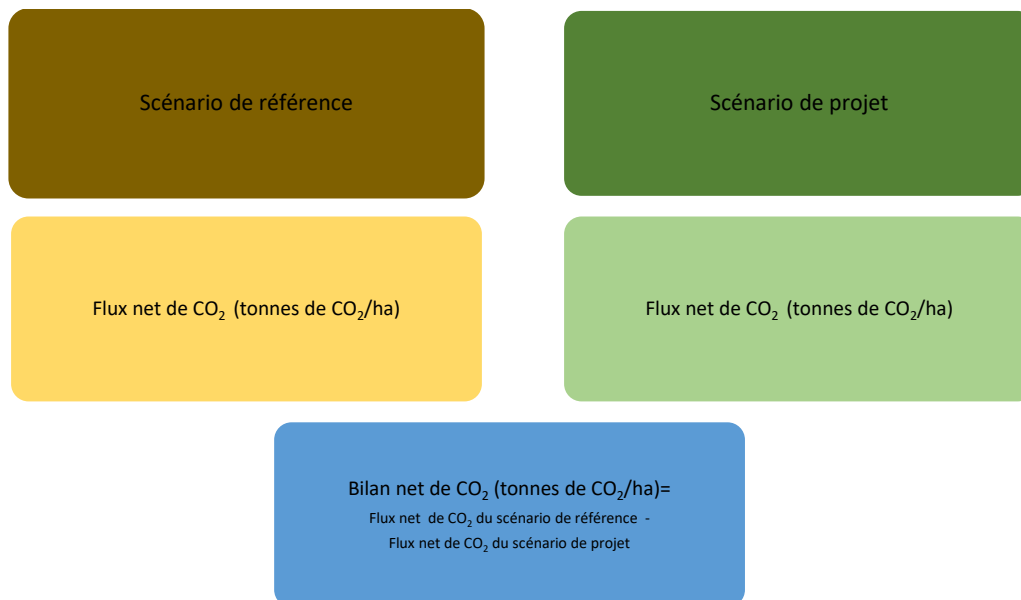


Figure 1 Calcul du bilan net du projet de boisement (Adapté de Daviet, et al. (2006)

Le GIEC décrit deux grandes approches permettant l'estimation des bilans de carbone forestier. La première approche est basée sur les processus écologiques de gain et de perte de carbone : il s'agit de simuler les processus liés à des gains (croissance) et des pertes (mortalité, perturbations, récolte) annuelles de carbone, et de calculer la différence entre gains et pertes. Cette approche permet de distinguer les émissions de CO₂ des émissions des autres GES, ainsi que les émissions reliées à la combustion de celles causées par la décomposition (Kurz, et al. 2013).

La deuxième approche est basée sur l'estimation empirique des changements de stocks de carbone entre deux inventaires successifs (Figure 2). Elle est souvent utilisée par les programmes de crédit de C. Elle permet de calculer les changements de stock de carbone entre des inventaires successifs. Elle est potentiellement plus précise que la première méthode, mais elle ne permet pas d'obtenir d'estimations annuelles pour la période entre deux inventaires, et ne

procure pas d'informations sur les sources des GES autres que le CO₂. Il est aussi plus difficile d'évaluer l'ampleur et les causes de la variabilité interannuelle des flux. Cela dit, l'estimation des changements de stocks de carbone entre deux inventaires peut servir de point de validation pour des estimations basées sur la simulation des processus des gains et pertes (Kurz, et al. 2013).

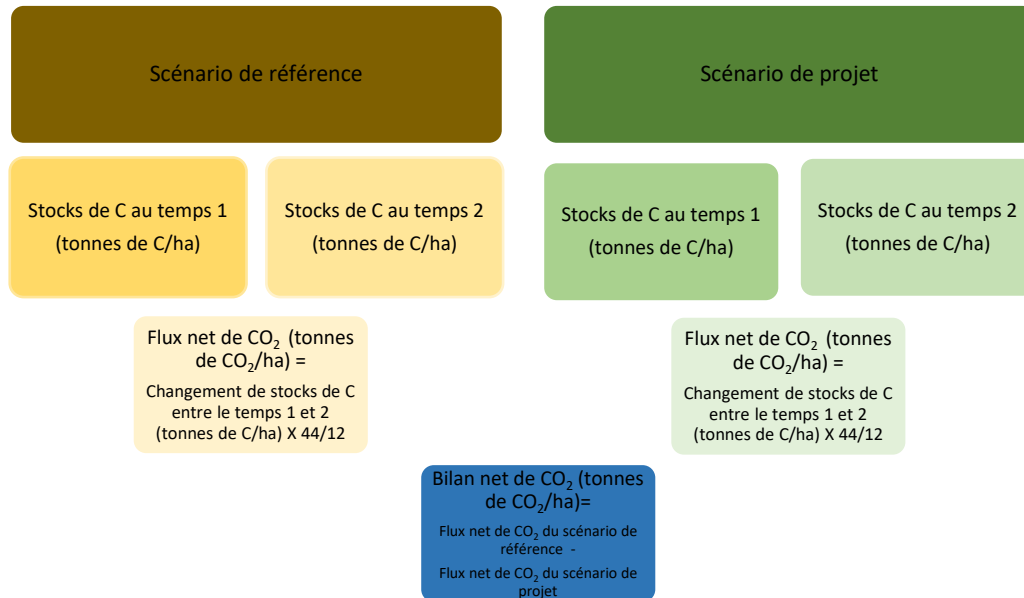


Figure 2 Calcul du bilan net de carbone du projet de boisement à partir des changements de stocks

Dans tous les cas, la première étape est de déterminer les sources, puits et réservoirs de carbone dans le scénario de référence et dans le scénario de projet. Selon les lignes directrices proposées par le GIEC (IPCC 2006, IPCC 2019), cinq réservoirs forestiers sont considérés dans un projet forestier : la biomasse aérienne (les arbres vivants, les branches et les feuilles), la biomasse souterraine (la biomasse des racines vivantes), le bois mort (sur pied et au sol), la litière et le sol (le C organique du sol). Les produits forestiers récoltés sont aussi considérés comme un réservoir de C forestier, selon les normes ISO.

Le choix des réservoirs dépend de types de projet : par exemple, pour un projet de boisement, il est recommandé de mesurer la quantité de carbone stocké dans les arbres vivants, les racines, le sol et les produits forestiers (Daviet, et al. 2006).

Au Canada, l'inventaire forestier national a été développé pour offrir un programme permanent de mesurages répétés du territoire forestier, incluant l'inventaire de placettes terrain (National Forest Inventory 2008). Cet inventaire prévu pour l'établissement et le remesurage de placettes terrain permet

d'évaluer différents attributs forestiers clés et d'estimer les réservoirs de carbone aérien et souterrain. Les directives de cet inventaire respectent les lignes directrices du GIEC, et servent à alimenter les rapports sur l'état des forêts du Canada et à améliorer la modélisation des flux de carbone issus du territoire forestier canadien pour la reddition de compte auprès de la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques. Il est à noter que ces directives n'ont pas été définies pour des projets de comptabilisation de crédits carbone, et ne sont pas présentement utilisées à cette fin. En effet, cet inventaire a été créé pour les besoins spécifiques des organismes fédéraux responsables des forêts et des bilans de carbone, et est par conséquent très détaillé; l'établissement d'une seule placette terrain nécessite environ une journée de travail pour une équipe de 2 personnes avec une formation spécialisée, et implique la récolte d'échantillons de sol et de végétation et leur analyse en laboratoire. En général, les inventaires terrain suggérés par les protocoles de crédits carbone sont considérablement moins intensifs et détaillés.

Cela dit, l'utilisation d'un protocole standardisé similaire aux directives de l'Inventaire forestier national facilite la comparaison des résultats provenant de milieux divers et permet de mettre à profit les méthodes de compilation déjà développées et testées. C'est pourquoi il est suggéré de développer une version adaptée de ce protocole pour les besoins du présent projet (voir section Inventaire des réservoirs de carbone aériens et souterrains).

Choix du scénario de référence

Pour démontrer que le projet est additionnel et pour déterminer la réduction nette des émissions des GES résultant d'un projet visant la séquestration de carbone, il est nécessaire de se baser sur un scénario de référence pour estimer le flux de carbone en absence des activités forestières liées au projet. Le scénario de référence représente l'activité qui serait survenue en l'absence du scénario de projet. Ce scénario peut être défini de manière statique pour toute la durée du projet, en ne tenant pas compte des conditions qui peuvent diminuer ou augmenter la séquestration de carbone ; il peut aussi être défini de manière dynamique en tenant compte des enjeux physiques, économiques ou sociaux qui sont modifiés périodiquement selon l'évolution des conditions des sites traités (Conseil canadien des ministres des forêts 2009).

Trois approches sont possibles pour construire un scénario de référence (United Nations Framework Convention on Climate Change 2021):

- Approche 1 : Prend en considération les émissions de GES et les séquestrations actuelles et historiques de C dans la zone d'établissement du projet.
- Approche 2 : Prend en considération les enjeux économiques dans laquelle le projet a lieu, pour déterminer le scénario le plus économiquement attractif. Dans cette approche, le critère financier est important dans le choix de scénario de référence.
- Approche 3 : Prend en considération la moyenne des émissions et de séquestration de C des activités similaires réalisées dans les cinq

dernières années, dans des circonstances et des conditions environnementales et économiques similaires.

Ces approches permettent d'établir un scénario de référence adéquat, répondent aux exigences réglementaires et présentent le cours normal des affaires le plus probable.

Par ailleurs, il est à noter que la méthodologie de quantification de la réduction des émissions de GES et de la séquestration pour les projets de boisement/reboisement de la certification de crédits carbone *Gold Standard* assume qu'il n'y a pas de séquestration significative dans le scénario de référence.

Estimation des impacts climatiques

Les protocoles de quantification du carbone permettent d'estimer le bilan des flux de carbone (séquestrés et émis vers l'atmosphère) d'un projet donné. Cela dit, au-delà de la simple quantification des flux de carbone, des méthodes d'évaluation peuvent être utilisées pour quantifier les impacts climatiques d'un projet de boisement ou d'aménagement. Ces méthodes servent à relier des phénomènes physiques facilement quantifiables (comme la quantification du bilan de carbone) à une ou des facettes des changements climatiques (par exemple, la hausse des températures).

Brandão, et al. (2019) ont recensé et comparé 15 de ces méthodes, qui varient notamment selon l'impact climatique intermédiaire ou final choisi (e.g., forçage radiatif ou changement de température), et selon l'intégration explicite (ou non) de la dynamique temporelle des émissions/séquestration de GES (Tableau 2). Une comparaison a révélé que ces différentes méthodes d'évaluation des impacts climatiques donnent des résultats plutôt variables dans le cas de projets impliquant des émissions et de la séquestration à différents moments dans le temps ; les résultats entre les méthodes étaient cependant plus uniformes dans le cas de projets de changement d'affectation des terres (comme le boisement) (Brandão, et al. 2019). Tel que suggéré par Jolliet, et al. (2018), l'application et la comparaison de méthodes variant en termes de réponse climatique et d'horizon de temps seraient appropriées pour alimenter de manière plus complète la prise de décision.

Le nouveau protocole relatif aux projets de boisement/reboisement adopté par le gouvernement du Québec est notamment basé sur les effets des flux de GES d'un projet donné sur le forçage radiatif, et se rapproche ainsi de certaines des méthodes répertoriées par Brandão, et al. (2019). Cette approche permet de simplifier la gestion du critère de permanence, qui est souvent la pierre d'achoppement des systèmes de crédits carbone forestier.

Tableau 2 : Liste des méthodes d'évaluation des impacts climatiques répertoriées par Brandão, et al. (2019) :

100-Year integrated radiative forcing using GWPs
Temperature changes at year 100
Moura-Costa
Lashof
Average carbon stocks approach
Müller-Wenk and Brandao
Carbon balance indicator
Clift and Brandao
ILCD
Time correlation factors and time-adjusted warming potentials (TAWP)
Dynamic LCA
GWPbio
O'Hare
Climate change impact potentials (CCIPs)
Climate tipping potential (CTP)

Recommandations pour le calcul du bilan net de carbone des projets de boisement et d'aménagement de boisés en contexte routier

Approches de comptabilisation

À la lumière de la littérature précédente, **il est proposé, dans le contexte du présent projet de recherche sur le boisement et l'aménagement de boisés en contexte routier, d'utiliser conjointement les deux approches d'estimation du bilan carbone identifiées dans la littérature, i.e., i) la simulation des processus écologiques de gains et pertes de carbone, et ii) l'estimation empirique des changements de stocks de carbone entre deux inventaires successifs** (Figure 3).

L'utilisation des deux approches de manière conjointe permet à la fois de générer des prédictions à moyen et long terme et ainsi comparer le potentiel de différents projets de boisement/aménagement pour orienter les décisions, et de générer des données pour valider les prédictions et améliorer les futures simulations. Cette étape de validation s'avère particulièrement importante dans le contexte de ce projet, car il concerne des écosystèmes anthropisés qui sont pour le moment mal reflétés par les modèles de simulation.

Dans l'une et l'autre de ces approches, le calcul du bilan net du projet de boisement/aménagement est issu de la différence entre les changements de stocks aériens et souterrains de C de l'écosystème soumis au boisement/aménagement par rapport aux changements du même écosystème soumis au cours normal des affaires, i.e., la référence en l'absence de projet de boisement/aménagement.

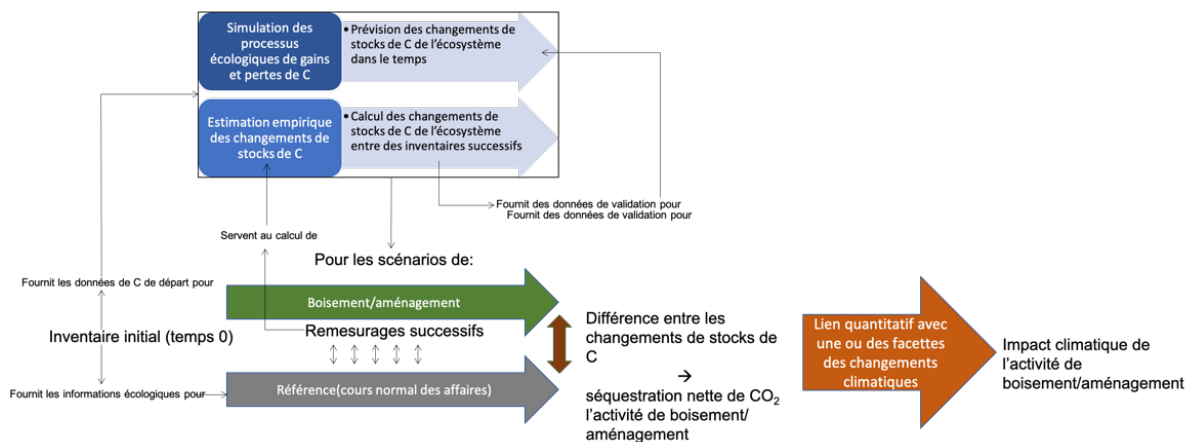


Figure 3 Schéma du processus proposé pour l'évaluation de la séquestration nette de CO₂ de l'activité de boisement/aménagement

La simulation des processus écologiques de gains et pertes de carbone est effectuée pour le scénario de référence et pour le scénario de projet; cela permet de faire une prévision du bilan net de C (i.e., la différence entre le scénario de projet et le scénario de référence) sur un horizon de temps donné.

L'horizon de temps utilisé doit être déterminé; les méthodologies propres aux standards de certification de crédits carbone *Gold Standard* et *Verified Carbon Standard* suggèrent un horizon de temps équivalent au moment où le peuplement atteint un équilibre en termes de croissance ou à la longueur de la révolution de coupe. L'horizon de temps doit donc être fixé en fonction des scénarios de boisement/aménagement spécifiques. Il est à noter que dans le cadre de son projet-pilote de boisement visant la compensation de 36 000 tonnes de CO₂-éq., un horizon de temps de 100 ans a été choisi par le MTQ.

Inventaire initial et remesurage

Le mesurage effectué lors de l'établissement des placettes terrain sert à : établir les valeurs initiales des réservoirs de carbone, fournissant ainsi les valeurs de départ pour : i) la simulation des processus de gains et pertes de C dans le temps, et ii) l'estimation empirique des changements de stocks de C entre deux inventaires terrain, et ce, pour le scénario de référence (cours normal des affaires) et le scénario de projet (boisement ou aménagement). De plus, l'inventaire initial fournit des données écologiques nécessaires pour déterminer le scénario de référence le plus probable.

Le remesurage subséquent des placettes terrain permet de valider les prévisions de simulation quant aux changements de stocks de C, et améliorer les hypothèses utilisées dans la simulation. L'intervalle de remesurage est à déterminer. Le protocole de boisement/reboisement de *Verified Carbon Standard* suggère un suivi aux 5 à 10 ans, selon les réservoirs de carbone.

Cependant, il existe encore de l'incertitude quant au succès réel d'établissement et de croissance de plants boisés sur des sites routiers et quant à la dynamique de stockage du C dans les sols de ces sites. Les mesures terrain et les observations effectuées au cours de l'été 2020, 2021 et 2022 suggèrent, d'une part, que la variabilité des stocks de C dans les sols peut être particulièrement grande en raison de la préparation de terrain réalisée avant la plantation d'arbres; cela demanderait donc un suivi serré des effets dans le temps, surtout au cours des premières années. D'autre part, il y a eu une certaine mortalité des plants mis en terre; comme celle-ci est difficile à prévoir d'avance, un suivi rapproché au cours des premières années permettra de documenter le phénomène pour améliorer les prévisions pour les projets futurs, et de remplacer les arbres morts pour assurer le rendement prévu des sites.

C'est pourquoi il est suggéré de faire un suivi annuel pour les trois premières années suivant la plantation (incluant un échantillonnage du sol), puis ensuite à l'année 5, et ensuite aux 5 ans.

Scénario de référence

Le scénario de référence doit faire l'objet d'une attention particulière : la documentation quant à l'évolution de la végétation sur des sites routiers en l'absence d'activités de boisement/aménagement est pratiquement inexistante. De plus, les observations initiales montrent une variation importante entre les régions quant aux activités d'entretien appliquées sur les sites routiers, ce qui peut avoir une grande influence sur l'évolution des stocks de carbone dans le cours normal des affaires.

Par ailleurs, il faut souligner que la méthodologie pour les projets de boisement/reboisement de la certification *Gold Standard* n'implique pas de suivi du scénario de référence/cours normal des affaires. Cependant, compte tenu de l'incertitude sur l'évolution réelle des stocks de carbone sur les sites routiers dans le cours normal des affaires, **il est recommandé de préserver des placettes terrain témoin non perturbées par aucune des opérations de préparation de terrain ou de plantation situées à proximité des nouvelles plantations et de suivre dans le temps l'évolution de leurs stocks de C.**

Cela dit, à partir des données terrain de différents sites routiers récoltés dans le cadre de ce projet et des données cartographiques décrivant l'historique de l'évolution de l'affectation de ces sites, des scénarios de référence ont pu être déterminés et servir de manière provisoire à estimer le bilan de carbone des projets de boisement (voir section Scénarios de référence).

