

# 3

Ce chapitre est un extrait du rapport du CAC intitulé *Solutions climatiques basées sur la nature*. Des informations sur la charge, le comité d'experts, le sponsor, les autres écosystèmes et les références sont disponibles dans le [rapport complet](#).

## Les forêts

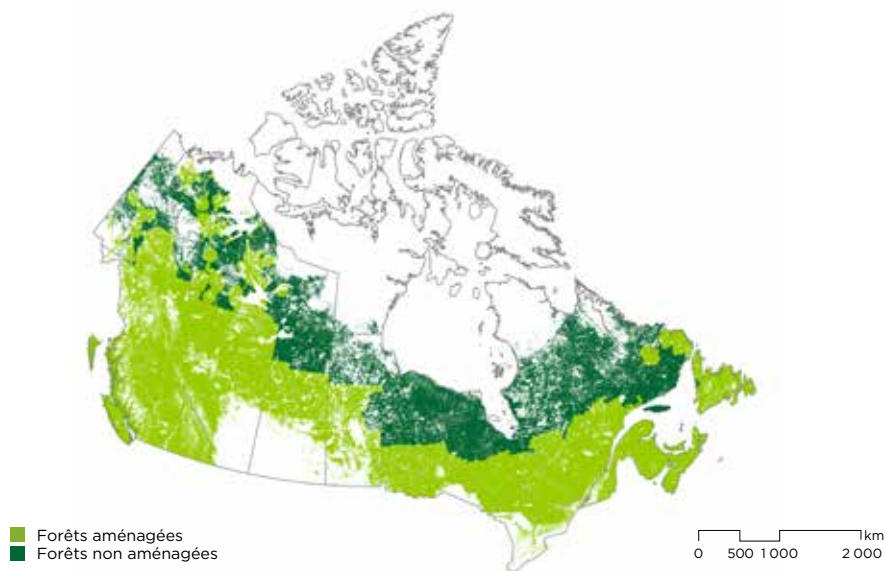
- 3.1 Possibilités de renforcer la séquestration et de réduire les émissions dans les forêts
- 3.2 Gestion autochtone des forêts
- 3.3 Ampleur du potentiel de séquestration et de réduction des émissions
- 3.4 Stabilité et permanence
- 3.5 Faisabilité
- 3.6 Cobénéfices et compromis
- 3.7 Conclusion



## Constatations du chapitre

- Les grandes forêts du Canada peuvent améliorer la séquestration du carbone (ou atténuer les émissions) dans la mesure où l'on évite la conversion à d'autres formes d'utilisation des terres, optimise les pratiques de gestion et restaure le couvert forestier.
- La faisabilité de la mise en œuvre des SCBN dans les forêts — en particulier les forêts non aménagées — nécessite des recherches sur la manière dont les forêts répondent aux SCBN et aux changements climatiques, ainsi qu'un engagement auprès des communautés autochtones.
- Le carbone stocké dans les forêts canadiennes est de plus en plus vulnérable aux perturbations attribuables aux changements climatiques — qu'il s'agisse de la perte de superficie forestière productive, de déficits de régénération et du risque accru d'incendies et d'infestations d'insectes nuisibles. En 2018, on estimait que les forêts aménagées du Canada représentaient même une source nette de CO<sub>2</sub> en raison de perturbations naturelles à grande échelle, particulièrement au regard des incendies de forêt ayant consommé plus de 1,4 million d'hectares. L'atténuation des émissions dues à ces perturbations peut donc présenter un potentiel important de réduction des émissions de GES, parallèlement aux interventions visant à accroître la résilience et la capacité d'adaptation des forêts.
- L'efficacité et la faisabilité des SCBN forestiers varient en fonction des conditions locales en présence, comme les changements d'albédo, qui annulent les avantages atténuatifs de l'expansion de la zone forestière. Les généralisations étendues aux pratiques d'aménagement à l'échelle nationale ne peuvent rendre compte de la réactivité régionale et bénéficieraient d'activités de recherche et de surveillance régionales.
- Les lacunes critiques dans la recherche incluent (i) l'état actuel des stocks et des flux de carbone dans les forêts non aménagées afin de fournir une base de référence pour la mise en œuvre des SCBN, et (ii) la nécessité d'une meilleure compréhension des pratiques régionales ayant un potentiel d'atténuation et l'évaluation des contextes où elles sont les plus efficaces et réalisables. Ces efforts de recherche peuvent toucher à la collecte d'informations sur la biodiversité et les garanties sociales nécessaires pour maintenir les bonnes pratiques, tout en réduisant les risques — notamment les effets du climat. Ainsi, la mise en œuvre de projets régionaux de SCBN forestières, accompagnée d'un suivi et d'une activité de recherche continus, est à même de quantifier leur contribution à plus long terme aux réductions d'émissions.

Les forêts couvrent environ 347 Mha au Canada, ce qui représente environ 9 % des forêts de la planète (RNCAN, 2020a). Vingt-huit pour cent de la forêt boréale mondiale se trouve au Canada, plus des trois quarts des forêts canadiennes se trouvant dans la zone boréale (Brandt, 2009; RNCAN, 2020a). Soixante-cinq pour cent de la superficie forestière canadienne est considérée comme étant aménagée, c'est-à-dire soumise à une gestion et une intendance actives<sup>11</sup>. Les 35 % restants sont considérés comme non aménagés et se trouvent principalement dans le nord du Canada (RNCAN, 2020b) (figure 3.1). Constituant le plus important puits de carbone terrestre de la planète (Domke *et al.*, 2018), les vastes écosystèmes forestiers du Canada représentent à première vue un atout majeur à l'échelle mondiale pour les SCBN compte tenu de leur taille et de leur échelle. Cependant, les tendances récentes au Canada montrent également que les forêts peuvent aussi agir comme d'importantes sources d'émissions de GES en raison des impacts des perturbations forestières, dont certaines sont amplifiées par les changements climatiques (Grosse *et al.*, 2011; RNCAN, 2020a; ECCC, 2021b).



Reproduit avec permission : RNCAN (2020b)

### Figure 3.1 Superficie forestière au Canada

Les forêts aménagées représentent 65 % de l'ensemble des forêts du Canada (232 Mha), les forêts non aménagées représentant les 35 % restants (115 Mha) (RNCAN, 2020b).