Inventaire des réservoirs de carbone aériens et souterrains

En se basant sur les lignes directrices du GIEC ainsi que sur les pratiques de **l'Inventaire forestier national du Canada, il est recommandé de mesurer les réservoirs de carbone aérien et souterrain décrits au Tableau 3, soit, selon la nomenclature du GIEC: la biomasse vivante, la matière organique morte, la litière et la matière organique du sol.** Il faut noter que les racines ne sont pas mesurées expressément avec ce protocole; il est cependant possible d'inférer la biomasse de racines vivantes à partir de relations basées sur la biomasse aérienne vivante. Pour les racines mortes, elles sont vraisemblablement mesurées lors de l'échantillonnage du sol; les grosses racines sont comptabilisées (du moins en partie) dans le réservoir de la fraction grossière des horizons organiques et minéraux, et les racines fines, dans la fraction fine de ces horizons.

Tableau 3 : Réservoirs de carbone forestier

Réservoirs selon la nomenclature du GIEC	Réservoirs mesurés par l'Inventaire forestier national		
Biomasse vivante	Gros arbres vivants		
	Petits arbres vivants		
	Végétation de sous-étage		
Matière organique morte	Chicots	Gros arbres vivants	
		Petits arbres vivants	
	Souches		
	Débris ligneux	Débris grossiers	
		Petits débris	
		Débris fins	
Litière	Horizons LFH	Fraction grossière (matériel organique de plus de 4 mm)	
		Fraction fine	
Matière organique du sol	Horizons minéraux du sol	Fraction grossière (matériel organique de plus de 4 mm)	Profondeur 0 - 15 cm
			Profondeur 15 - 35 cm
		Fraction fine	Profondeur 35 - 55 cm

Il est proposé que le mesurage de placettes en vue d'estimer les stocks de carbone soit basé sur les directives de l'Inventaire forestier national du Canada, comme il s'agit d'une méthodologie complète répondant aux lignes directrices du GIEC. Cela dit, les directives de l'inventaire forestier national doivent être adaptées au contexte spécifique du projet, notamment en ce qui a trait à la superficie des placettes. En effet, en raison de la configuration de plusieurs des sites routiers visités, il n'est pas possible d'établir de manière systématique des placettes de 11.28 m de rayon; des placettes de plus faible superficie sont donc suggérées, selon le type de végétation retrouvée (voir Figure 18 à l'Annexe A).

L'impact statistique de la modification de la superficie des placettes n'a pas été évalué; il faudra garder en tête que les données issues de cet inventaire modifié ne seront pas directement comparables aux données de l'Inventaire forestier national.

Le protocole terrain vise le mesurage des arbres et des débris ligneux, et l'échantillonnage de la végétation au sol et des horizons organiques et minéraux de sol. Le détail des différentes étapes est à l'Annexe A.

Recommandations pour l'évaluation de l'impact climatique des projets de boisement et d'aménagement en contexte routier

Les deux approches présentées dans les sections précédentes (simulation des processus écologiques des gains et pertes de C; estimation des changements de stocks de C entre deux inventaires successifs) visent la quantification des flux nets de CO₂ reliés à un projet de boisement/aménagement; c'est l'approche par bilan de carbone. De manière à évaluer l'impact climatique de tels projets, et tel que recommandé par Jolliet, et al. (2018), plusieurs méthodes de comptabilisation de l'impact climatique devraient être comparées, et leur utilité évaluée dans le contexte spécifique de projets de boisement/aménagement. Les méthodes compilées par Brandão, et al. (2019) peuvent servir de liste de départ (Tableau 3). Il faut noter que ces méthodes ont été compilées par les auteurs dans un contexte de comparaison des effets climatiques de système de bioénergie; cependant, ces méthodes permettent de quantifier l'impact climatique de n'importe quel projet dans la mesure où l'on dispose de données sur les flux nets de CO₂.

La méthodologie décrite dans le Protocole de crédits compensatoires de séquestration de carbone en territoire privé québécois pour les activités de boisement/reboisement, qui repose sur le calcul du forçage radiatif causés par les flux de CO₂, reflète bien l'esprit de plusieurs des méthodes compilées par Brandão, et al. (2019). L'approche du forçage radiatif permet de tenir compte de la temporalité des flux de CO₂ en accordant un poids plus important à la séquestration et aux émissions ayant lieu au début de la période de comptabilisation. Par exemple, un scénario de boisement qui causerait des émissions de carbone importantes en début de période, même s'il permet de séquestrer de grandes quantités de carbone par la suite, pourrait procurer moins de bénéfices climatiques qu'un autre scénario sans émissions initiales; ces émissions initiales causent en effet un effet réchauffant, qui ne peut être contrecarré que par une séquestration de carbone très importante dans les années suivantes.

En vue d'assurer une certaine cohérence dans les approches gouvernementales, il est recommandé d'adopter, pour les projets de boisement et d'aménagement du MTQ, la méthode de calcul basée sur le forçage radiatif utilisée dans le cadre du Règlement relatif au projet de boisement/reboisement sur des terres du domaine privé admissibles à la délivrance de crédits compensatoires.

Estimation empirique des stocks de carbone dans les sites routiers

Un inventaire terrain est nécessaire en vue de fournir les valeurs initiales des réservoirs de carbone pour la simulation des processus de gains et pertes de C, et pour l'estimation empirique des changements de stocks de C entre deux mesurages successifs, en plus de fournir les données écologiques permettant d'établir le scénario de référence le plus probable. Les sections suivantes décrivent l'application du protocole d'inventaire terrain des stocks de carbone suggéré dans les sections précédentes.

Description du dispositif expérimental

Un dispositif expérimental a été mis en place sur des sites routiers. Ces sites ont été identifiés par le CERFO en collaboration avec le MTQ dans le cadre du présent projet, ainsi que par l'équipe de Alain Paquette de l'Université du Québec à Montréal dans le cadre du projet de verdissement des bretelles d'autoroutes en collaboration avec la ville de Laval. Il avait été souhaité à l'origine de pouvoir développer le dispositif selon une approche de chronoséquence, les différentes placettes représentant différents stades d'évolution de la végétation forestière. Or, le manque de documentation sur l'historique de gestion de la végétation des sites routiers a rendu difficile de mettre en œuvre cette approche. Donc, à la place, des sites représentant des stades contrastés de développement de la végétation furent sélectionnés (Figure 4).

Ces différents sites ont donc été sélectionnés de manière à représenter une diversité de stades successionnels (végétation herbacée, arbustive, arborée) et n'ont pas fait l'objet, pour la plupart, de boisement ou d'aménagement spécifique; ils seraient donc en grande partie représentatives des scénarios de référence pour les différents sites.

Ainsi, le dispositif expérimental est composé de 60 sites routiers répartis dans 11 secteurs distribués dans quatre régions (Figure 5): 28 sites en Mauricie, 18 dans la région de Montréal, 6 en Montérégie et 8 dans la région de Laval.

ÉVALUATION DU POTENTIEL DE SÉQUESTRATION DU CARBONE EN CONTEXTE ROUTIER :
RAPPORT FINAL PROJET R833.1

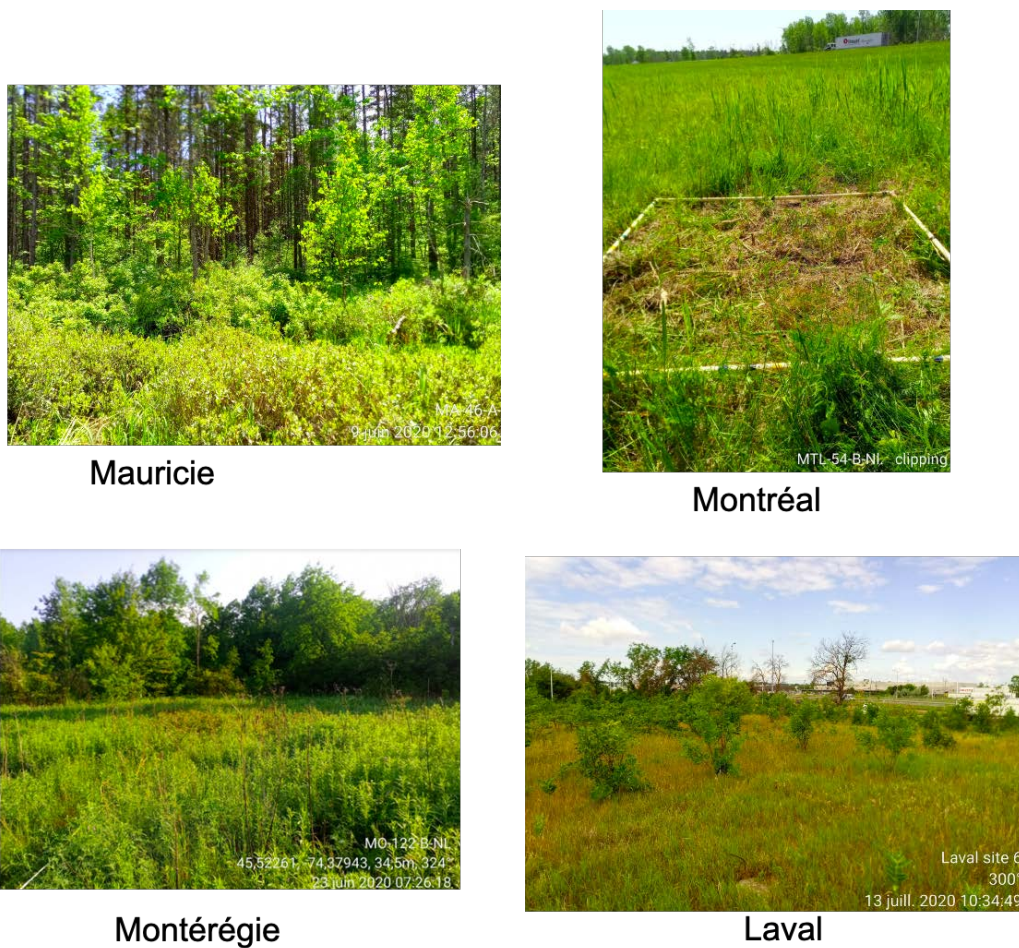


Figure 4 Exemples de sites routiers du dispositif expérimental

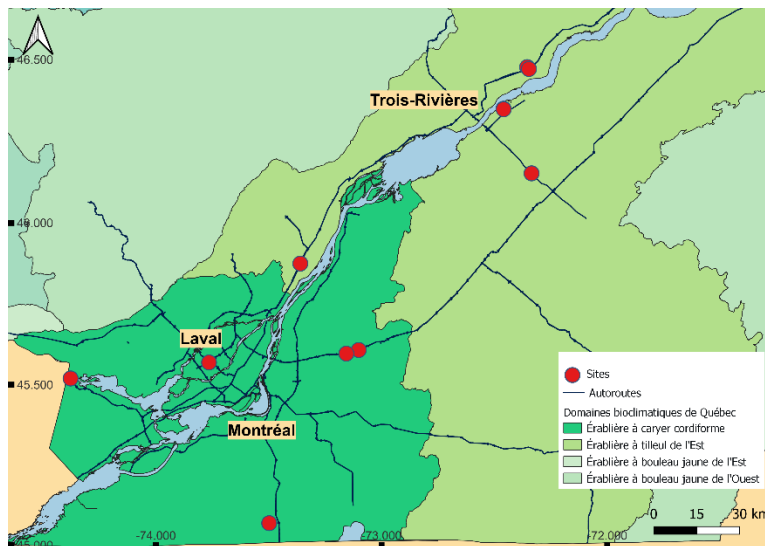


Figure 5 Localisation des sites d'étude

Ces sites routiers comprennent une variété d'emplacements, incluant des terre-pleins et des bretelles de voies autoroutières, jusqu'à des bords de routes provinciales.

Pour les sites routiers identifiés par le CERFO (régions de la Mauricie, Montréal et Montérégie), certains sites font partie du dispositif de boisement qui servira à comparer différents mélanges et dispositions d'espèces (voir le rapport du CERFO pour le détail de ce dispositif et des traitements spécifiques de boisement). Pour ces sites, des placettes terrain ont été établies dans les témoins non traités dans l'étude du boisement; elles seront ainsi suivies dans le temps en vue de faire l'estimation empirique des changements de stocks de C entre des mesurages successifs, en comparaison avec les changements causés par le boisement (voir Figure 3).

Variabilité et répartition des stocks de carbone

Les 60 placettes du dispositif (1 placette=1 site distinct) ont été mesurées au cours des étés 2020 ou 2021 selon le protocole d'inventaire décrit à l'Annexe A, de manière à quantifier les stocks de carbone des réservoirs aériens et souterrains (voir section précédente) (Figure 6).

Les stocks de carbone ainsi quantifiés donnent une indication du potentiel de séquestration de carbone des sites et des facteurs qui influencent ce potentiel, et fournissent les valeurs de scénario de référence, i.e., le stockage de carbone en l'absence de boisement ou d'aménagement.

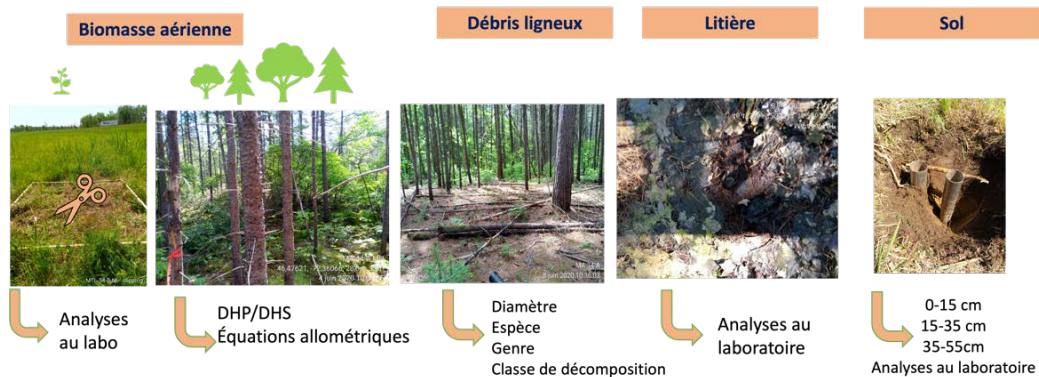


Figure 6 Inventaire des stocks de carbone sur le terrain

De manière à évaluer la variabilité des stocks de carbone des sites routiers, une analyse de partitionnement en k-moyennes (*k-means clustering* en anglais) a été effectuée sur les données des placettes. Cette analyse visait à regrouper les placettes sur la base de la quantité de carbone présente dans les différents réservoirs pour en comprendre la variabilité et la répartition. Cette analyse a ainsi permis de créer trois groupes de sites (appelés clusters) (Figure 7) :

- Le cluster 1 (18 sites) regroupe les sites dominés par les arbres, et pour lesquels les autres formes de végétation (arbustes, herbacées) ne représentent qu'une partie marginale du carbone de la biomasse vivante;
- Le cluster 2 (9 sites) regroupe les sites dominés par les arbres et les arbustes;
- Le cluster 3 (32 sites) regroupe les sites pour lesquels la végétation herbacée est très présente.



Figure 7 Regroupement des sites selon le stockage de carbone dans la végétation

Le Tableau 4 présente pour les trois clusters les moyennes de stocks de carbone pour les différents réservoirs de l'écosystème. On y constate que les placettes du Cluster 2, dominées par un mélange d'espèces arborées et arbustives, contiennent en moyenne la plus grande quantité de carbone dans la végétation, alors que les placettes du Cluster 3, dominées par les herbacées, en contiennent le moins. Pour les Clusters 1 et 2, les espèces arborées représentent le stock de carbone principal, alors que pour le Cluster 3, le sol représente le réservoir le plus important.

Tableau 4 : Moyennes [et intervalles de confiance] par cluster des stocks de carbone dans les réservoirs en Mg de carbone par hectare (Mg de C ha⁻¹)

Cluster	Arbres et Gaules	Arbustes	Herbacées	Chicots	Débris ligneux	Litière	Sol	Total de l'écosystème
1	140.26 [101.9-198.6]	0.84 [0-4.43]	0.483 [0-1.89]	17.58 [0.4-47.41]	4.64 [1.07-10.39]	4.50 [1.5-8.1]	106.0 [53.7-171.8]	274.4
2	129.09 [95.3-192.6]	19.03 [12.6-31.57]	0.22 [0-0.5]	19.29 [3.94-40.3]	4.73 [1.5-9.94]	6.69 [2.8-126]	106.8 [69.7-178.94]	285.8
3	14.46 [0-58.3]	0.10 [0]	1.35 [0.3-2.5]	0.2 [0-0.8]	0.2 [0-1.6-192.6]	0.74 [0-3.2]	84.8 [41.3-171.54]	102

Note : Les stocks de C des arbres, gaules, arbustes et herbacées incluent la biomasse vivante aérienne et souterraine. La litière correspond à du matériel organique à différents stades de décomposition (horizon L, F et H du système canadien classification des sols). Le sol correspond aux horizons dominés par la matière minérale, jusqu'à une profondeur de 55 cm à partir de la surface des horizons minéraux.

En effet, dans le cas du Cluster 3 (dominée par les herbacées), 83% du carbone se retrouve dans le sol, alors que cette proportion est de 39% et 37% pour les Clusters 1 et 2. Si la moyenne des stocks totaux de carbone du sol est similaire pour les Clusters 1 et 2, l'analyse de la distribution des données parmi les placettes révèle un chevauchement quand même important entre les 3 clusters (Figure 8). On observe également que la plus grande partie du carbone se retrouve dans les horizons minéraux superficiels (0-15 cm de profondeur).

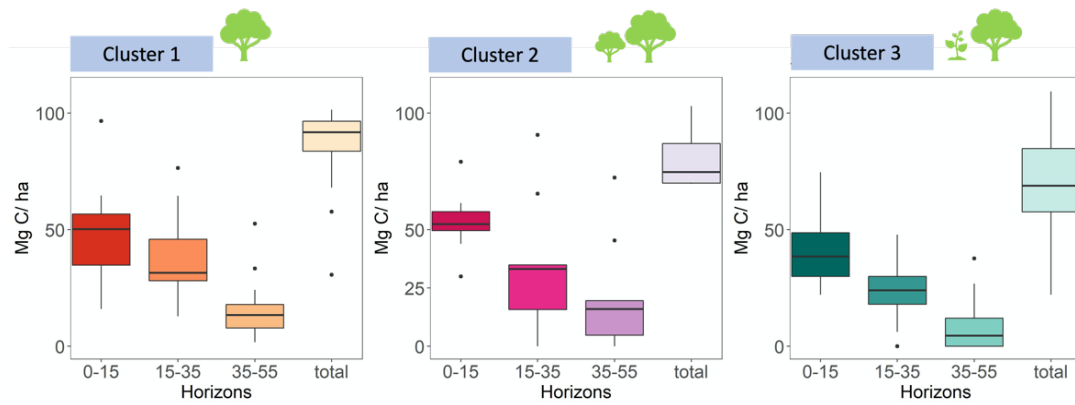


Figure 8 Stocks de carbone dans le sol

Note : Les horizons sont représentés par des profondeurs mesurées à partir de la surface du sol minéral.