11 Les forêts diffèrent sur le plan de l'intensité des activités de gestion. Les forêts aménagées comprennent celles qui sont gérées en vue de la récolte du bois ou de l'exploitation des ressources non ligneuses (par exemple, les parcs), ainsi que celles qui font l'objet de mesures de protection contre les incendies (ECCC, 2020c). Aux fins de la déclaration des GES, la *gestion des forêts* est définie par le GIEC comme « un ensemble d'opérations effectuées pour administrer et exploiter les forêts de manière à ce qu'elles remplissent durablement certaines fonctions écologiques, économiques et sociales pertinentes » (Penman *et al.*, 2003).

### 3.1 Possibilités de renforcer la séquestration et de réduire les émissions dans les forêts

Le carbone forestier est stocké dans trois grands réservoirs, qui réagissent aux changements dans les pratiques de récolte et de gestion à des échelles de temps différentes

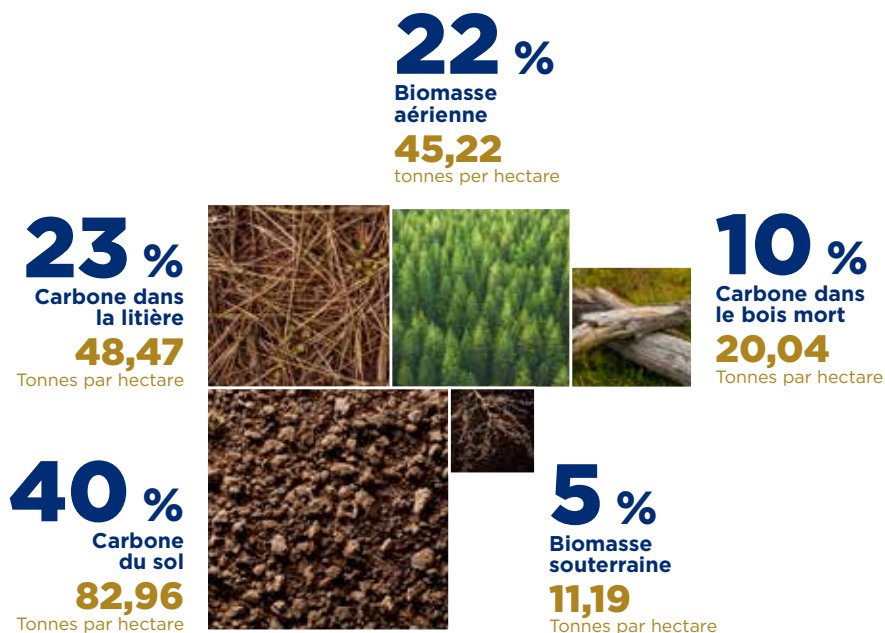
Les forêts absorbent et séquestrent le carbone de l'atmosphère via la photosynthèse, en transformant CO<sub>2</sub> en biomasse. Cette capacité est affectée par des facteurs biophysiques et socioéconomiques (Birdsey *et al.*, 2018b). C'est donc dire que le processus de séquestration peut être amélioré par diverses SCBN, notamment les activités de gestion et de conservation des forêts, la conversion évitée, la restauration du couvert forestier et l'augmentation du couvert végétal urbain (tableau 3.1).

Les trois principaux réservoirs de carbone dans les forêts sont la biomasse vivante aérienne et souterraine, le bois mort sur pied et tombé, de même que le carbone organique du sol (COS), ce qui comprend l'humus, la litière de surface et les couches du sol minéral (NASEM, 2019) (figure 3.2)<sup>12</sup>. Si la biomasse visible domine la discussion sur les SCBN forestiers, davantage de carbone est en fait séquestré dans les sols de la forêt boréale que dans la biomasse aérienne ou souterraine — l'ensemble de la biomasse recelant environ 27 % du carbone total par hectare dans les forêts aménagées (FAO, 2020). La litière ligneuse et le bois mort constituent respectivement 23 % et 10 % du total, tandis que les 40 % restants sont représentés par le carbone du sol (calculé jusqu'à une profondeur de 55 cm sous le sol, en excluant la tourbe). Lorsqu'on tient compte de ces trois réservoirs, les forêts aménagées du Canada stockent environ 208 t de C/ha (FAO, 2020), mais la variabilité du potentiel de séquestration du carbone au Canada (c.-à-d. selon la zone écologique, le type de forêt, l'âge du peuplement, l'historique des perturbations) rend les estimations régionales plus informatives.

Certaines études indiquent que des quantités substantielles de carbone sont stockées à des profondeurs plus grandes. Par exemple, une étude récente sur les zones forestières du Canada a recouru à une approche d'apprentissage automatique pour prédire les stocks de carbone dans les sols plus profonds où les observations sont très limitées, y compris dans les tourbières forestières (Sothe *et al.*, 2022). Cette méthode a permis d'estimer le stock total de carbone dans le sol à 306 Gt C (± 147) jusqu'à une profondeur d'un mètre, et à 266 Gt C supplémentaires entre un et deux mètres (Sothe *et al.*, 2022). Les réservoirs de carbone réagissent différemment aux pratiques de gestion, à la récolte et à

12 «La biomasse herbacée et la litière végétale dont le temps de résidence est court (moins d'un an) sont généralement ignorées dans le contexte de la séquestration du carbone, car elles ne représentent pas un retrait persistant du CO<sub>2</sub> de l'atmosphère» (NASEM, 2019). Cependant, on a aussi rapporté que les litières végétales dans les forêts canadiennes restent en place pendant plusieurs années (Prescott, 2010).

d'autres types de perturbations (NASEM, 2019). Les stocks de carbone du sol se trouvent bien réduits après la récolte du bois, mais les données suggèrent que, dans la plupart des cas, leurs niveaux se rétablissent partiellement sur plusieurs décennies (Kishchuk *et al.*, 2016; Mayer *et al.*, 2020). Cependant, une partie du carbone forestier est irrécupérable, c'est-à-dire que certains réservoirs de carbone forestier (p. ex. les forêts anciennes) ne regagneront pas le carbone perdu suite à une perturbation dans un délai pertinent pour une intervention climatique efficace (Noon *et al.*, 2022).



Source des données : FAO (2020)

**Figure 3.2 Taille relative des réservoirs de carbone dans les forêts aménagées du Canada**

Les stocks de carbone sont indiqués en tonnes par hectare, suivies du pourcentage du total. Les estimations reflètent l'année 2020, selon les données fournies par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO).

Les changements dans ces réservoirs se produisent progressivement, sur des décennies, ce qui signifie que la mesure des impacts est un processus continu (NASEM, 2019). Les échelles de temps s'appliquant aux impacts des SCBN varient également. Ainsi, les interventions et les changements d'affectation des terres qui réduisent les émissions des forêts (p. ex. la modification des pratiques de gestion et les activités de conservation) produisent des résultats à court ou moyen terme (10–30 ans). La conversion évitée, de nature additionnelle et permettant de limiter les fuites, confère quant à elle des résultats instantanés, tandis que les interventions qui augmentent la séquestration du carbone à mesure que les forêts se développent (p. ex. la restauration du couvert forestier; tableau 3.1) ont des impacts plus complets à long terme (au-delà de 30 ans) (Drever *et al.*, 2021). Les avantages nets de ces SCBN en matière d'atténuation résultent des changements dans le stockage du carbone dans les trois réservoirs (plus les produits ligneux récoltés), ainsi que des impacts secondaires associés aux changements d'albédo et à la substitution par la biomasse qui vient remplacer l'énergie fossile ou les matériaux de construction à forte intensité d'émissions (Drever *et al.*, 2021).

**Tableau 3.1 SCBN forestières**

Définition de la SCBN	Mécanisme
<b>Pratiques de gestion forestière améliorées</b>	
<p>Revoir le <b>traitement des résidus de la récolte forestière</b> en passant du brûlage des rémanents d'exploitation après une coupe à blanc à la production de bioénergie.</p>	<p>La réduction de la surface de brûlage des rémanents réduit à son tour les émissions de carbone dans l'atmosphère (Smyth <i>et al.</i>, 2020). Les résidus de récolte peuvent également être laissés sur place pour se décomposer, émettant ainsi du carbone au cours des années suivantes; cependant, les règlements de gestion forestière peuvent exiger que les résidus de récolte soient gérés activement (Dymond <i>et al.</i>, 2010; Lamers <i>et al.</i>, 2014; Ter-Mikaelian <i>et al.</i>, 2016; Smyth <i>et al.</i>, 2017).</p>
<p>La modification de l'<b>utilisation des résidus et des produits de la récolte forestière</b> comprend l'utilisation de ces résidus comme produits ligneux récoltés (PLR) pour la bioénergie (remplacement des combustibles fossiles par la bioénergie et les produits du bois), l'augmentation de la proportion de PLR (qui ont une longue durée de vie) et l'augmentation de la récolte de récupération (Dymond, 2012; Smyth <i>et al.</i>, 2014).</p>	<p>Les PLR permettent « (i) le stockage temporaire du carbone retiré pendant leur utilisation ou leur élimination, (ii) la substitution du bois à d'autres matériaux de construction dont la production nécessite des quantités substantielles d'énergie fossile (émissions évitées), et (iii) l'utilisation du bois comme biocarburant, à même de réduire les émissions nettes par rapport à la combustion de combustibles fossiles » (NASEM, 2019).</p>

Définition de la SCBN	Mécanisme
<p><b>La récolte réduite et la récolte partielle</b> modifient la fréquence ou le volume de la récolte et peuvent donc favoriser la régénération d'un peuplement.</p>	<p>La réduction de la récolte limite les terres disponibles pour la récolte ou prolonge les rotations de récolte, ce qui permet aux arbres de croître davantage et de maintenir leurs taux de stockage du carbone (Zhou <i>et al.</i>, 2013). La relation entre, d'une part, les stocks de carbone forestier et les émissions nettes de carbone dans l'atmosphère et, d'autre part, les changements dans le volume de récolte varie en raison des conditions forestières locales, notamment les taux de croissance et de perturbation (Ter-Mikaelian <i>et al.</i>, 2014, 2021).</p>
<p><b>L'éclaircie</b> et d'autres traitements sylvicoles (la culture et la récolte d'arbres en tant que cultures) peuvent favoriser une croissance plus élevée des peuplements par rapport à l'absence d'un tel traitement (NASEM, 2019).</p>	<p>Bien que les éclaircies entraînent des émissions de carbone à court terme, cette pratique réduit la biomasse exposée aux incendies, diminuant ainsi le risque de feux de couronne (feux consommant l'arbre entier) qui entraînent le remplacement du peuplement. Les décisions de gestion relatives à l'éclaircie dépendent de la finalité de la récolte (produits du bois à longue durée de vie ou biomasse énergétique), mais aussi du risque d'incendie, de l'espèce d'arbre, du site, du régime d'éclaircie et de la durée de l'intervalle de récolte (Ryan <i>et al.</i>, 2010). L'éclaircie peut avoir lieu à des fins commerciales ou non commerciales et peut inclure des coupes partielles pour augmenter la croissance de la biomasse.</p>
<p><b>L'allongement des rotations de récolte du bois</b> et l'amélioration de la densité de peuplement comme de la productivité des forêts peuvent accroître les stocks de carbone forestier et les capacités de substitution.</p>	<p>L'extension des rotations de récolte maintient la capacité des forêts plus anciennes à éliminer le CO<sub>2</sub>, évite les émissions associées à des récoltes plus fréquentes et dirige davantage de biomasse vers des produits du bois à longue durée de vie qui stockent le carbone (NASEM, 2019).</p>
<p><b>La régénération</b> artificielle des peuplements forestiers peut être gérée activement et accélérée grâce à l'amélioration des techniques de plantation.</p>	<p>La régénération peut être accélérée par la préparation du site, l'ensemencement, la plantation et la gestion de la végétation, ce qui peut raccourcir le temps nécessaire pour que les zones forestières exploitées absorbent plus de carbone qu'elles n'en rejettent (Ryan <i>et al.</i>, 2010; Kurz <i>et al.</i>, 2013). Les pratiques de gestion forestière visant à améliorer la régénération varient en fonction du climat local et des espèces sélectionnées, mais les techniques comprennent le contrôle de la végétation concurrente, une fertilisation accrue, la plantation de variétés génétiquement modifiées et la sélection d'espèces d'arbres ayant des taux de croissance plus rapides (Ryan <i>et al.</i>, 2010).</p>