Une analyse de corrélation entre les différents réservoirs de carbone montre une relation significative ($p < 0.05$) et positive entre la quantité de carbone dans les arbres et le sol aux profondeurs 15-35 cm et 35-55 cm (coefficient de corrélation de Pearson de 0.4), ce qui suggère qu'une augmentation de la biomasse des arbres serait corrélée à une augmentation de la quantité de carbone du sol en profondeur (>15 cm de profondeur). De même, les stocks de carbone des arbustes, chicots, débris ligneux et litière sont aussi corrélés positivement et significativement avec les stocks des arbres (coefficients de corrélation de Pearson variant de 0.4 à 0.7). À l'inverse, les stocks de carbone dans les herbacées sont corrélés négativement avec les stocks dans les arbres (coefficient = -0.6), mais n'ont pas de relation significative avec les stocks de carbone du sol.

Stocks de carbone en fonction de l'historique des sites

Pour documenter avec plus de précision le scénario de référence des sites routiers, l'évolution historique des sites a été déterminé en se basant sur les données de la cartographie écoforestière du Québec. Cette cartographie est réalisée principalement à partir de photos aériennes et est mise à jour chaque 10 ans. L'affectation des placettes du dispositif a ainsi été identifiée pour les trois régions d'étude dans lesquelles la plantation est prévue, soit : Mauricie, Montérégie et Montréal. Cette identification a été réalisée à partir de la classification des codes de terrain pour les derniers inventaires décennaux afin de reconstruire l'évolution des sites à partir de 1975 (le plus vieil inventaire pour lequel les données étaient disponibles) jusqu'à aujourd'hui.

Les codes de terrain ont été regroupés dans les quatre catégories d'affectation suivantes : Agricole; Friche; Emprise routière/site urbain; Forêt.

Cette analyse a permis de révéler certains patrons d'évolution de l'affectation des sites au cours des 45 ans couverts par la cartographie:

- Terre agricole -> Friche
- Terre agricole -> Friche -> Forêt
- Terre agricole -> Terre agricole (pas de changement d'affectation)
- Forêt -> Forêt (pas de changement d'affectation)

L'information cartographique suggère que pour les terres agricoles abandonnées qui deviennent des friches, le stade de friche est maintenu pendant une période variant de 10 à 20 ans, avant d'évoluer vers la forêt.

Un autre patron révélé par cette analyse sont les suivants :

- Terre agricole -> Emprise routière/site urbain

Aucun site classé comme Emprise routière/site urbain n'a ensuite dépassé ce stade.

En associant l'affectation des différents sites avec les clusters auxquels ils appartiennent (voir Tableau 4 pour la définition des clusters), on constate que l'ensemble des sites classés comme Emprise routière/site urbain lors du plus récent inventaire appartiennent au Cluster 3, dont la végétation est dominée par les herbacées avec peu d'arbres et arbustes, et qui regroupe les parcelles avec les plus faibles stocks de carbone. Les sites classés comme Friches appartiennent également tous au Cluster 3. Cela suggère que les sites classés comme Emprise routière/site urbain ou Friche présente une végétation plus typique du début d'une succession végétale.

À l'inverse, les sites classés comme Forêt dans l'inventaire le plus récent appartiennent soient au Cluster 2 ou 3, qui sont dominés par les arbres et les arbustes et contiennent des quantités plus importantes de carbone.

En l'absence de données précises sur l'historique d'utilisation et d'entretien des sites, on ne peut faire que des hypothèses sur l'évolution réelle de la végétation de ces sites et sur les facteurs qui influencent cette évolution. On peut par exemple penser que l'affectation de certains sites a changé au cours des dernières décennies (par exemple, en raison de l'abandon de l'agriculture), ce qui fait en sorte qu'on y retrouve de la végétation à différents stades de succession naturelle, selon le temps depuis l'abandon. D'autres sites font peut-être quant à eux l'objet régulièrement d'une taille mécanique de la végétation, ce qui empêche la succession naturelle de progresser.

Le tableau 5 présente la moyenne des stocks de carbone dans l'écosystème en fonction des différents types d'affectation du site actuels, ainsi que l'âge approximatif de la végétation. Cet âge a été déterminé selon l'année de l'inventaire à partir duquel un changement d'affectation du terrain s'est produit. Pour les forêts n'ayant pas subi de changement d'affectation, il faut préciser que comme la donnée d'inventaire la plus ancienne remonte seulement à 1975, 45 ans représente un âge minimum, les forêts pouvant être beaucoup plus vieilles.

On constate que l'âge de la forêt varie entre 15 et 45 ans (45 ans=âge minimum) dans les sites routiers étudiés. La quantité totale de carbone en forêt augmente avec la classe d'âge et atteint des valeurs maximales à 45 ans avec 290.4 Mg C ha⁻¹, 285.8 Mg C ha⁻¹ et 268.5 Mg C ha⁻¹ en Montérégie, Montréal et Mauricie respectivement.

Pour les terres agricoles, la quantité de carbone stockée varie entre 60.8 Mg C ha⁻¹ à Montréal et 66.1 Mg C ha⁻¹ en Mauricie. Des friches agricoles de 15 ans ont été identifiées en Mauricie et en Montérégie avec une moyenne de 101.4 Mg C ha⁻¹ et 89.1 Mg C ha⁻¹ respectivement. Finalement, les sites classés comme des emprises routières de 15 ans ont été identifiées à Montréal avec une moyenne de 83.2 Mg C ha⁻¹.

Tableau 5: Moyennes de stocks de carbone selon l'affectation actuelle du site et l'âge

Affectation actuelle du site	Temps depuis le changement d'affectation (voir note sous le tableau)	Mauricie			Montréal			Montréal		
		Nombre des placettes	Moyenne de stocks (Mg C / ha)	Erreur standard	Nombre des placettes	Moyenne de stocks (Mg C / ha)	Erreur standard	Nombre des placettes	Moyenne de stocks (Mg C / ha)	Erreur standard
Forêt	15	5	180,5	33,3	0			1	242,2	
	25	0			1	227,9	NA	1	296,7	
	35	3	266,2	33,8	0			2	260,4	2,7
	45 (âge minimum)	12	268,5	30,8	8	285,8	35,4	1	290,4	
Terre agricole	n/a	3	66,1	5,1	4	60,8	12,5	0		
Friche	15	7	101,4	10,6	0			2	89,1	16,4
Emprise routière	15	0			8	83,2	4,5	0		

Note : Cette valeur est calculée à partir du moment où il y a un changement d'affectation du site, et que celle-ci devient respectivement Forêt, Friche ou Emprise routière. Pour les sites classés comme forêt dans l'inventaire de 1975, l'âge de 45 ans leur a été attribué; il s'agit cependant d'un âge minimum, le début de la succession végétale ne pouvant pas être identifiée.

Influence du labourage sur les stocks de carbone du sol

En vue de documenter l'effet de la plantation sur les stocks de carbone, un échantillonnage a également été réalisé dans un petit nombre de sites dont le sol a été labouré au début de l'été 2022 en vue de la mise en terre des plants; sur ces mêmes sites, des parcelles laissées intactes (non labourées) ont également été échantillonnées.

À l'été 2022, des échantillons de sol (à trois profondeurs : 0-15 cm; 15-35 cm et 35-55 cm) ont ainsi été récoltés dans quatre paires de parcelles avec et sans labourage. Trois paires de parcelles étaient localisées sur trois sites distincts en Mauricie, et la quatrième paire était située en Montérégie. Le contenu en C des échantillons de sol a été analysé en laboratoire. Aucun site labouré n'était disponible dans la région de Montréal, dans laquelle la plantation d'arbres est aussi prévue.

Le nombre limité de sites labourés disponibles diminue la portée des conclusions et la généralisation que l'on peut tirer sur l'effet de ce type de préparation sur les stocks de C du sol, mais fournit tout de même une première approximation de l'effet attendu du labourage (Tableau 6).

Tableau 6: Stock de carbone des horizons minéraux du sol en Mg de C/ha avec et sans labourage.

Paire	Mauricie 1	Mauricie 2	Mauricie 3	Montérégie 1
Non labourée	60.28	67.57	72.42	98.9
Labourée	84.39	55.43	48.35	70.07
Différence	-24.11	12.14	24.07	28.83

Différence :

Moyenne 10.23

Écart-type 23.95

On constate d'un part que la variabilité entre les paires de parcelles est très importante, notamment en raison du faible échantillonnage. Les paires Mauricie 2, Mauricie 3 et Montérégie 1 montrent une perte de carbone du sol avec le labourage variant de 12.14 à 28.83 Mg de C ha⁻¹, alors que Mauricie 1 montre un gain causé par le labourage de 24.11 Mg de C ha⁻¹. La moyenne de toutes les paires suggère une perte de 10.23 Mg de C ha⁻¹.

Étude des liens entre la diversité végétale et le stockage de carbone

Une étude spécifique vise à évaluer à l'échelle du site la capacité de différents types de végétation en contexte routier à séquestrer du carbone dans la biomasse végétale et les sols, en vue de faire des prévisions sur les gains/pertes de C dans les sites routiers, particulièrement dans le contexte de la végétation naturelle associée au scénario de référence. L'étude s'intéresse particulièrement aux liens entre la diversité des espèces arborées et arbustives, incluant la diversité de leurs traits fonctionnels, sur la séquestration et le stockage de carbone dans les réservoirs aériens et souterrains des sites routiers.

L'hypothèse principale qui est testée est que l'efficacité de la végétation arborée et arbustive en termes de séquestration du carbone dans le sol et la biomasse aérienne est plus affectée par la diversité fonctionnelle (traits fonctionnels) des espèces sur les sites traités, que par la richesse spécifique (richesse en espèces). Cette hypothèse est basée sur l'effet positif de la diversité fonctionnelle sur la production de biomasse et le fonctionnement de l'écosystème forestier (Paquette and Messier 2011, Ruiz-Benito, et al. 2014). Cette relation positive est souvent liée aux caractéristiques biologiques particulières (traits fonctionnels) des espèces plutôt qu'au nombre d'espèces. Ces traits fonctionnels sont liés au taux de croissance des arbres, à leur résistance au stress et à leur croissance dans des conditions environnementales extrêmes (Paquette and Messier 2011).

Les traits fonctionnels considérés pour les espèces arborées et arbustives incluent : la densité du bois, la masse foliaire par surface, la teneur foliaire en azote, la hauteur maximale et le diamètre à la hauteur de poitrine (Ruiz-Jaen and Potvin 2011). Les données spécifiques à chaque espèce pour ces différents traits sont issues de la littérature scientifique (Tableau 7).

Tableau 7 : Traits fonctionnels et valeurs pour les espèces arborées et arbustives présentes dans les placettes des sites routiers.

Espèces	Densité du bois (g/cm³)	Masse foliaire par unité de surface (g/m²)	Teneur foliaire en azote (%)	Hauteur maximale (m)	Diamètre à hauteur de poitrine (cm)
Bouleau gris	0.55	46	2.2	25	11.9
Érable à sucre	0.56	70.63	1.83	35	13.8
Frêne noir	0.45	71.94	2.1	20	15.3
Saules	0.36	83.1	2.5	7	8.8
Épinette noire	0.41	294.12	1.12	20	12.8
Sapin baumier	0.34	151	1.66	25	10.38
Hêtre à grandes feuilles	0.56	61.22	2.04	25	13.03
Bouleau blanc	0.48	77.88	2.31	25	12.43
Pin blanc	0.36	121.92	1.42	30	18.75
Pruche du Canada	0.4	122.55	0.99	30	23.8
Peuplier faux- tremble	0.37	82.02	2.16	25	20.3
Ostryer de Virginie	0.63	37.04	2.2	12	9.1
Frêne d'Amérique	0.55	76.75	2.12	30	11.64
Tilleul d'Amérique	0.32	223	1.02	35	16.5
Bouleau jaune	0.55	46.06	2.2	25	15.5
Aulne rugueux	0.37	67.14	2.98	5	4.2

Note : Source des données : Densité du bois : (Gonzalez 1990); Masse foliaire : (Wright, et al. 2004); Teneur foliaire en azote : (Kattge, et al. 2020); Hauteur : (Farrar 1996). Diamètre : données terrain.

À partir des valeurs des traits des différentes espèces, des indices de diversité fonctionnelle sont ensuite calculés pour chacune des placettes (à partir de « FD package » dans la librairie R. Les indices sont les suivants :

- Identité fonctionnelle au sein de la communauté végétale pour chacun des traits (en anglais : community weighted means, CWM): moyenne pondérée de la valeur du trait fonctionnelle dans la communauté végétale
- Richesse fonctionnelle (en anglais : functional richness, FRic) : Volume occupé par la communauté des espèces dans l'espace multidimensionnel des traits fonctionnels de toutes les espèces;
- Dispersion fonctionnelle (en anglais : functional dispersion, FDis) : Distance moyenne entre une espèce et le centre de masse des autres espèces dans l'espace multidimensionnel des traits fonctionnels de toutes les espèces de la communauté.
- Divergence fonctionnelle (en anglais : functional divergence, FDiv) : Distribution de l'abondance des espèces dans l'espace des traits fonctionnels; cet indice mesure la divergence de la distance moyenne des espèces par rapport au centre de masse;
- Régularité fonctionnelle (en anglais, functional regularity, FEve) : Distribution des traits fonctionnels dans l'espace des traits; cet indice mesure la régularité des espèces et de leur abondance dans cet espace.

Une analyse de corrélation de Pearson a été faite pour caractériser la relation de chaque indice de diversité des arbres et arbustes avec la quantité de carbone stocké dans la végétation arborée et arbustive, le sol et l'écosystème (somme de végétation arborée et arbustive + sol; il faut noter que les espèces herbacées étaient rares ou absentes dans les sites sur lesquels on retrouve des arbres et arbustes).

Parmi les indices, l'identité fonctionnelle associée à la masse foliaire par surface (CWM LMA) a une relation significative et positive avec les stocks de carbone de la végétation arborée et arbustive, le sol et l'écosystème, alors que l'identité fonctionnelle associée à la teneur foliaire en azote est corrélée négativement avec le stock de carbone de la végétation arborée et arbustive et de l'écosystème (Figure 9).

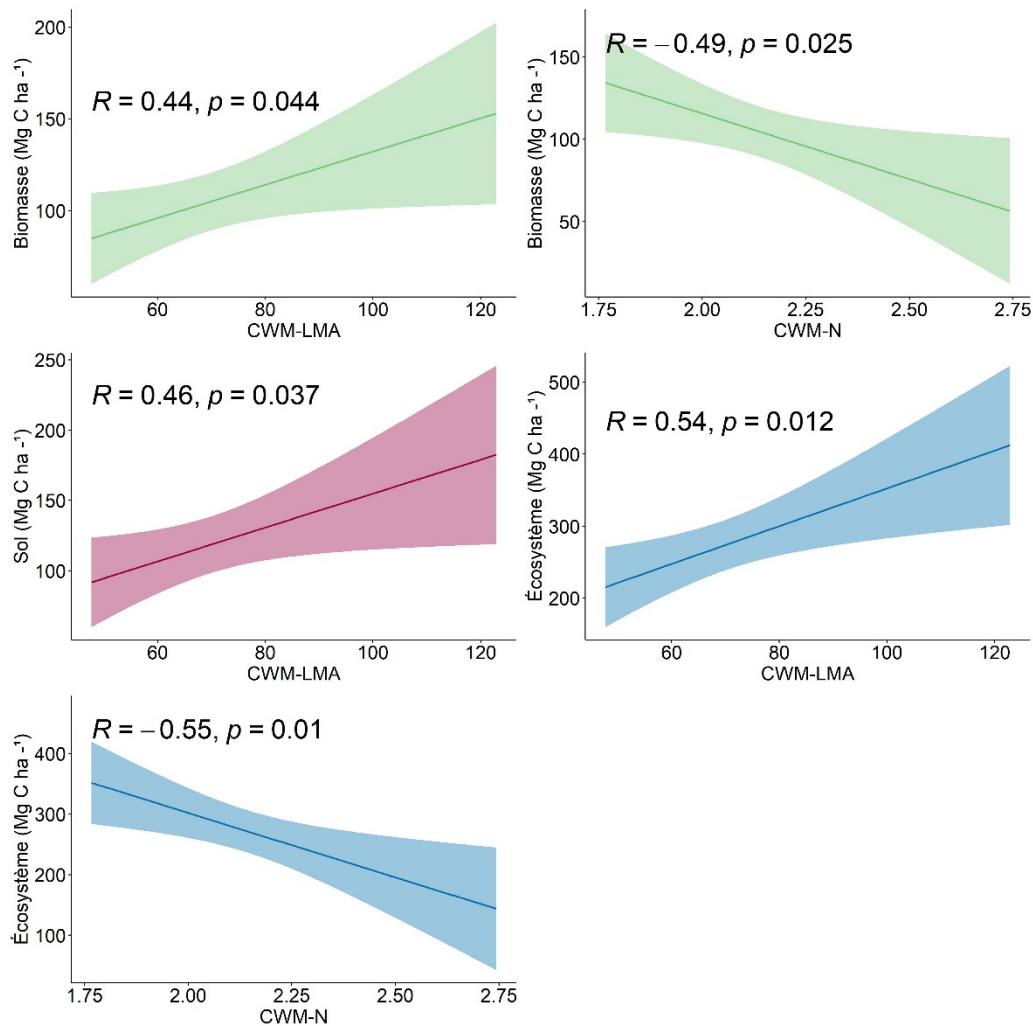


Figure 9 Corrélations significatives (à $p < 0.05$) entre les indices de l'identité fonctionnelle et la diversité fonctionnelle et les stocks de carbone de la végétation arborée et arbustive, du sol et de l'écosystème

Afin de déterminer les meilleurs indices permettant de prédire le stockage de carbone dans la biomasse vivante de la végétation, le sol et l'écosystème, des modèles de régression multiple ont été développés à partir des différents indices fonctionnels étudiés.