Définition de la SCBN	Mécanisme
<p><b>D'autres pratiques de gestion forestière</b> peuvent inclure le brûlage dirigé, l'augmentation de la productivité par l'ordonnancement, l'intensité et l'exécution des opérations (de sylviculture), ainsi que la gestion de la végétation forestière et la gestion adaptative (Dymond <i>et al.</i>, 2020).</p>	<p>Les stratégies de gestion forestière qui préservent ou augmentent le carbone forestier tout en maintenant la productivité confèrent les effets atténuatifs durables les plus importants (Nabuurs et Masera, 2007). L'intensité de la sylviculture a un impact sur la composition des forêts et la séquestration du carbone. Bien que le brûlage dirigé puisse émettre du carbone à court terme, il est également à même de protéger les forêts contre des incendies plus importants et plus intenses à long terme (Hurteau <i>et al.</i>, 2008). La gestion adaptative maintient les services forestiers en ajustant le mélange d'espèces d'arbres en fonction des conditions climatiques futures prévues (Temperli <i>et al.</i>, 2012). Les peuplements mixtes augmentent quant à eux la résilience des forêts face aux changements de taux de précipitations, qui ont un impact plus important sur la séquestration du carbone que les précipitations elles-mêmes (Hof <i>et al.</i>, 2017). Enfin, le type de végétation et la gestion de celle-ci peuvent avoir un impact sur la séquestration, car le carbone du sol augmente plus rapidement sous les feuillus que sous les conifères (Nickels et Prescott, 2021).</p>
Conservation des forêts	
<p>La <b>conversion évitée</b> des forêts, y compris la conservation des forêts anciennes, protège les réservoirs de carbone existants en limitant l'agriculture, l'exploitation minière, l'expansion urbaine, la surexploitation, le surpâturage, les épidémies d'espèces nuisibles et les incendies de forêt, tout en créant des zones protégées.</p>	<p>La conversion évitée maintient les réservoirs de carbone dans les forêts et empêche les émissions dues à la conversion. La réduction de la conversion en terres agricoles et en pâturages est essentielle à cet égard — le développement agricole le long de l'étendue méridionale de la forêt boréale étant historiquement le plus grand contributeur de la déforestation, bien que le taux de conversion des forêts soit estimé à environ 40 000 ha/an (ECCC, 2020c). La conversion planifiée des terres et la trajectoire prévue de l'augmentation des prix agricoles comme de la valeur des terres sont des éléments clés qui peuvent rendre la conversion évitée moins probable. La conversion évitée des forêts anciennes, qui donne la priorité aux peuplements conférant une productivité relative des sites au sein de divers écosystèmes, semble être une méthode appropriée pour favoriser le maintien de la résilience des écosystèmes (Price <i>et al.</i>, 2021).</p>



Définition de la SCBN	Mécanisme
<b>Restauration de la couverture forestière</b>	
<p><b>La restauration du couvert forestier</b> prévoit la plantation d'arbres là où les forêts étaient autrefois la classe de terre dominante, une pratique souvent appelée <b>boisement</b> au Canada (ECCC, 2022b) et <b>reboisement</b> à l'échelle mondiale (Jia <i>et al.</i>, 2019).</p>	<p>La restauration de la couverture forestière augmente la biomasse des forêts par la plantation d'arbres, car davantage de carbone est stocké au sein d'une masse végétale accrue. Les terres agricoles abandonnées qui redeviennent des forêts, naturellement ou par plantation, peuvent avoir un impact notable sur les bilans de carbone (Drever <i>et al.</i>, 2021).</p>
<p><b>Le couvert végétal urbain</b> séquestre le carbone dans la biomasse des zones urbaines.</p>	<p>La plantation d'arbres nouveaux et de remplacement dans les zones urbaines augmente la couverture végétale et améliore la séquestration du CO<sub>2</sub> (Drever <i>et al.</i>, 2021).</p>

## 3.2 Gestion autochtone des forêts

Les peuples autochtones sont les gardiens et les intendants des forêts depuis des millénaires, et les stocks de carbone situés sur ces terres ont été conservés grâce à la longévité de leurs bons soins. Les pratiques autochtones de gestion forestière, y compris le brûlage (encadré 3.3), ont une longue histoire et sont utilisées dans divers contextes. La variabilité de l'écosystème de la forêt boréale éclaire les pratiques de gestion autochtones, qui s'adaptent aux interactions avec l'environnement (Sayles et Mulrennan, 2019).

Comme nous l'avons vu à la section 2.4, les APCA sont un mécanisme qui peut renforcer les interventions de conservation menées par les Autochtones dans tout le pays. Ainsi, quatre Premières Nations Anishinaabeg situées le long de la frontière entre le Manitoba et l'Ontario protègent actuellement les valeurs culturelles et naturelles de plus de 2,9 Mha de forêt boréale, un site connu sous le nom de Pimachiowin Aki et classé au patrimoine mondial de l'UNESCO (Moola et Roth, 2019). Dans la région boréale, les APCA et des mesures supplémentaires peuvent aider les communautés autochtones à codifier la protection des territoires traditionnels affectés par le développement industriel (Moola et Roth, 2019).

L'histoire coloniale du Canada consistant à retirer les peuples autochtones de leurs forêts, notamment pour la création de parcs nationaux et provinciaux (Binnema et Niemi, 2006), a conduit à l'appropriation de la juridiction des terres forestières aménagées et non aménagées (Moola et Roth, 2019) (voir section 3.1).

La réappropriation de cette compétence par les Autochtones recadre la conservation de la biodiversité « pour englober les concepts interdépendants de décolonisation, d'inclusion, de résurgence et de réconciliation » (M'sit No'kmaq *et al.*, 2021). Les pratiques de conservation doivent « simultanément respecter et promouvoir les droits inhérents des peuples autochtones en privilégiant les visions du monde et les modes de connaissance autochtones, qui doivent être mis au premier plan » (M'sit No'kmaq *et al.*, 2021).

L'intendance autochtone englobe une grande variété de pratiques et d'objectifs de gestion des terres, qui peuvent inclure la protection des stocks de carbone dans ces paysages. Les programmes de gardiens autochtones sont également un moyen d'habiliter les communautés à surveiller, utiliser et protéger les forêts (section 2.4). Les gardiens peuvent ainsi jouer un rôle clé dans la gestion des feux de forêt (encadré 3.3) à mesure que l'intensité et la fréquence des incendies augmentent : non seulement protègent-ils et gèrent-ils activement les terres, mais ils sont à même de concevoir, de mettre en œuvre et de monitorer les SCBN forestières (SVA, 2016) (voir section 3.5.2).

### 3.3 Ampleur du potentiel de séquestration et de réduction des émissions

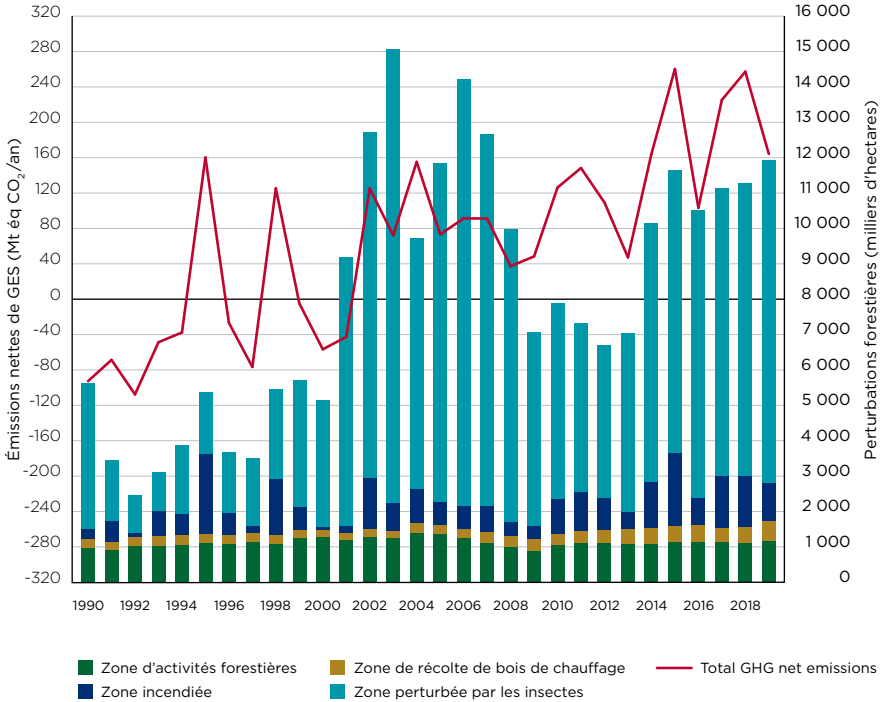
#### 3.3.1 Estimation des flux de carbone forestier au Canada

En vertu de la *Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques* (CCNUCC), le gouvernement du Canada est tenu de surveiller et de déclarer les changements dans les stocks de carbone et les émissions ou absorptions de GES dans ses forêts aménagées (RNCAN, 2020b). Les estimations officielles sont quantifiées par le Système national de surveillance, de comptabilisation et de production de rapports concernant le carbone des forêts (SNSCPRCF) du Canada, qui s'inspire des Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre (GIEC, 2006) et est conforme aux Recommandations en matière de bonnes pratiques pour le secteur de l'utilisation des terres, changements d'affectation des terres et foresterie, également du GIEC (Penman *et al.*, 2003; RNCAN, 2020b). Le calcul des bilans de carbone forestier implique l'estimation de la dynamique du carbone sur une zone définie (p. ex. à l'échelle du peuplement ou du paysage), souvent pour une saison de croissance ou une année (Kurz *et al.*, 2013).

Notons toutefois que ces directives entraînent souvent une déclaration incomplète des émissions et des absorptions. Par exemple, bien que le Rapport d'inventaire national du Canada modélise la dynamique du carbone des produits ligneux récoltés (PLR), les émissions de GES ne sont pas déclarées au moment où ces produits deviennent hors d'usage, car de nombreux PLR sont utilisés comme matériaux de construction. C'est ainsi que des produits à longue durée de vie finissent dans des décharges pendant des décennies, une fraction plus petite se décomposant lentement et émettant du CO<sub>2</sub> et du CH<sub>4</sub> dans l'atmosphère (ECCC, 2022a). Par conséquent, la décision d'inclure ou non les PLR dans un cadre comptable peut modifier considérablement la mesure dans laquelle différentes pratiques de gestion peuvent générer des avantages supplémentaires en matière de séquestration.

### Les forêts aménagées du Canada sont devenues une source nette de CO<sub>2</sub> ces dernières années en raison de perturbations comme les incendies de forêt

Tout au long du 20e siècle, les forêts aménagées du Canada ont agi comme un important puits de carbone (ECCC, 2022a). Cependant, au cours des dernières années, des facteurs tels que les feux de friches, les infestations d'insectes, la diminution des taux de précipitations et la modification des taux de récolte annuels ont contribué à faire en sorte que les forêts du Canada deviennent des sources plutôt que des puits de carbone (RNCAN, 2020a) (voir figure 3.3). C'est ainsi qu'en 2018, on estimait que les forêts aménagées du Canada représentaient une source nette de CO<sub>2</sub>, en raison de perturbations naturelles à grande échelle, notamment la destruction de plus de 1,4 Mha par des feux de forêt (ECCC, 2020c). En 2018, les émissions correspondantes s'établissaient à environ 243 Mt éq CO<sub>2</sub>, les calculs tenant compte à la fois des activités humaines et des perturbations naturelles (ECCC, 2020c). Ces dernières représentaient 257 Mt d'émissions, tandis que les activités de gestion forestière (p. ex. la récolte, le brûlage des tas de rémanents, la régénération, l'utilisation et l'élimination des PLR) se traduisaient par la séquestration de 8 Mt éq CO<sub>2</sub> en 2018 (ECCC, 2020c). Malgré les incertitudes liées aux mesures du flux de carbone forestier, le passage des forêts aménagées du statut de puits de carbone à celui de source d'émissions de GES a des implications importantes.



Source des données : RNCan (2020a)

### Figure 3.3 Émissions nettes de GES dans les forêts aménagées du Canada

Au cours des dernières années, l'augmentation des perturbations forestières dues aux incendies de forêt et aux insectes a fait en sorte que les forêts aménagées du Canada sont devenues une source nette de GES (RNCan, 2020a). Ces estimations ne concernent que les forêts aménagées. Le comité note que ce chiffre surestime l'importance des perturbations de faible intensité causées par les insectes, car les émissions directes provenant de tels phénomènes sont relativement faibles; une part beaucoup plus importante des émissions causées par les insectes découle de la décomposition des arbres n'ayant pas résisté à leur assaut et de la croissance réduite des arbres partiellement défoliés.