Le meilleur modèle de régression multiple a montré une relation positive et significative entre les stocks de C dans la biomasse arborée et arbustive et l'écosystème et l'indice de dispersion fonctionnelle (FDis) des espèces arborées et arbustives, tandis qu'une relation négative a été trouvée avec l'identité fonctionnelle basée sur la teneur en azote foliaire (CWM-N) et la divergence fonctionnelle (FDiv). Pour les stocks de C dans le sol, aucune relation

significative n'a été trouvée avec les indices de diversité fonctionnelle, tandis que CWM-N avait une relation négative et significative avec la teneur en carbone du sol (Tableau 8).

Tableau 8 : Résultats de la régression multiple visant à évaluer la relation entre les indices de la diversité fonctionnelle et de l'identité fonctionnelle (variables explicatives) et le carbone de la végétation, du sol et de l'écosystème (variables expliquées).

Variables	Carbone de la végétation	Carbone du sol	Carbone de l'écosystème
Ordonnée à l'origine	104.61 *** [92.15, 117.07]	118.11 *** [97.91, 138.30]	272.52 *** [245.85, 299.20]
FRic	-6.52 [-22.12, 9.07]	-3.88 [-29.17, 21.40]	-30.71 [-64.11, 2.69]
FDis	20.30 * [2.13, 38.48]	23.22 [-6.24, 52.69]	58.23 ** [19.30, 97.15]
FDiv	-25.14 ** [-41.85, -8.43]	-7.89 [-34.97, 19.18]	-43.37 * [-79.14, -7.60]
FEve	-2.81 [-15.90, 10.28]	11.02 [-10.19, 32.24]	10.19 [-17.84, 38.21]
Identité fonctionnelle – Teneur foliaire en azote	-32.15 ** [-48.95, -15.36]	-27.79 * [-55.01, -0.57]	-80.26 *** [-116.22, -44.30]
Identité fonctionnelle – Diamètre à hauteur de poitrine	-14.83 [-33.96, 4.30]	-8.49 [-39.50, 22.51]	-30.20 [-39.50, 22.51]
R ²	0.64	0.44	0.71

Note : Les valeurs en gras indiquent que les variables explicatives sont significatives à $p < 0.05$.

Les résultats ont montré que la dispersion fonctionnelle (FDis) parmi les espèces arborées et arbustives s'avère le meilleur prédicteur de la capacité de stockage de carbone de l'écosystème. Cela appuie l'hypothèse de complémentarité de niche, suggérant qu'une plus grande diversité des traits fonctionnels augmente l'utilisation des ressources au sein de la communauté ce

qui augmente la productivité et favorise le stockage de carbone. Par contre, la divergence fonctionnelle (FDIV) a montré une relation négative et significative avec les stocks de carbone; ce résultat suggère que le stockage de carbone ne sera pas optimal lorsque les espèces les plus abondantes possèdent des valeurs extrêmes, très divergentes, en termes de traits fonctionnels. En ce qui concerne l'effet de l'identité fonctionnelle sur le stockage du carbone, les résultats ont montré que parmi les différents traits fonctionnels, l'identité fonctionnelle liée à la teneur foliaire en azote avait un effet négatif et significatif sur les stocks de carbone; le stockage en carbone est donc favorisé si l'écosystème n'est pas dominé par des espèces à haute teneur foliaire en azote.

Ainsi, une végétation à la dispersion fonctionnelle élevée, qui regroupe des espèces aux traits fonctionnels variés (par exemple, un mélange d'espèces présentant une gamme de densité du bois, de surface foliaire spécifique, de teneur en azote foliaire, et des diamètres et des hauteurs variées, et sans dominance d'une catégorie en particulier, favorisera le plus grand stockage de carbone dans les sites routiers.

Étude de la stabilité du carbone dans les sols

Une étude spécifique s'intéresse aux mécanismes de stockage du carbone dans les sols des sites routiers, qui présentent des conditions physiques et chimiques particulières. Cette étude vise à mesurer la stabilité du carbone dans les horizons organiques et minéraux des sites routiers et à évaluer les relations entre les stocks de C du sol de ces sites, les propriétés de la végétation et les propriétés physiques et chimiques des sols. La stabilité du carbone décrit sa vulnérabilité aux pertes par respiration. Le carbone compris dans de la matière organique stable devrait être plus résistant aux mécanismes de décomposition, et donc moins susceptible d'être perdu et être conservé de manière plus durable dans le sol.

L'hypothèse principale testée est que les caractéristiques des communautés végétales et les caractéristiques des sols routiers (la texture du sol, la concentration en carbone organique et la concentration des contaminants) ont des effets importants sur la stabilité du carbone. La stabilité du carbone est évaluée en mesurant la taille de fractions de matière organique possédant une stabilité différente. Les deux fractions considérées sont :

- i) la matière organique particulaire (MOP), qualifiée de labile et dont la stabilité est considérée comme faible, et
- ii) la matière organique associée aux minéraux (MOAM) dont la stabilité est considérée comme élevée.

Les échantillons de sol récoltés dans les placettes de sites routiers à trois profondeurs (0-15 cm, 15-35 cm, 35-55 cm) ont ainsi été fractionnés en MOP (i.e., fraction labile) et MOAM (i.e., fraction stable), et le contenu en carbone de chaque fraction a été analysé. La Figure 10 représente la quantité de carbone stockée dans les deux fractions de matière organique du sol. On observe que les stocks de carbone sont plus élevés dans la fraction stable (MOAM) que la fraction labile (MOP), et ce, pour les 3 profondeurs étudiées.

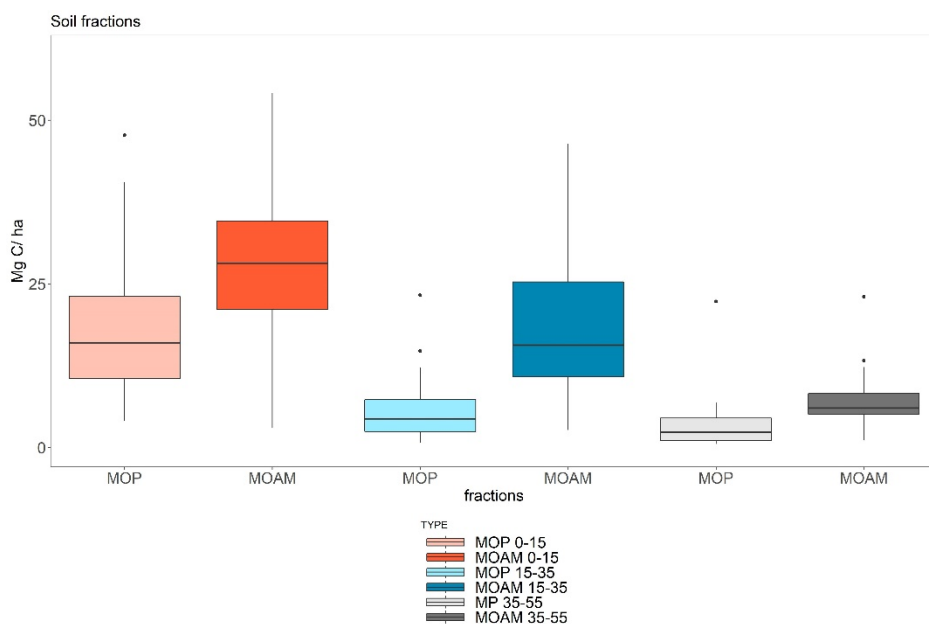


Figure 10 Stock de carbone dans les fractions de matière organique du sol à trois profondeurs : 0-15 cm, 15-35 cm et 35-55 cm. MOP : Matière organique particulaire (fraction labile); MOAM : Matière organique associée aux minéraux (fraction stable).

Ensuite des analyses chimiques visant l'évaluation de la contamination des sols (métaux lourds, salinité) ont été effectuées sur les échantillons du sol. Les résultats sont présentés au Tableau 9: on peut remarquer que la concentration de certains métaux lourds comme l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le cobalt (Co) et le plomb (Pb) dans le sol de certaines placettes dépasse les teneurs de fonds (critère A) de la grille générique pour les sols publiée par le Ministère de l'Environnement et Lutte contre les Changements Climatiques (voir Annexe B), et la concentration de manganèse (Mn) dépasse la limite maximale acceptable pour les terrains industriels (Critère C). Pour la salinité, la valeur moyenne de la conductivité est 0.74 mS/cm; cela signifie que la salinité des sols routiers est élevée et dépasse la limite maximale acceptable dans les terrains résidentiels et institutionnels (Critère B).

Tableau 9 : Concentration en métaux lourds (ppm) et salinité (mS/cm) des sols des sites routiers.

	Minimum	Maximum	Moyenne	Médiane
Métaux lourds				
As	0.24	10.13	2.4	2.012
Cd	0.22	3.2	1	0.9
Co	0.48	37.6	6.16	5.8
Cr	1.07	78.97	18.27	18.5
Cu	1.29	40.64	12.3	12.1
Mn	4.89	3283	317.7	237.9
Pb	3.95	93.59	17.4	12.79
Zn	2.53	128.32	43.2	42.7
Salinité				
Conductivité	0.18	2.46	0.74	0.7

Les relations entre la contamination et la stabilité de carbone dans les sols routiers ont été évaluées à l'aide d'une analyse de corrélation de Pearson (r). Cette analyse montre que les concentrations des métaux lourds (Co, Zn, Cu, Mn et As) et la salinité sont corrélées positivement avec la quantité de carbone stocké dans la fraction stable (MOAM) ($r=0.4$ et 0.5). À l'inverse, certains métaux lourds (Co, Cd, As, Mn) sont corrélés négativement avec le stockage de carbone dans la fraction labile MOP ($r=-0.5$). Cela suggère que la contamination par les métaux lourds et les sels ne nuit pas au stockage du carbone dans les sols sous une forme stable. Il est aussi possible que les métaux lourds soient préférentiellement liés à la fraction stable (MAOM) de la matière organique du sol. **On peut donc en conclure que l'état des sols des sites routiers ne nuit pas au stockage du carbone.**

Simulation des processus écologiques de gains et pertes de carbone

Introduction

Différents modèles de simulation des processus écologiques de gains et pertes de carbone existent à l'échelle mondiale. Les modèles peuvent être basés sur l'une ou l'autre des approches suivantes :

- ils peuvent utiliser des données d'inventaire forestier à partir desquelles la croissance forestière et autres processus en lien avec la dynamique du carbone sont dérivés, ou
- ils peuvent utiliser une représentation mathématique de la productivité primaire nette, de la respiration et d'autres processus tels qu'influencés par les conditions météorologiques.

Au Canada, le Modèle du bilan du carbone du secteur forestier canadien (mieux connu sous son acronyme anglais CBM-CFS3) utilise la première approche et est alimenté par un inventaire de carbone initial, ainsi que différentes informations annuelles en lien avec les processus pertes et de gains de carbone (par exemple, quantité de coupes, feux de forêt, etc.). CBM-CFS3 a été développé selon les lignes directrices du GIEC pour répondre aux besoins de reddition de compte du Canada, conjointement avec les outils de l'Inventaire forestier national au sein du Système national de surveillance, de comptabilisation et de production de rapports concernant le carbone des forêts. CBM-CFS3 a également été adapté et utilisé dans d'autres pays, dont le Mexique (Olguin, et al. 2018) et les pays de l'Union européenne (Pilli, et al. 2018). CBM-CFS3 présente certaines faiblesses quant à la représentation de la dynamique du carbone du sol (Shaw, et al. 2014) et des débris ligneux (Sage, et al. 2019). Également, il ne permet pas de simuler de manière explicite une variété d'espèces dans un même peuplement (il ne permet que de simuler une espèce feuillue + espèce résineuse à la fois); pour la simulation de plusieurs espèces sur le même site, des étapes parallèles sont cependant possibles pour obtenir une approximation de la dynamique du carbone dans ces conditions. De plus, CBM-CFS3 n'inclut pas de manière explicite l'évolution de la végétation de sous-étage (e.g., herbacées).

Malgré ces limites, CBM-CFS3 (et sa version la plus récente, *Generic Carbon Budget Model*, GCBM) fait l'objet d'un certain consensus pour la simulation de la dynamique du carbone forestier au Québec et au Canada, et plusieurs organisations privées et publiques apprennent à le maîtriser (notamment, dans le cadre de développement de projets de crédits carbone). Pour les fins d'utilisation précises du présent projet, il doit cependant faire l'objet d'adaptations et nécessite des étapes parallèles de simulation et de compilation.

De plus, le stockage du carbone dans les sols pourrait s'avérer un facteur particulièrement important à évaluer dans le cas de boisement de sites routiers; une étude spécifique des mécanismes de stockage de carbone dans les sols de

ce type de site est donc aussi réalisée (voir section Étude de la stabilité du carbone dans les sols).

Méthodologie de simulation

Scénarios de boisement

Le modèle CBM-CFS3 est utilisé pour simuler les flux de carbone dans l'écosystème en fonction de différents scénarios de boisement. Les simulations ont été effectuées pour trois régions d'étude, soit la Mauricie, la Montérégie et Montréal. Les scénarios de boisement ont été identifiés dans le cadre des travaux sous la responsabilité du CERFO.

Quatre scénarios ont ainsi été définis, chacun étant caractérisé par un mélange d'espèces plantées sur le même site (Figure 11) :

- i) Diversifié de base;
- ii) Migration planifiée;
- iii) Entretien limité;
- iv) Plantation pure.
- v)

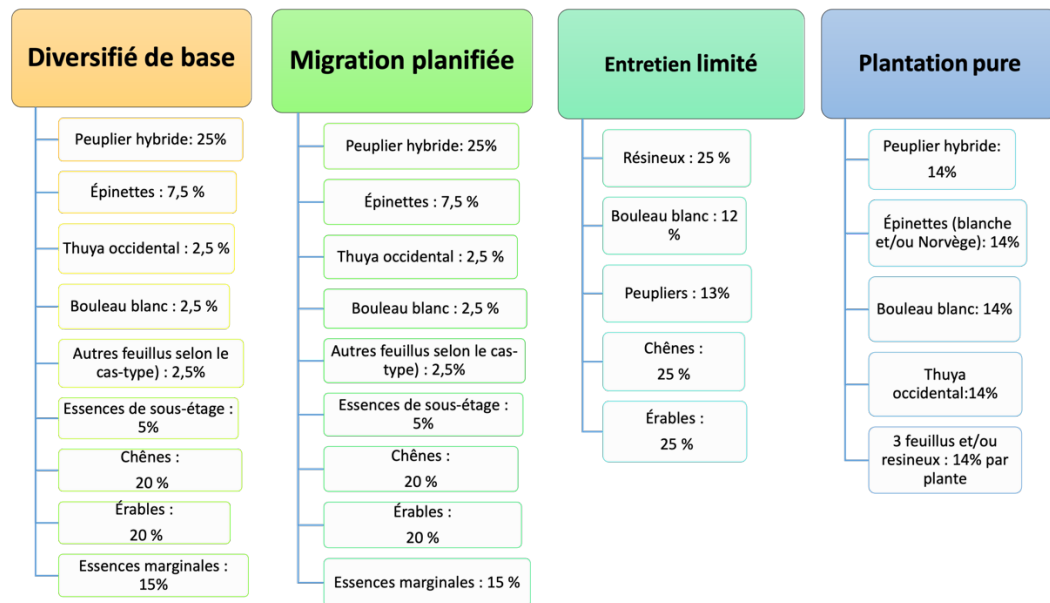


Figure 11 Scénarios de boisement des sites routiers

Note : les pourcentages représentent la proportion de la superficie d'un site donné qui sera occupée par l'espèce ou le groupe d'espèces.

Les scénarios varient en fonction de la proportion d'un site de plantation donné dédiée à chaque espèce ou groupes d'espèces. Les scénarios sont globalement les mêmes pour l'ensemble des régions d'étude (voir section Description du dispositif expérimental). Cela dit, des variantes entre les régions sont exprimées dans la composition en espèces dans la catégorie « Autres feuillus », « Essences de sous-étage » et « Essences marginales » (voir l'Annexe C pour le détail de la composition en espèces pour chaque région d'étude).

Ces scénarios impliquent donc l'utilisation d'un mélange d'espèces sur un même site. Il y a ainsi nécessité de définir une méthode de simulation et de compilation adaptée au mélange d'espèces, comme CBM-CFS3 ne permet que de simuler une espèce feuillue + une espèce résineuse à la fois pour un même site. Pour ce faire, la surface de boisement est divisée en sous-parcelles théoriques représentant chacune une seule espèce, et dont la superficie et la densité d'arbres par unité de surface sont basées sur le traitement de boisement. Ces sous-parcelles sont simulées individuellement dans CBM-CFS3, et les résultats de réservoirs de carbone sont ensuite recompilés dans un tableur Excel de manière à obtenir une valeur à l'hectare (Figure 12).

La simulation de chaque sous-parcelle est faite à partir de tables de rendement en volume marchand associées à chacune des espèces simulées. Les tables de rendement ont été identifiées à partir de la littérature scientifique et technique. L'Annexe D présente les tables de rendement, en mètres cube de volume marchand à l'hectare, des espèces utilisées dans les scénarios de boisement, ainsi que les résultats de simulation avec CBM-CFS3 de l'évolution des stocks de carbone dans la biomasse vivante pour chaque espèce individuelle, en mégagrammes de carbone par hectare. Ces données peuvent servir à estimer de manière approximative l'évolution des stocks de carbone dans la biomasse des arbres pour différents mélanges d'espèces; il suffit de multiplier la quantité de carbone d'une espèce donnée par la proportion de superficie occupée par cette espèce dans la plantation envisagée.

Pour les fins de l'exercice, aucune récolte forestière n'a été simulée au cours de l'horizon de simulation de 100 ans.