## Les estimations des flux de carbone forestier sont soumises à de grandes incertitudes, aux limites de la modélisation et à des lacunes dans les connaissances

Les estimations des flux de carbone forestier sont sujettes à une incertitude importante, en particulier pour la forêt boréale, en raison des changements des conditions environnementales qui affectent la productivité primaire nette (PPN) et la décomposition (p. ex. les changements climatiques, l'effet de fertilisation par le CO<sub>2</sub>, les dépôts d'azote). Une compréhension limitée des processus de perturbation et des interactions entre les perturbations et la production des écosystèmes (Kurz *et al.*, 2013; Forzieri *et al.*, 2021) constituent d'autres facteurs d'incertitude. Des niveaux plus élevés de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère, par exemple, peuvent accélérer la croissance des forêts dans certains contextes, mais l'amélioration de la croissance due à la fertilisation par le CO<sub>2</sub> dans la forêt boréale est contestée. Certaines études font état d'un effet positif (Walker *et al.*, 2021), tandis que d'autres ne montrent aucun impact (Jiang *et al.*, 2020). La productivité de la quasi-totalité des forêts canadiennes étant limitée par la disponibilité de l'azote, il est peu probable que l'élévation du CO<sub>2</sub> améliore la croissance. Des niveaux plus élevés de CO<sub>2</sub> peuvent toutefois entraîner la fixation d'une plus grande quantité de CO<sub>2</sub> et sa libération sous terre sous forme de surplus, ce qui pourrait augmenter le COS (Prescott *et al.*, 2020). Comme la plupart des études ne testent qu'une seule variable environnementale (Melillo *et al.*, 2011; Sistla *et al.*, 2014), la compréhension des processus de perturbation — et des interactions entre les perturbations et la production des écosystèmes — reste limitée (Chen *et al.*, 2000; Kurz *et al.*, 2013). L'estimation de la réponse des stocks de carbone du sol aux conditions environnementales et aux perturbations dépend de la profondeur de la colonne de sol, soulignant l'importance de l'échantillonnage en profondeur pour obtenir des observations précises (Jobbágy et Jackson, 2000).

En outre, il existe des variations régionales tant pour les flux de carbone que pour leurs réponses potentielles aux changements climatiques (voir p. ex. Girardin *et al.*, 2016). Les variations de la PPN et du maintien du carbone dans le sol dues au réchauffement, par exemple, dépendent dans les deux cas de la disponibilité de l'eau et de ses interactions avec la topographie locale (Walker et Johnstone, 2014; D'Orangeville *et al.*, 2016, 2018; Ziegler *et al.*, 2017). En ce qui concerne la forêt boréale canadienne, même la forme et le moment de l'apport d'eau, tels qu'influencés par les changements climatiques (p. ex. la dynamique de la neige), sont des facteurs clés des flux de carbone organique dissous, qui régulent en retour les stocks de carbone du sol (Bowering *et al.*, 2020, 2022). Comme plus de 77 % des forêts du Canada se trouvent dans la zone boréale, les réponses régionales des autres zones forestières du Canada (p. ex. les forêts tempérées) ne sont pas explorées en profondeur (RNCAN, 2020a). Or, les forêts tempérées

pourraient se révéler être de meilleurs sites que les forêts boréales pour la mise en œuvre des SCBN en raison de la productivité plus élevée des écosystèmes (37 % du volume de bois national), des déductions d'albédo plus faibles sur le potentiel d'atténuation, des coûts de mise en œuvre moins élevés (parce qu'elles sont souvent moins éloignées), des risques moins élevés de permanence des feux de forêt et de l'additionnalité plus élevée de la conversion évitée (en raison des risques de conversion plus élevés) (RNCAN, 2020a).

Il existe d'autres incertitudes portant sur les changements dans les flux latéraux de carbone (c'est-à-dire les flux entre les forêts et les écosystèmes adjacents) et le sort du carbone dirigé vers les sols plus profonds par rapport au carbone perdu latéralement au profit de l'environnement aquatique (Campeau *et al.*, 2019; Bowering *et al.*, 2022). Les modèles ciblant la forêt boréale nord-américaine doivent couvrir de vastes zones géographiques et prendre en compte les données de tous les flux de surface terrestres et aquatiques (Kurz *et al.*, 2013). Les estimations varient donc en raison de l'ampleur des flux nets dans une zone donnée (Huntzinger *et al.*, 2012; Kurz *et al.*, 2013), et il existe des incertitudes associées à la résolution spatiale des flux régionaux. Ainsi, la modélisation ne peut pas toujours rendre compte des changements subtils dans les flux, ce qui a un impact sur notre compréhension de la permanence et de la vulnérabilité des stocks de carbone forestier — soulignant de ce fait la nécessité d'une observation et d'une surveillance régionales in situ des flux de carbone forestier régionaux (Kurz *et al.*, 2013).

La modélisation des stocks et des flux de carbone basée sur les inventaires présente l'avantage d'être alimentée par des ensembles de données provenant de nombreuses régions du pays (Kurz *et al.*, 2009), sans permettre toutefois de modéliser les réponses futures aux changements environnementaux comme ceux relevant du climat. Contrairement à l'approche basée sur les inventaires, les modèles basés sur les processus incluent les effets des changements climatiques sur les processus simulés. Cependant, même les modèles basés sur les processus utilisés pour l'estimation des flux de carbone en Amérique du Nord peuvent différer quant à l'ampleur ou la direction des flux nets de carbone (Hayes *et al.*, 2012; Huntzinger *et al.*, 2012). Un modèle basé sur les processus utilisé par Chen *et al.* (2003) qui incorporait les impacts des changements climatiques (p. ex. saison de croissance plus longue, fertilisation induite par le CO<sub>2</sub> et dépôts d'azote) a donné des estimations plus importantes du stock de carbone de la biomasse aérienne que les approches basées sur les inventaires. De plus, les hypothèses de modélisation — telles que l'augmentation de la productivité due à une concentration atmosphérique plus élevée de CO<sub>2</sub>, à des températures plus chaudes et à des saisons de croissance plus longues — peuvent être mal limitées (Girardin *et al.*, 2011; Kurz *et al.*, 2013), les réponses restant propres à chaque région (Girardin *et al.*, 2016). La compréhension de

la façon dont les stocks de carbone du sol répondent aux conditions environnementales et aux perturbations est également limitée par la nécessité d'accroître les mesures et les observations régionales du carbone et de la biomasse du sol afin d'informer les modèles, sans oublier les observations du carbone du sol en profondeur (Jobbágy et Jackson, 2000), comme en témoigne l'impact de celles-ci sur les estimations des stocks de carbone du sol au Canada (Sothe *et al.*, 2022). Enfin, la dynamique du pergélisol dans les forêts boréales du Nord accroît la complexité des hypothèses derrière ces modèles, ce qui entraîne de grandes incertitudes dans les estimations des flux nets de carbone dans la forêt boréale non aménagée du Canada (Kurz *et al.*, 2013; Hayes *et al.*, 2014).