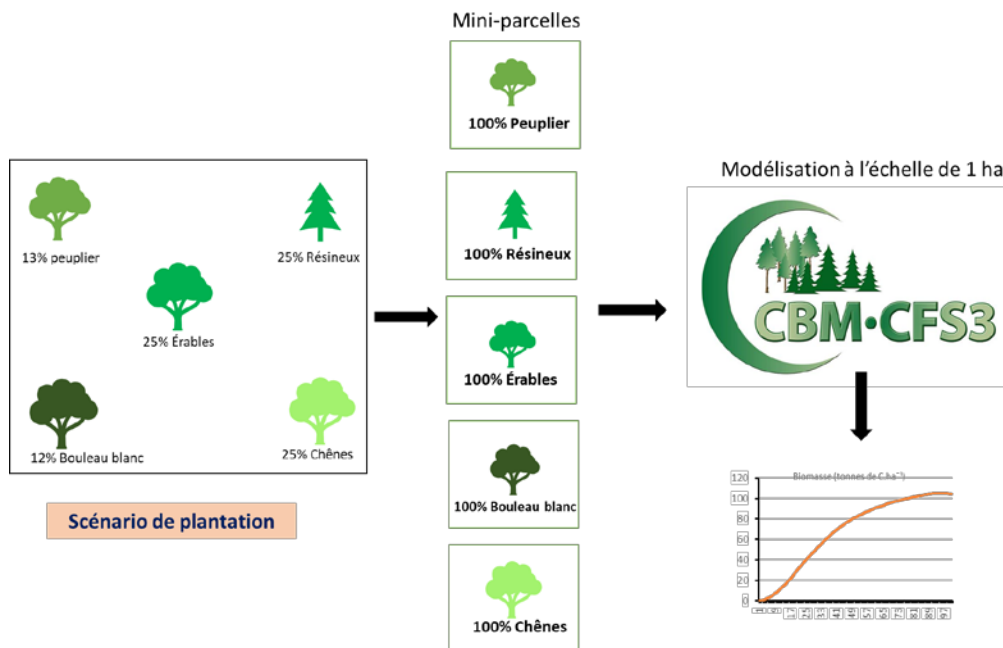


Figure 12 Étapes de modélisation de scénario de boisement

Perte de carbone dû à la préparation de terrain

Les stocks de carbone initiaux du sol ont été ajustés dans CBM-CFS3 pour tenir compte de l'effet du labourage sur les stocks de C du sol. En l'absence de données plus détaillées sur l'effet de cette pratique, les ajustements ont été faits de la manière suivante pour chacune des régions à partir des données du Tableau 6 :

- Pour la Mauricie, la moyenne des stocks de carbone du sol des trois parcelles labourées a été utilisée comme valeur initiale (63 Mg de C ha⁻¹);
- Pour la Montérégie, la quantité de C du sol de la parcelle labourée a été utilisée comme valeur initiale (70 Mg de C ha⁻¹);
- Pour Montréal, comme aucun labour n'avait été effectué au moment de cette étude sur les sites prévus pour la plantation, aucune donnée n'est donc disponible. La moyenne des stocks de C du sol des sites prévus pour la plantation, sans labourage, a été utilisée comme valeur initiale (53 Mg de C ha⁻¹).

Résultats de simulation des scénarios de boisement

La Figure 13 montre les résultats de simulation de l'accumulation du carbone dans l'écosystème, incluant le carbone du sol, de la biomasse vivante et de la biomasse morte pour les quatre scénarios de boisement dans les trois régions d'étude.

On peut constater d'abord que le scénario de plantation pure, qui implique la plantation avec un nombre limité d'espèces, est le moins performant en termes d'accumulation de carbone dans les trois régions. On constate ensuite que la performance des autres scénarios est très dépendante de la composition en espèces et notamment les espèces dites marginales; l'inclusion d'une proportion d'espèces à productivité élevée et longévives produit une grosse différence en termes d'accumulation de carbone. Par exemple, les courbes de croissance suggèrent que l'érable noir (retrouvé dans le scénario de Migration assistée en Mauricie, et Diversifié de base à Montréal) est une espèce un peu plus productive que les autres espèces de feuillus tolérants; son inclusion dans un scénario de boisement permet à celui-ci de devancer les autres scénarios; de même, les pins et la pruche (utilisés dans le scénario Diversifié de base en Montérégie) sont aussi considérés comme plus productifs que les feuillus tolérants, et permettent donc une accumulation de carbone plus importante dans la biomasse vivante. La Figure 13 permet de constater que la différence entre les scénarios provient en grande partie de la biomasse vivante, et de la matière organique morte dans une moindre mesure.

Outre la différence de composition en espèces d'un même scénario entre les régions étudiées, les régions diffèrent également quant aux stocks de C initiaux dans les sols, au moment de la plantation (i.e., après labourage dans le cas de la Mauricie et de la Montérégie). Les stocks de carbone initiaux du sol de la Montérégie sont légèrement plus importants que ceux des autres régions (malgré la perte causée par le labourage).

ÉVALUATION DU POTENTIEL DE SÉQUESTRATION DU CARBONE EN CONTEXTE ROUTIER :

RAPPORT FINAL PROJET R833.1

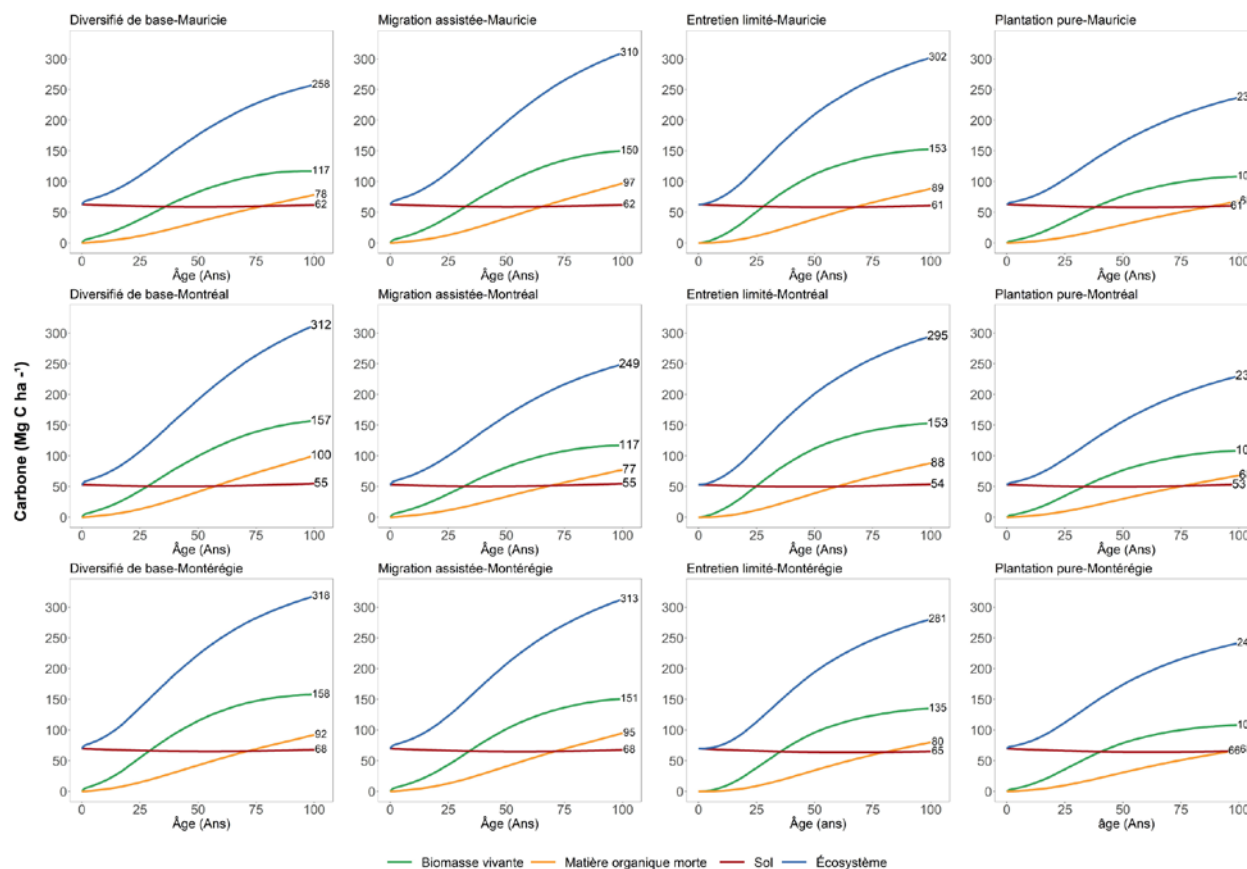


Figure 13 Stocks de carbone des différents réservoirs de l'écosystème selon le scénario de boisement.

Comparaison des résultats de simulation avec les sites de référence

Les résultats de simulation des scénarios de boisement de chacune des régions ont été comparés avec les stocks de carbone mesurés dans les placettes des sites routiers de ces régions, utilisés comme référence (Figure 14).

D'une part, on peut constater que les scénarios de boisement surpassent immédiatement la quantité de carbone des terres agricoles. Ensuite, si l'on prend comme référence les sites classés comme terres agricoles abandonnées et emprises routières depuis environ 15 ans et sur lesquels une succession naturelle s'est installée, ça prend de 19 à 24 ans en Mauricie, de 16 à 20 ans à Montréal, et de 10 à 16 ans en Montérégie avant que les écosystèmes issus des scénarios de boisement accumulent une quantité équivalente de carbone.

Enfin, si l'on prend comme référence les sites classés comme forêts qui sont issus de l'abandon de l'agriculture il y a 25 à 35 ans (ces sites sont classés comme forêts depuis 15 ans, et ont été classés comme friches pendant des périodes variant de 10 à 20 ans suite à l'abandon de l'agriculture), il faut plus de 40 ans en Mauricie et 57 ans en Montérégie avant que des écosystèmes issus du boisement accumulent des quantités comparables de carbone.

Pour des sites classés comme forêts qui sont issus de l'abandon de l'agriculture il y a 35 à 45 ans (ces sites sont classés comme forêts depuis 25 à 35 ans, et ont été classés comme friches pour des périodes de 10 à 20 ans suite à l'abandon de l'agriculture), il faut entre 60 et 84 ans avant que des écosystèmes issus de boisement atteignent des quantités de carbone similaires. Enfin, les écosystèmes issus de boisement prennent plus de 76 ans à accumuler des quantités de carbone comparables aux forêts âgées d'au moins 45 ans.

Cependant, si on évite de faire du labourage avant la plantation, cela permet d'éviter la perte initiale de carbone du sol. Dans ce cas, les écosystèmes issus de boisement atteindraient des stocks similaires à des friches 3 à 6 ans plus tôt, et des stocks similaires à des forêts 3 à 14 ans plus tôt, par rapport aux valeurs indiquées ci-haut.

Ces résultats suggèrent que les sites routiers qui seront consacrés au boisement devront être choisis avec soin : il ne serait pas approprié d'éliminer la végétation naturelle si elle est composée d'arbres et d'arbustes pour y installer une plantation. Par contre, ces sites pourraient faire l'objet d'une protection, comme ils représentent des stocks de carbone significatifs.

Le MTQ pourrait ainsi appliquer une mise sous conservation de sites routiers supportant déjà une végétation arborée et arbustive, en y interdisant tout futur projet de développement. Une plantation sous couvert, sans perturbation du sol, pourrait également être envisagée pour augmenter la diversité fonctionnelle de ces sites et donc leur capacité au stockage de carbone.

Par ailleurs, les sites anthropisés (i.e., classés comme emprises routières ou sites urbains), seraient de bons candidats pour la plantation, car la

séquestration de carbone par la plantation permettra, avec le temps, d'y augmenter de manière importante les stocks de carbone. L'analyse des données cartographiques et des données terrain suggèrent également que ces sites anthropisés ne semblent pas évoluer vers des forêts; la plantation permettrait donc de créer un couvert forestier et de créer un bénéfice en termes de séquestration de carbone, par rapport à un scénario de référence pour lequel ces sites resteraient à un stade de friche anthropisée sans évolution vers une forêt. Cela dit, il reste à voir si l'apparente absence d'évolution de la végétation sur ces sites anthropisés est due à un contrôle mécanique de la végétation, ou à des caractéristiques intrinsèques de ces sites. Comme il n'y avait pas de données disponibles sur l'historique d'entretien de la végétation des sites routiers, on ne peut pas conclure avec certitude que l'absence d'évolution de la végétation (par exemple, d'un stade de friche vers une forêt) est causée par les caractéristiques propres à ce type de site.

Aussi, en évitant de faire une préparation de terrain intense comme le labourage, qui occasionne une perte de carbone significative dans le sol, le bénéfice de la plantation en termes de séquestration de carbone (par rapport à un scénario de référence où on laisse simplement la succession naturelle s'établir) devient plus intéressant.

Enfin, l'analyse révèle également que les terres agricoles abandonnées peuvent évoluer par elles-mêmes vers des friches et des forêts, en accumulant des quantités importantes de carbone; cette accumulation apparaît être au moins aussi rapide, sinon plus rapide, que celle qu'on peut espérer de la plantation d'arbres. Cela suggère que par rapport à un scénario de référence où on laisserait simplement la succession naturelle s'installer sur des terres agricoles abandonnées, la plantation d'arbres ne procurerait pas nécessairement de bénéfices en termes de séquestration de carbone. Cela reste vrai même en évitant le labourage du sol avant la plantation.

Donc, une approche appropriée pour les terres agricoles abandonnées, pour lesquelles il n'y a pas de pression anthropique, serait de favoriser plutôt la succession naturelle par diverses mesures de protection, ce qui pourrait donner des rendements en termes de séquestration de carbone à peu près similaires que la plantation.

ÉVALUATION DU POTENTIEL DE SÉQUESTRATION DU CARBONE EN CONTEXTE ROUTIER :

RAPPORT FINAL PROJET R833.1

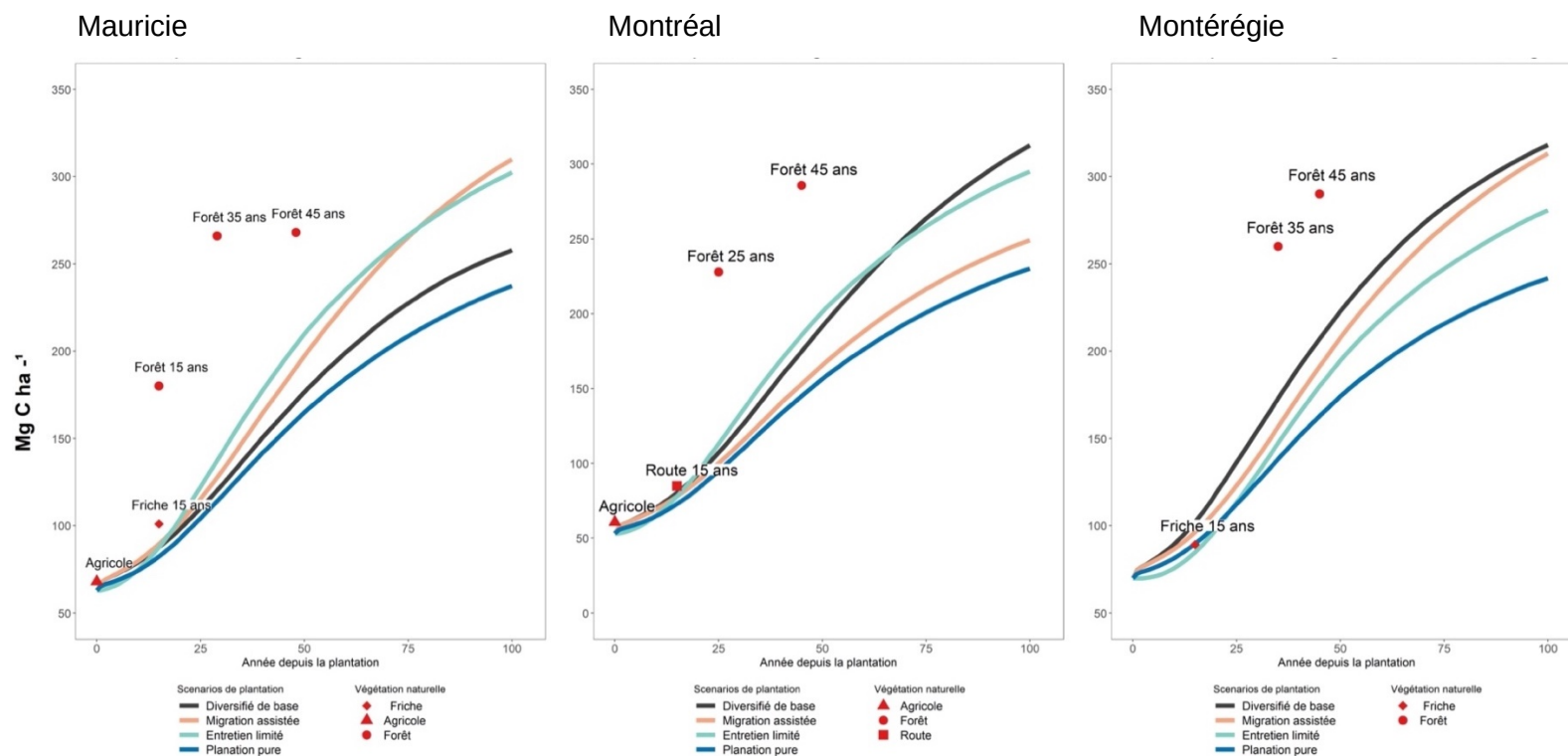


Figure 14 Stock total de carbone de l'écosystème des scénarios de boisement et des sites de référence.

Note : Le stock total de l'écosystème inclut la biomasse vivante, la matière organique morte et les sols.

Calcul du bilan de carbone et de l'impact climatique du boisement des sites routiers

À partir des résultats précédents, une estimation du bilan de carbone et de l'impact climatique des différents scénarios de boisement peut être calculée. Pour les fins du présent exercice, le bilan de carbone sera comparé au bilan de forçage radiatif, cette dernière approche étant à la base de la méthodologie du récent protocole de boisement publié en décembre 2022 par le Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. Un calculateur est disponible sur le site du Ministère pour faire le calcul selon l'approche du forçage radiatif à partir des données de carbone; le calculateur permet de rapporter les données en unités de CO₂, facilitant ainsi la comparaison des résultats effectués selon l'approche du simple bilan de carbone

(URL pour le calculateur :

<https://www.environnement.gouv.qc.ca/changements/carbone/credits-compensatoires/sequestration-carbone-boisement-reboisement-terres-prive.htm>

Scénarios de référence

Il faut d'abord établir le scénario de référence des sites routiers, qui décrit l'évolution selon le cours normal des affaires de ces sites en l'absence d'un projet de boisement. Tel que discuté précédemment, les données sont limitées pour établir de tels scénarios pour les sites à l'étude. Pour les fins de la présente analyse, deux scénarios de référence sont déterminés à partir des données terrain et des données cartographiques (voir section Stocks de carbone en fonction de l'historique des sites).

Le premier scénario représente au temps 0 une terre agricole sur laquelle l'agriculture est abandonnée et qui ne subit pas d'autres pressions anthropiques importantes; la succession naturelle s'y installe et évolue vers une friche au cours des 15 premières années suivant l'abandon, puis vers une végétation forestière à partir de l'année 15 :

- Scénario de référence sans pression anthropique

Terre agricole -> friche -> forêt

En l'absence de données plus détaillées, on assume que la forêt évolue entre l'année 15 et l'année 45, à partir de quoi elle est restée stable.

Le point de départ du deuxième scénario de référence est aussi une terre agricole (année 0) ou un autre terrain dépourvu de végétation; ce terrain subit une certaine anthropisation en raison du développement routier ou urbain, mais une végétation naturelle s'y installe quand même aussi au cours des 15 premières années; celle-ci n'évolue cependant pas vers une forêt, et reste stable à l'état de friche après 15 ans.