### L'évaluation du carbone stocké dans les PLR est sujette à débat

Le traitement du carbone stocké dans les PLR est une autre source d'incertitude et de débat dans la comptabilisation du carbone forestier (Dymond, 2012). Au cours de la transformation de la biomasse en produits (p. ex. le bois d'œuvre), du carbone est libéré dans l'atmosphère, les pertes provenant de la biomasse récoltée allant d'environ 20 à 60 % lors de la récolte et davantage lors de la transformation, selon l'efficacité de la conversion (Bergman et Bowe, 2008; Ingerson, 2009; NASEM, 2019). Le carbone restant est stocké temporairement dans les PLR fabriqués. La manière de comptabiliser adéquatement le carbone contenu dans ce réservoir fait toutefois l'objet de débats. Or, le choix des réservoirs de carbone à prendre en compte dans un cadre de comptabilisation a des conséquences importantes sur les types d'incitatifs et de pratiques à envisager pour obtenir des avantages supplémentaires en matière de séquestration.

Les Lignes directrices du GIEC de 2006 portaient du principe que le carbone présent dans la biomasse récoltée était émis au cours de l'année de la récolte (autrement dit, une émission instantanée) (Pingoud *et al.*, 2006). Dans le Rapport d'inventaire national cependant, le réservoir de PLR est traité comme un « un transfert de C [carbone] lié à l'exploitation forestière et, par conséquent, elle ne suppose pas l'oxydation instantanée du bois au cours de l'année de récolte » (ECCC, 2022a).

L'analyse de la comptabilisation du carbone s'est étendue à différentes voies de fin de vie, y compris le report des émissions de carbone par le stockage des PLR dans les décharges, qui doit être pris en compte dans les calculs pour estimer avec précision les effets du carbone (Larson *et al.*, 2012). Les produits en bois massif mis en décharge connaissent un taux de décomposition lent (Ximenes *et al.*, 2008) et, par conséquent, se traduisent par une faible émission de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère (Larson *et al.*, 2012). Les gains en matière de stockage du carbone provenant des produits du bois mis au rebut dans les décharges peuvent être partiellement annulés par l'augmentation des émissions de CH<sub>4</sub>, ce qui rend la comptabilisation encore plus compliquée (Hennigar *et al.*, 2008; Larson *et al.*, 2012).

### 3.3.2 Estimation du potentiel des forêts en matière de SCBN

Des études internationales fournissent des estimations de la quantité de carbone par hectare qui peut être séquestrée par certaines SCBN forestières. Le boisement et le reboisement à l'échelle mondiale permettent une augmentation des stocks nets estimée entre 2,8 et 5,5 Mt éq CO<sub>2</sub>/an, tandis que l'amélioration de la gestion forestière augmente les stocks nets de 0,2 à 1,2 Mt éq CO<sub>2</sub>/an (Griscom *et al.*, 2017). Ces estimations fournissent une fourchette approximative des avantages potentiels sur le plan de la séquestration du carbone associés à de telles SCBN; toutefois, pour être plus précises, les estimations devraient tenir compte des caractéristiques propres aux terres forestières du Canada. De l'avis du comité, les estimations mondiales sont sujettes à une incertitude importante en raison de la variabilité des caractéristiques des forêts et des approches employées pour la mesure des stocks de carbone forestier et des émissions. Des informations supplémentaires sur des SCBN forestières précises, y compris leurs effets sur les stocks de carbone et les avantages potentiels, sont résumées ci-dessous.

#### L'amélioration des activités de gestion forestière peut entraîner des réductions d'émissions à court terme, ainsi que des changements à plus long terme dans la séquestration du carbone forestier

Les SCBN forestières varient quant au moment de leur impact et aux effets sur les différents réservoirs de carbone. À court terme, de nombreuses interventions liées à l'aménagement des forêts recèlent un potentiel d'atténuation immédiat avant que les avantages ne déclinent. La *réduction du brûlage des rémanents d'exploitation*, par exemple, peut entraîner des réductions immédiates des émissions, étant donné qu'environ 20 à 30 % de la biomasse avant récolte sont généralement laissés dans la forêt pendant la récolte (sans compter les racines des arbres), et qu'une fraction plus faible des résidus de récolte finit par être brûlée (Ter-Mikaelian *et al.*, 2016). De même, l'*utilisation accrue des résidus de récolte aux fins de la bioénergie ou des produits du bois* peut avoir des impacts immédiats en termes d'émissions évitées. Cependant, la pratique de la coupe à blanc dans la forêt boréale aux fins de la bioénergie, en remplacement des combustibles fossiles, pourrait entraîner des émissions nettes de GES (Smyth *et al.*, 2018; Malcolm *et al.*, 2020). L'*enfouissement du bois* (c.-à-d. la coupe d'arbres moins productifs et l'enfouissement des troncs pour empêcher leur décomposition [Zeng, 2008]) est également à même de séquestrer le carbone en le préservant dans la biomasse ligneuse. Cette pratique a un potentiel d'atténuation mondial estimé entre 1,0 et 3,0 Gt CO<sub>2</sub>/an (Zeng *et al.*, 2013)<sup>13</sup>.

13 Les terres agricoles, les aires protégées, les forêts inaccessibles et le bois destiné à d'autres usages ont été exclus de cette estimation.