- Scénario de référence avec pression anthropique

Terre agricole -> emprise routière/site urbain

L'évolution des stocks de carbone de l'écosystème pour l'un et l'autre de ces scénarios peut être reconstruit à partir des données moyennes mesurées dans les sites en fonction de leur affectation et du temps depuis l'abandon de l'agriculture (Voir Tableau 5). Pour simplifier et en raison du petit nombre de données disponibles, des moyennes globales pour toutes les régions ont été calculées pour obtenir des valeurs de stocks de carbone pour les terres agricoles (à l'année 0), les friches (dont l'âge estimé est de 15 ans), les forêts de 25, 35 and 45 ans, et les emprises routières/sites urbains (dont l'âge estimé est de 15 ans). En l'absence de données plus complètes, une relation linéaire a été tracée pour décrire l'évolution des stocks de carbone entre deux points de référence. La Figure 15 montre cette évolution pour les deux scénarios de référence.

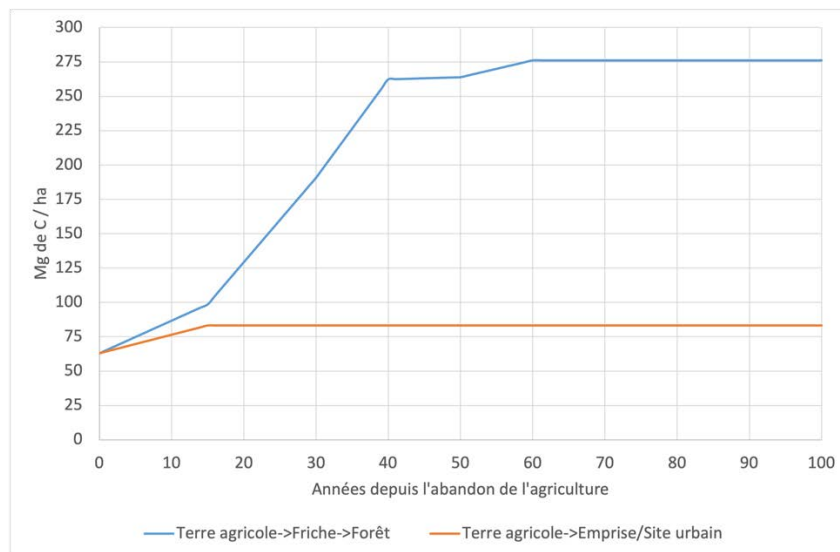


Figure 15 Évolution des stocks de C de l'écosystème selon les deux scénarios de référence.

Bilan de carbone des scénarios de boisement

L'accumulation de carbone au cours du temps selon l'un et l'autre des scénarios de référence est ensuite comparée à l'accumulation simulée dans les différents scénarios de boisement. Il faut noter ici qu'on s'intéresse ici aux changements de stocks de carbone à travers le temps, et pas aux valeurs de stocks brutes. On calcule donc la différence de stocks entre deux années, et on assume que cette différence est causée par des flux avec l'atmosphère; cette différence peut indiquer une accumulation nette de carbone en provenance de l'atmosphère (augmentation des stocks); cette différence peut aussi indiquer que le site a perdu du carbone vers l'atmosphère (diminution des stocks). Par convention, on

indique une perte de carbone vers l'atmosphère par une valeur positive de flux de C, et on indique une accumulation de C dans l'écosystème par une valeur négative de flux de carbone. L'unité utilisée pour représenter les flux est le CO₂.

La Figure 16 montre ainsi les flux de carbone (en Mg de CO₂) sous forme cumulative, i.e., on additionne les flux de carbone annuels. On constate que le cumul des flux atteint un maximum vers 15 ans dans le cas du scénario d'emprise routière/site urbain, et vers 60 ans pour le scénario de forêt, correspondant au moment où les stocks de C sur ces sites deviennent stables (voir Figure 15).

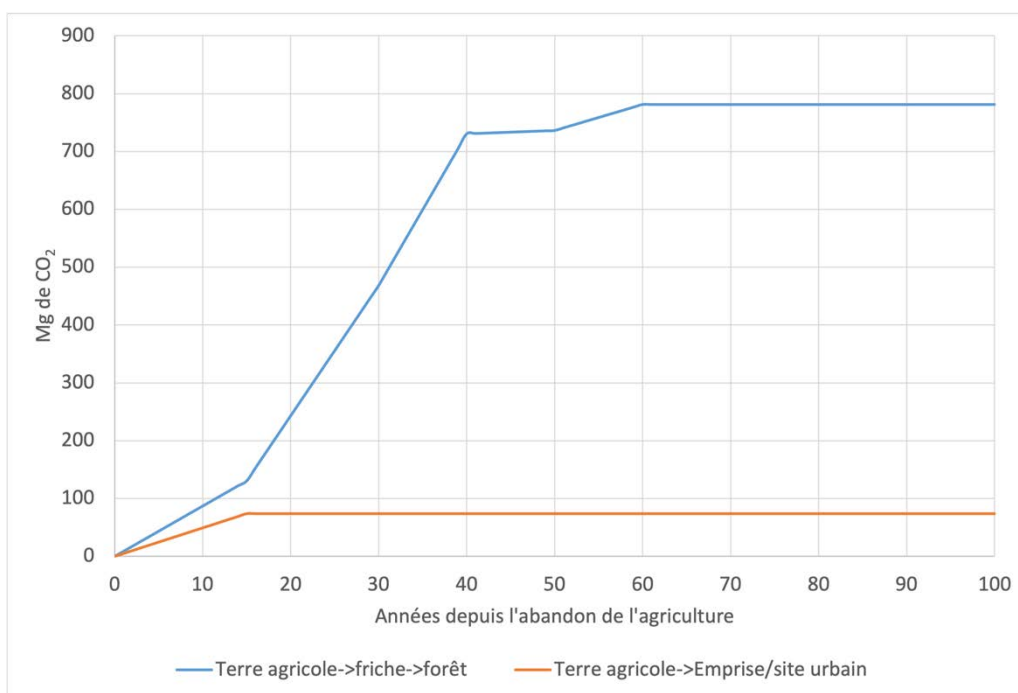


Figure 16 Flux cumulatifs de C des deux scénarios de référence.

Les flux annuels associés aux scénarios de boisement simulés pour les différentes régions d'étude doivent ensuite être estimés à partir des données d'évolution des stocks de C totaux de l'écosystème (voir Figure 14). Ces flux sont calculés pour les différents scénarios, incluant la comparaison des scénarios avec labourage, causant une perte initiale de C estimée 10.23 Mg de C ha⁻¹ (basée sur la moyenne des données terrain, voir section Influence du labourage sur les stocks de carbone du sol), causant donc un flux initial à l'atmosphère, et les mêmes scénarios sans labourage (sans la perte initiale).

Enfin, le calcul du bilan de carbone consiste à faire la différence entre les flux des scénarios de boisement et des scénarios de référence. La Figure 17 montre

la différence cumulative des flux : une valeur négative de flux indique que le scénario de boisement augmenterait la séquestration de carbone dans l'écosystème par rapport à la référence, et donc procurerait un bénéfice; une valeur positive indique que le boisement séquestrerait moins de carbone que la référence, et ne procurerait pas de bénéfice.

ÉVALUATION DU POTENTIEL DE SÉQUESTRATION DU CARBONE EN CONTEXTE ROUTIER :
RAPPORT FINAL PROJET R833.1

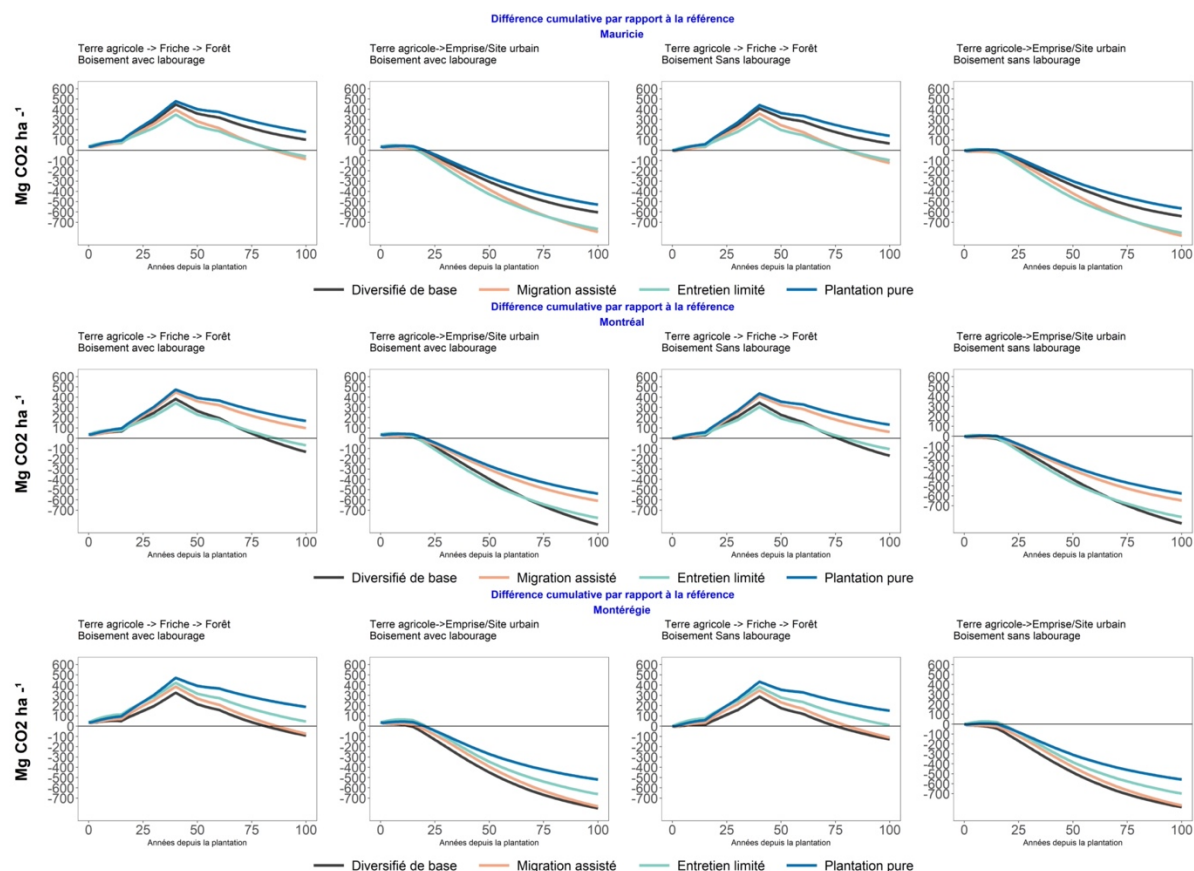


Figure 17 Différence cumulative des flux de C des scénarios de boisement (avec et sans labourage) par rapport aux scénarios de référence.

Note : une valeur négative indique le scénario de boisement augmente la séquestration de carbone par rapport à la référence; une valeur positive indique que le scénario de boisement réduit la séquestration de carbone par rapport à la référence.

On peut constater que par rapport à un scénario de référence pour lequel la succession naturelle permettrait le retour d'une forêt (scénario possible dans le cas de terres agricoles abandonnées ou de sites peu anthropisés), le boisement ne procure pas de bénéfice ou en procure seulement après plusieurs décennies pour des mélanges d'espèces productives et longévives, peu importe s'il y a labourage ou non (Figure 17). En effet, la différence cumulative de flux de carbone reste positive pour la plupart des scénarios de boisement; cette différence cumulative devient négative seulement à partir de 75 ans environ et ce, seulement pour les scénarios Migration assistée et Entretien limité en Mauricie, Diversifié de base et Entretien limité à Montréal, et Diversifié de base et Migration assistée en Montérégie.

Cependant, le boisement sur des sites anthropisés comme des emprises routières ou des sites urbains, pour lesquels on estime que l'évolution de la végétation naturelle resterait limitée, procure un bénéfice plus rapidement (Figure 17). Dans ce cas, on constate que la différence cumulative de certains des scénarios de boisement avec labourage devient négative après 14 à 17 ans, i.e., la séquestration de carbone devient plus importante lorsque le boisement des sites est pratiqué. Sans labourage, ces mêmes scénarios montrent une différence cumulative négative immédiatement au moment de la plantation, i.e., la séquestration de carbone des sites boisés est supérieure à celle du scénario de référence dès le début.

Impact climatique des scénarios de boisement

Le calcul de l'impact climatique des scénarios de boisement par la méthode du forçage radiatif permet notamment de tenir compte de la temporalité des flux de carbone le long de l'horizon de temps du projet. Par exemple, un projet de boisement qui causerait des émissions de carbone initiales en raison de la préparation de terrain cause ainsi un effet réchauffant pendant de nombreuses années; pour contrecarrer cet effet réchauffant, des quantités importantes de carbone doivent être séquestrées dans les années subséquentes, et ces quantités sont plus élevées que les émissions initiales dues à la préparation de terrain, pour tenir compte de l'ensemble du réchauffement (forçage radiatif) causé par ces émissions.

Le calculateur proposé dans le protocole de boisement/reboisement en terre privée permet de faire ce calcul sur la base du forçage radiatif et de rapporter ensuite les valeurs de l'impact climatique relatif en unités de CO₂; cela donne ainsi une évaluation plus juste du bilan de carbone d'un scénario de projet.

Aux fins de l'exercice, ce calcul a été réalisé pour les scénarios de boisement de la région de la Mauricie (avec et sans labourage), en prenant comme référence soit la terre agricole qui évolue vers une forêt, soit la terre agricole qui devient un site anthropisé (emprise routière) (Figure 18).

On constate ainsi que sur la base du forçage radiatif, aucun des scénarios de boisement (même sans labourage) ne procure de bénéfice climatique par rapport à une référence qui serait une terre agricole abandonnée sur laquelle se développerait une succession naturelle évoluant vers une forêt. La

séquestration de carbone associée à la succession naturelle en début de période lui procure un avantage climatique que les scénarios de boisement ne peuvent pas rattraper sur l'horizon de temps utilisé ici (100 ans).

Par contre, on constate que pour un scénario de référence de site anthropisé, dont la végétation stagne à partir de 15 ans, les scénarios de boisement procurent des bénéfices climatiques à partir de 25 à 30 ans (selon le scénario) après la mise en terre s'il y a du labourage. En l'absence de labourage, au moins deux scénarios procurent des bénéfices climatiques immédiats (Diversifié de base et Migration assistée) et les deux autres après 17 et 19 ans (Entretien limité et Plantation pure, respectivement).

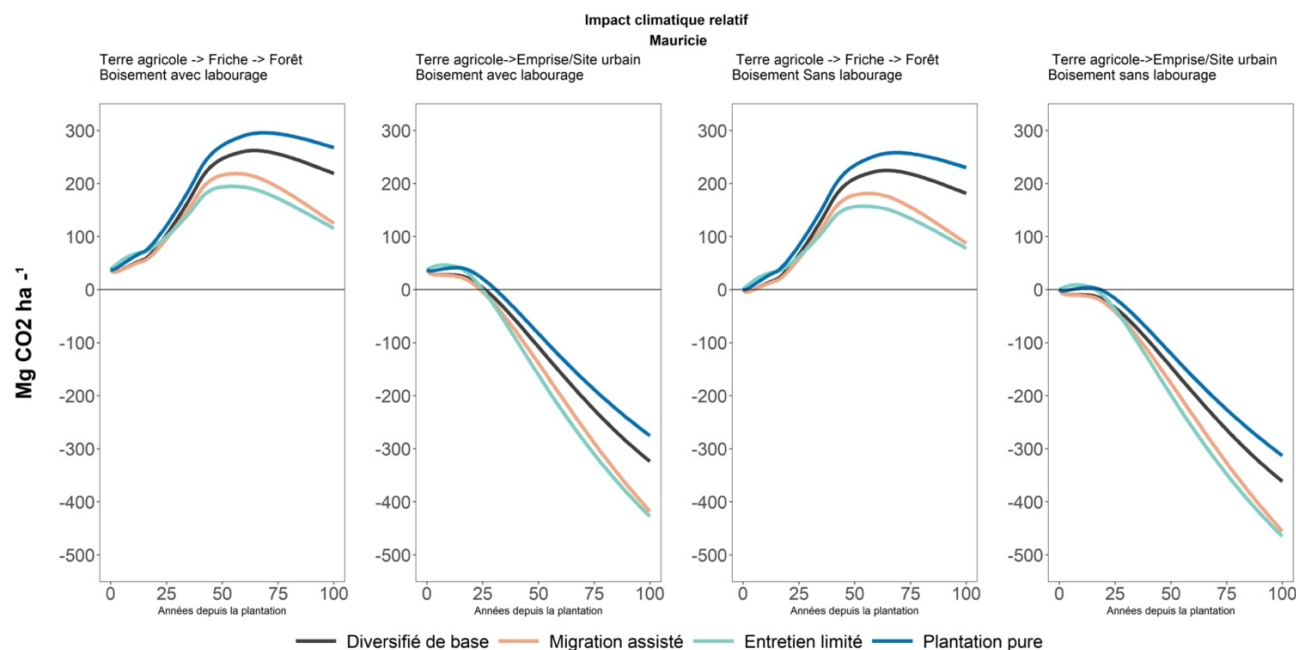


Figure 18 Impact climatique relatif des scénarios de boisement (avec et sans labourage) par rapport aux scénarios de référence.

Note : L'impact climatique relatif représente l'effet de forçage radiatif des flux de carbone; les valeurs de forçage radiatif sont divisées par le forçage radiatif causé par l'émission d'un Mg de CO₂ pour pouvoir les rapporter en Mg de CO₂. Une valeur négative indique que le scénario de boisement procure un bénéfice climatique par rapport à la référence; une valeur positive indique que le scénario de boisement ne procure pas de bénéfice climatique par rapport à la référence.

Recommandations concernant la séquestration de carbone et l'impact climatique du boisement sur les sites routiers

Les résultats suggèrent que le boisement de sites routiers issus de l'abandon de l'agriculture et n'ayant pas subi de pression anthropique importante ne serait pas appropriée en vue de l'objectif de séquestration de carbone et de lutte contre les changements climatiques. En effet, peu importe le mélange des espèces plantées, le boisement semble procurer peu ou pas d'avantages climatiques par rapport à la succession naturelle. Cela est encore plus vrai si une étape de labourage est effectuée avant la plantation, causant une émission de carbone dont l'effet réchauffant, en termes de forçage radiatif est très difficile à compenser par la suite. D'après les données récoltées dans le cadre de ce projet, l'établissement et la croissance de la végétation naturelle peuvent permettre une séquestration de carbone significative, ce qui limite grandement l'intérêt du boisement.

Donc, la recommandation pour optimiser le potentiel de séquestration du carbone du MTQ pour les terres agricoles abandonnées, pour lesquelles il n'y a pas de pression anthropique importante, serait de favoriser la succession naturelle par diverses mesures de protection. De même, une mise sous conservation de sites routiers supportant déjà une végétation arborée et arbustive importante, en y interdisant tout futur projet de développement, devrait être envisagée. Cela dit, une plantation sous couvert ou accompagnant la végétation naturelle déjà en place, sans perturbation du sol, pourrait être utilisée (dans la mesure où l'objectif n'est pas de remplacer la succession naturelle d'un site donné), pour augmenter la diversité fonctionnelle de ces sites et donc leur capacité au stockage de carbone.

Par ailleurs, les sites anthropisés (i.e., classés comme emprises routières ou sites urbains), seraient de bons candidats pour la plantation, dans la mesure où la succession naturelle ne semble pas y progresser. Dans ce cas, la plantation permettrait donc de créer un couvert forestier et de créer un bénéfice en termes de séquestration de carbone. Nos résultats suggèrent notamment que l'abondance d'arbres permettrait d'augmenter la quantité de carbone dans le sol minéral en profondeur (à plus de 15 cm de la surface). De plus, en évitant de faire une préparation de terrain intense comme le labourage, qui occasionne une perte de carbone significative dans le sol, le bénéfice de la plantation en termes de séquestration de carbone devient encore plus intéressant.

Des recommandations importantes s'imposent toutefois :

Les bénéfices estimés du boisement sont très sensibles aux hypothèses du scénario de référence. Les scénarios de référence utilisés ici sont basés sur des données terrain et cartographiques imparfaites, et ne peuvent pas remplacer le suivi et la documentation systématique dans le temps de sites témoin. C'est pourquoi il sera nécessaire de garder et de remesurer dans le temps les différentes parcelles témoin (sans labourage et sans plantation) installées dans le dispositif expérimental de boisement. L'analyse des données issues de ces parcelles témoin permettra de définir le véritable scénario de référence. Cela dit,

en l'absence de ces données de suivi, l'analyse actuelle suggère quand même que par principe de précaution, les efforts de boisement actuels devraient être mis prioritairement sur les sites plus fortement anthropisés.

Aussi, il reste à voir si l'apparente absence d'évolution de la végétation naturelle sur les sites anthropisés est due à un contrôle mécanique de la végétation, ou à des caractéristiques intrinsèques de ces sites; les données ramassées dans le cadre de ce projet ne permettaient pas de conclure sur ce point. À moins que cela soit nécessaire en raison des dangers pour la sécurité routière, il est recommandé de cesser autant que possible la tonte de gazon ou autre entretien mécanique de la végétation sur les sites routiers, de manière à permettre à la succession naturelle de s'établir et d'évoluer. Cette mesure pourrait certainement permettre d'augmenter la séquestration de carbone de ces sites.

Contrôle des îlots de chaleur en milieu routier par la végétation

Cette section a été tirée du mémoire de maîtrise de Hugo Ouellet, sous la supervision de Alain Paquette, et adaptée par Evelyne Thiffault.

Introduction

L'augmentation de l'activité anthropique dans les villes du monde vient exacerber les problématiques déjà existantes de pollution et d'îlots de chaleur urbains (ICU). La problématique des ICU devient de plus en plus importante avec le réchauffement climatique et a un impact grandissant sur les villes (Chen, et al. 2020, Manoli, et al. 2019). En effet, la hausse des températures, causée par l'augmentation des surfaces minérales et la diminution de la végétation en milieu urbain, accroît le stress lié à la chaleur. Ceci a pour effet de causer des problèmes de santé et diminuer la qualité de vie des citoyens (Watkins, et al. 2016, Wong, et al. 2021).

Les aménagements composés d'arbres ont le potentiel de réduire la température et de lutter contre les ICU de façon plus efficace que les aménagements composés uniquement de gazon (Armson, et al. 2012), et ce, en créant de l'ombre au-dessus des surfaces minéralisées et en rafraîchissant l'air par davantage d'évapotranspiration (Wong, et al. 2021). Toutefois, dans le cas du système autoroutier, il est impossible de créer une canopée pouvant faire de l'ombre sur les routes, pour des raisons évidentes de sécurité. C'est pourquoi, sachant que les aménagements varient en efficacité de refroidissement selon la diversité, la grosseur, le nombre et la proportion espaces verts/surfaces minéralisées dans les villes (Park, et al. 2017, Qiu and Jia 2020, Ren, et al. 2018, Ziter, et al. 2019); il faut revoir la façon d'aménager les bordures d'autoroute gazonnées pour être en mesure de mieux lutter contre les ICU.

Ainsi, face aux lacunes de la littérature sur les stratégies de mitigation des ICU dans les emprises autoroutières, ce volet du projet a cherché à (1) mieux comprendre la dynamique de variation spatio-temporelle de la température entre les aménagements végétaux et la route au sein des bretelles d'autoroutes et (2) évaluer l'efficacité des aménagements sur la portée du refroidissement selon leurs différentes caractéristiques biophysiques telles que la superficie, la structure verticale, la biodiversité et la densité foliaire.

Méthodologie

Dispositif expérimental et prise de données terrain

Pour parvenir à répondre à cette question, un réseau de 27 transects de sondes de température a été déployé sur le territoire lavallois dans 10 bretelles d'autoroutes, dont 8 avec des massifs forestiers divers et 2 uniquement recouvertes de gazon.

Ces transects, installés entre les arbres et la route ou entre le centre de la bretelle et la route pour les bretelles gazonnées, consistaient en 6 à 8 sondes

de température (sondes *Hobo Pendant MX temperature/light data loggers*) placées à tous les 2 m sur des tuteurs de bois, à une hauteur de 1.5 m du sol (Figure 19). Les sondes étaient protégées par un bouclier thermique fabriqué à partir de feuilles de coroplaste et de ruban réfléchissant (Holden, et al. 2013) (Figure 20).



Figure 19 Exemple de transect de sondes de température.
Photo : Hugo Ouellet.



Figure 20 Bouclier thermique en coroplaste recouvert de ruban réfléchissant permettant de protéger la sonde. Photo : Hugo Ouellet.

Note : Le bouclier offre un conduit de ventilation qui protège la sonde des radiations solaires et aide à la circulation de l'air autour de celle-ci. La sonde est placée à l'intérieur du réceptacle sous le bouclier supérieur.

Pour répondre au premier objectif, les sondes ont récolté des données toutes les 15 minutes, et ce de juin à octobre. Pour permettre de répondre au deuxième objectif, en plus des données de température, chaque massif forestier a été inventorié et caractérisé selon différents indices de biodiversité et de structure verticale et horizontale obtenus à partir des données de diamètre à hauteur de poitrine de chaque arbre et arbuste dans des placettes de 100 m².

Analyses statistiques des données

Avec au total près de 65 000 mesures de température et une douzaine d'indices différents, des modèles additifs généralisés ont été utilisés pour analyser les relations entre la température et la distance aux aménagements ainsi qu'entre la température et les caractéristiques des différents aménagements forestiers.

Résultats

La première hypothèse de cette recherche, en lien avec le premier objectif, était que l'air allait être plus frais près des arbres et celle-ci allait se réchauffer en s'approchant de l'autoroute. En comparant les données de variation de température des bretelles gazonnées aux bretelles aménagées avec des arbres, il a été constaté que pour le jour, les arbres diminuent la température en moyenne de 0,42 °C par rapport au gazon; cependant, la température reste constante même en s'approchant de l'autoroute, i.e., il n'y a pas de gradient de refroidissement le long de la distance allant de la bordure des arbres vers l'autoroute. Pour la nuit, les arbres rafraichissent aussi l'air de 0.4°C dans l'espace entre la bordure d'arbres et la route contrairement aux bretelles gazonnées où l'air au-dessus du gazon y est plus chaud et se rafraichit plus on s'approche des routes. Ainsi, l'hypothèse est confirmée quant à l'effet refroidissant des arbres en comparaison au gazon, mais infirmée quant à l'augmentation de la température en s'approchant de la route pour le jour.

Notre deuxième hypothèse selon laquelle la diversité de structure et/ou d'espèces de l'aménagement a un effet sur le potentiel de refroidissement n'a pas pu être confirmée. Malgré le fait que nos modèles ont permis de dire avec confiance, autant pour le jour que la nuit, que la surface terrière et la diversité des gros arbres, le ratio de surface terrière entre les gros arbres et les petits arbres, ainsi que le pourcentage de trouées dans la canopée, avaient tous une influence significative sur la relation avec la température, les effets de ces caractéristiques biologiques étaient presque tous nuls ou négligeables sur le potentiel de refroidissement associé aux aménagements. L'exception est le ratio de surface terrière entre les gros et petits arbres dont l'effet s'est avéré significatif sur la température de jour quand ce ratio était soit près de 1 ou soit très élevé. Cela suggère que des aménagements avec une structure verticale continue, avec plusieurs strates de végétation, ou une structure dominée par les gros arbres, ont un effet de refroidissement plus importants que les autres aménagements.

Recommandations

Les résultats confirment que **la présence d'arbres dans les emprises autoroutières est importante pour diminuer la température de l'air, peu importe les espèces**. Cela pourrait représenter un avantage pour les municipalités; en effet, toute intervention favorisant simplement la présence d'arbres dans ce type milieu aura un impact positif. **L'abandon de la tonte du gazon pourrait également permettre la reprise graduelle d'une végétation naturelle dans les emprises d'autoroute**.

Il est important de travailler à conserver les aménagements existants dans les emprises autoroutières; une plantation sous couvert pourrait aussi contribuer à assurer la pérennité de la végétation. De plus, l'optimisation de l'espace disponible sur les bretelles pourrait être mise de l'avant dans des plantations futures ou comme ajout autour d'aménagements existants. Malheureusement la superficie occupée par les arbres ne représente souvent qu'un faible pourcentage de la superficie disponible, ce qui réduit le potentiel de mitigation des bretelles.

En vue d'augmenter la quantité et la qualité des données concernant l'effet de différentes espèces végétales sur la régulation de la température et le contrôle des îlots de chaleur et de compléter l'étude actuelle, il pourrait être envisagé d'installer des sondes de température dans les nouvelles plantations installées dans le cadre du volet sur la séquestration de carbone (voir le rapport du CERFO sur le détail de ces plantations). Le dispositif expérimental et le protocole de prise de données de température décrit ci-haut (voir section Dispositif expérimental et prise de données terrain) pourrait être appliqué : des sondes de température (prenant des mesures aux minutes) placées à 1.5 m du sol sur des tuteurs en bois placés à tous les 2 m le long de transects allant de la plantation à la route. Des sites routiers utilisés dans le cadre du volet sur le carbone et ne faisant pas l'objet de plantation pourront servir de témoins. La prise de mesure de température pourrait être effectuée pendant les étés au cours desquels le suivi des stocks de carbone est prévu (i.e., les trois premières années suivant la plantation, puis à l'année 5, et enfin aux 5 ans).

Comme la composition en espèces d'arbres de ces nouvelles plantations sera contrôlée pour les besoins de l'étude sur le carbone, ce dispositif permettrait de tester plus finement l'hypothèse concernant l'effet de la diversité des espèces des aménagements; cela permettra également de voir l'évolution dans le temps en fonction de la croissance des arbres.

Cela dit, les nouvelles plantations seront établies sur des sites de dimensions et de formes variées, qui bordent des routes de différentes catégories (pas seulement des autoroutes). Cela va probablement introduire des sources de variabilité supplémentaires par rapport à l'analyse décrite ci-haut; le protocole terrain (par exemple, la longueur des transects et le nombre de sondes) devra probablement aussi devoir être adapté en conséquence.

***ANNEXE A : PROTOCOLE TERRAIN DE MESURAGE DES STOCKS
DE CARBONE***

Superficie des placettes

La superficie des placettes terrain est basée sur la végétation en place, et déterminée à partir de l'arbre de décision présenté à la Figure 19.

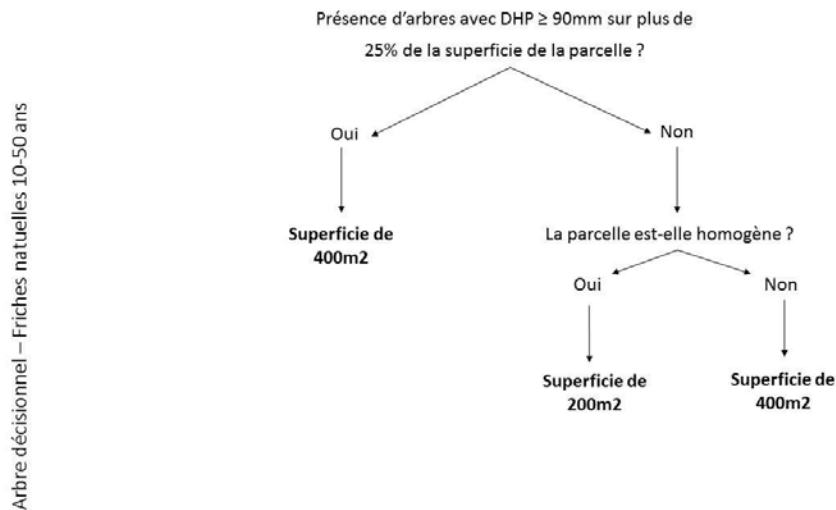


Figure 21 Arbre de décision pour la superficie de la placette terrain.

Grands arbres et chicots

Pour chaque arbre, l'espèce, le genre et le DHP sont déterminés.

Les arbres, dont le DHP est supérieur à 90 mm, sont mesurés à l'aide d'un galon circonférentiel dans la totalité de la parcelle. La hauteur de huit arbres bien répartis dans la parcelle est mesurée, afin d'établir une relation entre le DHP et la hauteur des arbres. Les arbres plus petits que 8 m sont mesurés avec une perche graduée, tandis que ceux plus grands que 8 m le sont avec un Vertex. Des carottes et des rondelles prises à 1.3 m sont récoltées sur certains sites afin de préciser l'âge des sites.

La vitalité des arbres est déterminée à l'aide des classes de vitalité de Hunter (Hunter Jr 1990) (Figure 20) tandis que celle des gaules sont catégorisées de manière binaire (mort ou vivant). Les chicots de hauteur inférieure à 1.3 m ou qui ne se tiennent pas par eux-mêmes sont analysés comme des souches ou des débris ligneux, respectivement.

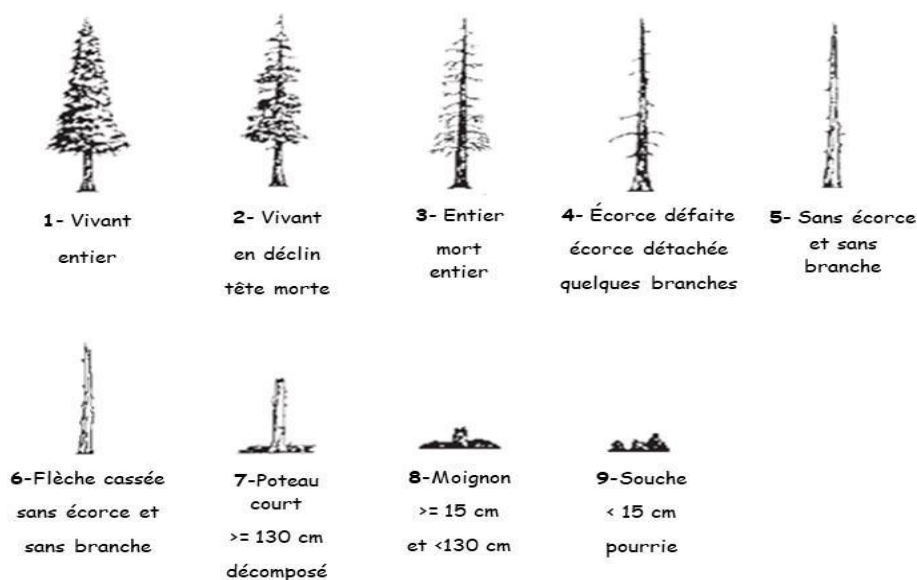


Figure 22 Classes de vitalité des arbres et des chicots

Petits arbres, arbustes et souches

Cet échantillonnage se fait dans une placette de 3.98 m de rayon au centre de la placette principale pour mesurer la biomasse des petits arbres (vivants ou morts) de hauteur 1.3 m et plus et de DHP inférieur à 9 cm (les gaules), aussi pour les arbustes de hauteur 1.3 m et plus.

Si le DHP d'un arbuste donné est supérieur à 1 cm, il est mesuré à l'aide d'un compas à gaules. Si le DHP est inférieur à 1 cm et que l'arbuste était situé dans un rayon de 3.98 m du centre de la parcelle, le DHS est mesuré à l'aide d'un vernier électronique. Les souches sont aussi échantillonnées à l'intérieur de cette placette (3.98 m), la hauteur, la largeur, le diamètre et la classe de la décomposition de chaque souche sont enregistrés.

Débris ligneux

Les débris ligneux sont échantillonnés le long de transects perpendiculaires dont la longueur correspond au rayon des placettes. Les gros débris sont échantillonnés de manière individuelle sur toute la longueur des transects; leur diamètre, leur espèce, leur genre, et leur classe de décomposition sont notés.

Les petits débris ligneux (diamètre entre 1 et 3 cm) sont quant à eux dénombrés sur la moitié de la longueur des transects.

Végétation de sous-étage

L'identification, le dénombrement et l'évaluation du pourcentage de recouvrement des plantes herbacées ou ligneuses (DHS < 1 cm) est réalisée dans un cadre de 1 m² qu'on dispose en bordure de la parcelle, aux quatre points cardinaux de la parcelle. Seules les plantes dont le point d'enracinement se trouve à l'intérieur du cadre sont évaluées.

La régénération arborescente est comptabilisée selon 2 classes de hauteur :

- hauteur de 15 à 60 cm;
- hauteur supérieure à 60 cm et inférieure à 1,3 m.

Le nombre de semis est comptabilisé par espèce et par classe de hauteur dans chaque quadrat. La présence des catégories de végétaux autres que les arbres, tels que les arbustes de moins de 1,3 m, les plantes ou les bryophytes, est évaluée selon le pourcentage de couverture de chaque espèce et dans chacun des quadrats. La couverture d'une espèce peut être exprimée en fraction de pourcentage. Par exemple, si elle occupe moins de 1 % de couverture, la valeur de couverture attribuée peut être de 0,5 %.

De plus, la biomasse de toutes les plantes présentes dans les quadrats, vivantes ou mortes, est échantillonnée dans un cadre de 1 m², à l'aide de cisailles, aux quatre points cardinaux de la parcelle. La biomasse est récoltée, et est placée dans des sacs de papier brun avant d'être directement séchée au four (65°C, 48-72 h) puis pesée au laboratoire.

Horizons organiques et minéraux du sol

Les sols sont récoltés à l'extérieur de la parcelle, aux quatre points cardinaux, soit à 11,28 mètres du centre de la parcelle lorsque celle-ci avait une superficie de 400 m², et à 7,98 mètres dans les parcelles de 200 m². Les débris ligneux fins (moins de 1 cm de diamètre) et les horizons LFH sont récoltés séparément à l'intérieur d'un gabarit carré de 20 cm x 20 cm. Lorsqu'il y a peu ou pas de plantes de sous-bois, la litière est récoltée à l'aide du gabarit de 20 cm x 20 cm. Autrement, la litière est récoltée dans un cadre de 1 m² lors de l'échantillonnage des plantes herbacées.

Les horizons minéraux sont échantillonnés à l'aide de tuyaux de diamètre interne de 5 cm et 25 cm de longueur (Figure 21). Ces horizons sont récoltés par couche : 0-15 cm, 15-35 cm, 35-55 cm. Les échantillons de sols sont mis

dans des sacs de plastique, puis conservés au frais dans des glacières sur le terrain puis au laboratoire, avant d'être congelés.



Figure 23 Échantillonnage du sol minéral.

Analyses aux laboratoires

Les échantillons de la végétation de sous-étage sont séchés au four à 55 °C pour 2 jours puis pesés. La masse sèche des échantillons est ensuite convertie en tonnes de C par hectare en utilisant un facteur de 0.5 tonne de C/tonne de masse végétale sèche.

Les échantillons d'horizons organiques (FH) et minéraux sont analysés au laboratoire pour déterminer leur contenu en C. Les échantillons sont séchés à l'air pendant une semaine puis tamisés à 4 mm et 2 mm pour l'horizon FH et le sol minéral, respectivement. Les échantillons séchés sont pesés avant et après le tamisage afin de calculer la densité apparente comme décrit par Federer, et al. (1993). La fraction fine est constituée du matériel qui passe au travers des tamis. Les fractions grossières qui ne passent pas à travers le tamis sont séparés en fraction organique grossière (racines, bois enfoui et autres matières organiques et fraction minérales (roche et cailloux). Les fractions organiques fine et grossière seront séchées au four à 55 °C puis pesées. Ensuite, pour mesurer la concentration de C (%), tous les sous-échantillons sont broyés pour atteindre 250 µm et séchés au four (105°C), puis mesurés par un analyseur CN Leco TruMac. Les concentrations seront ajustées en fonction de la densité apparente et en convertissant les unités en tonnes de C par hectare.

Compilation et estimation des stocks de C

Les procédures de l'Inventaire forestier national sont utilisées pour quantifier les stocks de C dans les autres réservoirs, en ajustant au besoin les équations pour tenir compte de la superficie des placettes terrain et de la longueur des transects. Notamment, la biomasse des arbres, des chicots et des arbustes sera déterminée en utilisant des équations allométriques, basées sur le diamètre à hauteur de poitrine, la hauteur et l'espèce des arbres (Lambert, et al. 2005). La quantité de C en tonnes de C/ha est déterminée en utilisant un facteur de conversion de 0.5 tonne de C/tonne de masse végétale sèche.

***ANNEXE B : GRILLE DES CRITÈRES GÉNÉRIQUES POUR LES
SOLS***

Tableau 10 : Grille des critères génériques pour les sols.

Métaux (ppm)	A Faible	B Modéré	C élevée
Arsenic (As)	6	30	50
Cadmium (Cd)	1.5	5	20
Cobalt (Co)	25	50	300
Chrome total (Cr)	100	250	800
Cuivre (Cu)	50	100	500
Manganèse (Mn)	1 000	1 000	2 200
Plomb (Pb)	50	500	1 000
Zinc (Zn)	140	500	1 500

Source : Beaulieu (2021) *Guide d'intervention – Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés*. Ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques, Québec, mai 2021, 326 p.

[<http://www.environnement.gouv.qc.ca/sol/terrains/guide-intervention/guide-intervention-protection-rehab.pdf>]

***ANNEXE C : COMPOSITION EN ESPÈCES DES SCÉNARIOS DE
BOISEMENT***

Diversifié de base				
Essence	%	Mauricie	Montréal	Montérégie
Peuplier hybride	25	Peuplier hybride	Peuplier hybride	Peuplier hybride
Épinettes	7.5	Épinette blanche	Épinette blanche	Épinette blanche
		Épinette de Norvège	Épinette de Norvège	Épinette de Norvège
Thuya occidental	2.5	Thuya occidental	Thuya occidental	Thuya occidental
Bouleau Blanc	2.5	Bouleau Blanc	Bouleau Blanc	Bouleau Blanc
Autres feuillus	2.5	Érable argenté	Érable argenté	Cerisier tardif
Sous-étage	5	Érable de Pennsylvanie	Charme de caroline	Érable de Pennsylvanie
		Charme de Caroline		Ostryer de Virginir
Chênes	20	chêne à gros fruits	chêne à gros fruits	Chêne rouge
Érables	20	Érable rouge	Érable rouge	Érable rouge
Marginales	15	Tilleul d'Amérique	Tilleul d'Amérique	Pin blanc
		Orme hybride	Orme hybride	Pin rigide
			Érable Noir	Pruche du Canada
			Micocoulier occidental	
			Chêne bicolor	

Migration assistée				
Essence	%	Mauricie	Montréal	Montréal
Peuplier hybride	25	Peuplier hybride	Peuplier hybride	Peuplier hybride
Épinettes	7.5	Épinette blanche	Épinette blanche	Épinette blanche
		Épinette de Norvège	Épinette de Norvège	Épinette de Norvège
Thuya occidental	2.5	Thuya occidental	Thuya occidental	Thuya occidental
Bouleau Blanc	2.5	Bouleau Blanc	Bouleau Blanc	Bouleau Blanc
Autres feuillus	2.5	Érable argenté	Érable argenté	Cerisier tardif
Sous-étage	5	Érable de Pennsylvanie	Charme de caroline	Érable de Pennsylvanie
		Charme de Caroline		Ostryer de Virginie
Chênes	20	Chêne à gros fruits	Chêne à gros fruits	Chêne rouge
Érables	20	Érable rouge	Érable rouge	Érable rouge
Marginales	15	Érable noir	Platane occidental	Sapin Douglas
		Micocoulier	Chêne des marais	Chêne écarlate
		Chêne bicolor	Févier épineux	Chêne noir
		Chêne des marais		Févier épineux

Entretien limité				
Essence	%	Mauricie	Montréal	Montérégie
Résineux	25	Épinette blanche	Épinette blanche	Épinette blanche
		Épinette de Norvège	Épinette de Norvège	Pin rouge
		Mélèze laricin	Mélèze laricin	Thuya occidental
Bouleau blanc	12	Bouleau blanc	Bouleau blanc	Bouleau blanc
Peupliers	13	Peuplier baumier	Peuplier baumier	Peuplier deltoïde
Chênes	25	Chêne à gros fruits	Chêne à gros fruits	Chêne rouge
Érables	25	Érable rouge	Érable rouge	Érable rouge

Plantation Pure				
Essence	%	Mauricie	Montréal	Montérégie
Peuplier hybride	14.3	Peuplier hybride	Peuplier hybride	Peuplier hybride
Épinettes	14.3	Épinette blanche	Épinette blanche	Épinette blanche
		Épinette de Norvège	Épinette de Norvège	Épinette de Norvège
THO	14.3	Thuya occidental	Thuya occidental	Thuya occidental
BOP	14.3	Bouleau blanc	Bouleau blanc	Bouleau blanc
3 Feuillus	14.3	Érable argenté	Érable argenté	Cerisier tardif
	14.3	Chêne à gros fruits	Chêne à gros fruits	Chêne rouge
	14.3	Érable rouge	Érable rouge	Érable rouge

***ANNEXE D : TABLES DE RENDEMENT ET ACCUMULATION DU
CARBONE DE DIFFÉRENTES ESPÈCES***

Voir le fichier Excel annexe D

RÉFÉRENCES

- Ament, R., Begley, J., Powell, S. and Stoy, P. 2014 *Roadside vegetation and soils on federal lands-evaluation of the potential for increasing carbon capture and storage and decreasing carbon emissions. Contract Number: DTFH68-07-E-00045*. U.S. Federal Highway Administration, Office of Federal Lands: Bozeman, Montana (USA), 38 p.
- Armson, D., Stringer, P. and Ennos, A.R. 2012 The effect of tree shade and grass on surface and globe temperatures in an urban area. *Urban Forestry & Urban Greening*, **11** (3), 245-255.
- Beaulieu, M. 2021 Guide d'intervention – Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés. Ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques. Québec, p. 326.
- Brandão, M., Kirschbaum, M.U.F., Cowie, A.L. and Hjuler, S.V. 2019 Quantifying the climate change effects of bioenergy systems: Comparison of 15 impact assessment methods. *GCB Bioenergy*, **11** (5), 727-743.
- Branger, F. and Quirion, P. 2014 Climate policy and the 'carbon haven' effect. *WIREs Climate Change*, **5** (1), 53-71.
- Chen, J., Jin, S. and Du, P. 2020 Roles of horizontal and vertical tree canopy structure in mitigating daytime and nighttime urban heat island effects. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, **89**, 102060.
- Conseil canadien des ministres des forêts. 2009 *Cadre pour les protocoles de quantification des crédits compensatoires en aménagement forestier*, 140 p.
- Daviet, F., Greenhalgh, S. and Weninger, E. 2006 *The Land Use, Land-Use Change, and Forestry Guidance for Greenhouse Gas Project Accounting*. World Resources Institute, 60 p.
- Dumont, J. 2013 *Le marché du carbone du Québec (SPEDE): Analyse et enjeux*. Maîtrise en environnement, Université de Sherbrooke.
- Farrar, J.L. 1996 *Les arbres du Canada*. Les Editions Fides.
- Federer, C.A., Turcotte, D.E. and Smith, C.T. 1993 The organic fraction–bulk density relationship and the expression of nutrient content in forest soils. *Canadian Journal of Forest Research*, **23** (6), 1026-1032.
- Galatowitsch, S.M. 2009 Carbon offsets as ecological restorations. *Restoration Ecology*, **17** (5), 563-570.
- Gonzalez, J.S. 1990 *Wood density of Canadian tree species. Information Report NOR-X-315*. Forestry Canada, Northwest Region, Northern Forestry Centre: Edmonton, AB, 130 p.
- Holden, Z.A., Klene, A.E., F. Keefe, R. and G. Moisen, G. 2013 Design and evaluation of an inexpensive radiation shield for monitoring surface air temperatures. *Agricultural and Forest Meteorology*, **180**, 281-286.
- Hunter Jr, M.L. 1990 *Wildlife, forests, and forestry. Principles of managing forests for biological diversity*. Prentice Hall: Englewood Cliffs NJ, 370 p.

- IPCC. 2006 *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme*. Institute for Global Environmental Strategies: Kanagawa, Japan.
- IPCC. 2014 *Climate Change 2014: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Intergovernmental Panel on Climate Change Geneva, Switzerland, p. 151 pp.
- IPCC. 2019 *Climate Change and Land: An IPCC Special Report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*, 1542 p.
- IPCC. 2019 *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC: Switzerland.
- Jolliet, O., Antón, A., Boulay, A.-M., Cherubini, F., Fantke, P., Levasseur, A. *et al.* 2018 Global guidance on environmental life cycle impact assessment indicators: impacts of climate change, fine particulate matter formation, water consumption and land use. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, **23** (11), 2189-2207.
- Kattge, J., Bönisch, G., Díaz, S., Lavorel, S., Prentice, I.C., Leadley, P. *et al.* 2020 TRY plant trait database – enhanced coverage and open access. *Global Change Biology*, **26** (1), 119-188.
- Koeser, A.K., Gilman, E.F., Paz, M. and Harchick, C. 2014 Factors influencing urban tree planting program growth and survival in Florida, United States. *Urban Forestry & Urban Greening*, **13** (4), 655-661.
- Kollmuss, A., Zink, H. and Polycarp, C. 2008 *Making sense of the voluntary carbon market: A comparison of carbon offset standards*. WWF Germany, 106 p.
- Kurz, W.A., Shaw, C.H., Boisvenue, C., Stinson, G., Metsaranta, J., Leckie, D. *et al.* 2013 Carbon in Canada's boreal forest — A synthesis. *Environmental Reviews*, **21** (4), 260-292.
- Lambert, M.C., Ung, C.H. and Raulier, F. 2005 Canadian national tree aboveground biomass equations. *Canadian Journal of Forest Research*, **35** (8), 1996-2018.
- Lee, D.-H., Kim, D.-h. and Kim, S.-i. 2018 Characteristics of forest carbon credit transactions in the voluntary carbon market. *Climate Policy*, **18** (2), 235-245.
- Manoli, G., Fatichi, S., Schläpfer, M., Yu, K., Crowther, T.W., Meili, N. *et al.* 2019 Magnitude of urban heat islands largely explained by climate and population. *Nature*, **573** (7772), 55-60.
- Ministère de l'Environnement de la Lutte contre les changements climatiques de la Faune et des Parcs. 2022 *GES 1990-2020. Inventaire québécois des émissions de gaz à effet de serre en 2020 et leur évolution depuis 1990*. Gouvernement du Québec: Québec, QC, 54 p.
- Ministère de l'Environnement de la Lutte contre les changements climatiques de la Faune et des Parcs. 2022 *Règlement relatif aux projets de boisement et de reboisement sur des terres du domaine privé admissibles à la*

- délivrance de crédits compensatoires. In *Loi sur la qualité de l'environnement chapitre Q-2, a. 46.1, 46.5, 46.8.2.*
- Nabuurs, G.J., Masera, O., Andrasko, K., Benitez-Ponce, P., Boer, R., Dutschke, M. et al. 2007 Forestry. In *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave and L.A. Meje (eds.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- National Forest Inventory. 2008 *Canada's National Forest Inventory ground sampling guidelines*. Canadian National Forest Inventory Task Force, 260 p.
- Nowak, D.J. and Crane, D.E. 2002 Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental pollution*, **116** (3), 381-389.
- Olguin, M., Wayson, C., Fellows, M., Birdsey, R., Smyth, C.E., Magnan, M. et al. 2018 Applying a systems approach to assess carbon emission reductions from climate change mitigation in Mexico's forest sector. *Environmental Research Letters*, **13** (3), 035003.
- Ordóñez, C. and Duinker, P.N. 2010 Interpreting sustainability for urban forests. *Sustainability*, **2** (6), 1510-1522.
- Paquette, A. and Messier, C. 2011 The effect of biodiversity on tree productivity: from temperate to boreal forests. *Global Ecology and Biogeography*, **20** (1), 170-180.
- Park, J., Kim, J.-H., Lee, D.K., Park, C.Y. and Jeong, S.G. 2017 The influence of small green space type and structure at the street level on urban heat island mitigation. *Urban Forestry & Urban Greening*, **21**, 203-212.
- Pasher, J., McGovern, M., Khoury, M. and Duffe, J. 2014 Assessing carbon storage and sequestration by Canada's urban forests using high resolution earth observation data. *Urban forestry & urban greening*, **13** (3), 484-494.
- Pilli, R., Kull, S.J., Blujdea, V.N. and Grassi, G. 2018 The carbon Budget model of the Canadian forest sector (CBM-CFS3): customization of the archive index database for European Union countries. *Annals of forest science*, **75** (3), 71.
- Qiu, K. and Jia, B. 2020 The roles of landscape both inside the park and the surroundings in park cooling effect. *Sustainable Cities and Society*, **52**, 101864.
- Ren, Z., He, X., Pu, R. and Zheng, H. 2018 The impact of urban forest structure and its spatial location on urban cool island intensity. *Urban Ecosystems*, **21** (5), 863-874.
- Richards, K.R. and Huebner, G.E. 2012 Evaluating protocols and standards for forest carbon-offset programs, Part A: additionality, baselines and permanence. *Carbon Management*, **3** (4), 393-410.
- Richards, K.R. and Huebner, G.E. 2012 Evaluating protocols and standards for forest carbon-offset programs, Part B: leakage assessment, wood products, validation and verification. *Carbon Management*, **3** (4), 411-425.

- Ruiz-Benito, P., Gómez-Aparicio, L., Paquette, A., Messier, C., Kattge, J. and Zavala, M.A. 2014 Diversity increases carbon storage and tree productivity in Spanish forests. *Global Ecology and Biogeography*, **23** (3), 311-322.
- Ruiz-Jaen, M.C. and Potvin, C. 2011 Can we predict carbon stocks in tropical ecosystems from tree diversity? Comparing species and functional diversity in a plantation and a natural forest. *New Phytologist*, **189** (4), 978-987.
- Sage, L.K., Smith, C.T., Kurz, W., Thiffault, E., Paré, D. and Bernier, P. 2019 Empirical and predicted boreal forest carbon pools following stem-only harvesting in Quebec, Canada. *Soil Science Society of America Journal*, **83**, S59-S81.
- Shaw, C.H., Hilger, A.B., Metsaranta, J., Kurz, W.A., Russo, G., Eichel, F. *et al.* 2014 Evaluation of simulated estimates of forest ecosystem carbon stocks using ground plot data from Canada's National Forest Inventory. *Ecological Modelling*, **272**, 323-347.
- Smyth, C., Stinson, G., Neilson, E., Lemprière, T., Hafer, M., Rampley, G. *et al.* 2014 Quantifying the biophysical climate change mitigation potential of Canada's forest sector. *Biogeosciences*, **11** (13), 3515-3529.
- United Nations Framework Convention on Climate Change. 2021 *Clean Development Mechanism. CDM Methodology Booklet.*: Bonn, Germany, 285 p.
- van der Gaast, W., Sikkema, R. and Vohrer, M. 2018 The contribution of forest carbon credit projects to addressing the climate change challenge. *Climate Policy*, **18** (1), 42-48.
- Watkins, S.L., Mincey, S.K., Vogt, J. and Sweeney, S.P. 2016 Is planting equitable? An examination of the spatial distribution of nonprofit urban tree-planting programs by canopy cover, income, race, and ethnicity. *Environment and Behavior*, **49** (4), 452-482.
- Wong, N.H., Tan, C.L., Kolokotsa, D.D. and Takebayashi, H. 2021 Greenery as a mitigation and adaptation strategy to urban heat. *Nature Reviews Earth & Environment*, **2** (3), 166-181.
- Wright, I.J., Reich, P.B., Westoby, M., Ackerly, D.D., Baruch, Z., Bongers, F. *et al.* 2004 The worldwide leaf economics spectrum. *Nature*, **428** (6985), 821-827.
- Ziter, C.D., Pedersen, E.J., Kucharik, C.J. and Turner, M.G. 2019 Scale-dependent interactions between tree canopy cover and impervious surfaces reduce daytime urban heat during summer. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **116** (15), 7575-7580.