La substitution des produits du bois à d'autres types de matériaux de construction plus énergivores (p. ex. béton, acier) permet d'éviter les émissions associées à la production de tels matériaux et contribuer à ce que le carbone contenu dans les produits du bois soit séquestré dans les infrastructures pendant des décennies ou plus. La *substitution* a toutefois fait l'objet de critiques dans la littérature récente (voir p. ex. Harmon, 2019; Leturcq, 2020; Howard *et al.*, 2021), principalement en raison d'un certain nombre d'hypothèses connexes — par exemple, celle voulant que les produits du bois représentent un substitut direct du béton et de l'acier dans les conceptions actuelles des bâtiments, ce qui surestime la réduction de la demande et de l'utilisation de produits non ligneux présumément remplaçables par le bois.

Le principal avantage potentiel de l'augmentation de l'utilisation des PLR pour le climat, c'est qu'ils utilisent généralement moins d'énergie totale dans le cycle de production global et évitent les émissions liées à la fabrication d'autres matériaux, comme le ciment (Sathre et O'Connor, 2010; NASEM, 2019). À cette fin, *l'amélioration de l'utilisation et du traitement des PLR* implique d'augmenter la proportion de produits à longue durée de vie et de modifier les stratégies de gestion des déchets. Les PLR ont des durées de vie variables avant d'être jetés comme déchets; ainsi, le GIEC a estimé une demi-vie de 35 ans pour le bois de sciage et autres bois ronds industriels, de 25 ans pour les panneaux, mais de seulement deux ans pour la pâte à papier (Pingoud *et al.*, 2006; ECCC, 2022a). Smyth *et al.* (2014) comme Chen *et al.* (2018) ont noté que l'augmentation du pourcentage de bois dans les PLR utilisés pour les produits à longue durée de vie réduisait le délai nécessaire pour réaliser une atténuation cumulative nette.

Au Canada, on a constaté que la conversion à des produits à plus longue durée de vie (p. ex. en utilisant davantage de bois dans la construction et en réduisant la production de pâtes et papiers à courte durée de vie) était une stratégie d'atténuation plus efficace que l'utilisation du bois aux fins de la bioénergie (Dymond *et al.*, 2010; Lamers *et al.*, 2014; Smyth *et al.*, 2014; Chen *et al.*, 2018). L'amélioration des techniques de préservation du bois récolté (Song *et al.*, 2018), l'utilisation des produits du bois pour la bioénergie (Dymond *et al.*, 2010) et la mise en décharge avancée pourraient constituer des approches appréciables d'élimination du CO<sub>2</sub>, mais elles ne seraient pas créditées dans le cadre des lignes directrices actuelles en matière de déclaration (NASEM, 2019; ECCC, 2022a). La mise en œuvre de stratégies visant à accroître l'utilisation des PLR à longue durée de vie sera toutefois compliquée — les changements d'utilisation dépendant de la dynamique du marché, des préférences des consommateurs et d'un ensemble de facteurs socioéconomiques sous-jacents, notamment « la population, la croissance économique, l'éducation, l'urbanisation et le taux de développement technologique » (Ter-Mikaelian *et al.*, 2021).

## L'allongement des rotations forestières peut également entraîner des avantages en matière d'atténuation

Sur la base des estimations américaines et mondiales, on estime que des rotations de récolte de bois plus longues (ainsi que d'autres interventions de gestion profitant à la productivité des forêts) sont à même de stocker 0,2–2,5 t C/ha/an supplémentaires pendant plusieurs décennies (NASEM, 2019). Il a été démontré que la diminution de la fréquence de la récolte — associée à des pratiques qui améliorent la rétention des composants structurels, comme les billes tombées et la végétation au sol — augmente considérablement le stockage moyen du carbone dans les modèles de forêts de feuillus-conifères du Nord, y compris les stocks de carbone de la biomasse (Freeman *et al.*, 2005; Hyvönen *et al.*, 2007; Nunery et Keeton, 2010). À l'inverse, on estime que l'augmentation de la récolte entraîne une diminution des stocks de carbone forestier et une augmentation des émissions atmosphériques nettes de GES dans les forêts boréales de l'Ontario (Ter-Mikaelian *et al.*, 2021). Les études sur les rotations prolongées indiquent qu'elles ont tendance à ne pas coïncider avec des niveaux constants de taux de récolte, et qu'elles entraînent plutôt une augmentation ou une diminution des niveaux de récolte par rapport à la durée de la rotation ou à la rétention des arbres (Nunery et Keeton, 2010; Santaniello *et al.*, 2017). Les augmentations ou les diminutions des stocks de carbone résultant de rotations prolongées ne comprennent que le carbone stocké dans le peuplement forestier, la prise en compte d'autres réservoirs de carbone (p. ex. les produits du bois) générant plus d'incertitude quant aux stratégies visant à maximiser l'atténuation globale (voir p. ex. Hennigar *et al.*, 2008). Mentionnons toutefois que la réduction des niveaux de récolte du bois peut, en retour, entraîner des fuites (section 2.3.2) qui annuleraient au moins une fraction du bénéfice attendu en matière de séquestration.

*L'éclaircie et d'autres traitements sylvicoles* peuvent favoriser une croissance plus élevée des peuplements par rapport aux peuplements non traités (NASEM, 2019). L'éclaircie commerciale n'a pas été largement adoptée dans l'Ouest canadien; cependant, des études ont révélé qu'une telle pratique ciblant des peuplements de pin tordu diminuait la durée de rotation et augmentait la taille des arbres individuels comme le volume du peuplement — accroissant du coup la séquestration du carbone et réduisant la durée nécessaire entre les récoltes (voir p. ex. Das Gupta *et al.*, 2020). L'impact de l'éclaircie sur le carbone du sol et d'autres réservoirs reste incertain. Ainsi, on a constaté que cette pratique réduisait les stocks de carbone lorsqu'on tient compte de la biomasse retirée (Mayer *et al.*, 2020), mais que l'impact dans d'autres sites de la forêt boréale pourrait être minime — bien qu'il ait été démontré qu'elle augmente la température comme la respiration du sol (Zhang *et al.*, 2018; Jörgensen *et al.*, 2021). L'éclaircie commerciale est également à même d'atténuer les pénuries d'approvisionnement

en bois à moyen terme dues aux épidémies de dendroctone du pin ponderosa et aux incendies, et elle est plus efficace dans les peuplements âgés de moins de 60 ans (Das Gupta *et al.*, 2020).

D'autres approches sylvicoles peuvent également être bénéfiques pour les écosystèmes forestiers et la séquestration du carbone, notamment la *récolte à rétention variable* et la *foresterie à couverture continue*, qui ont un potentiel appréciable pour retenir les apports de carbone dans le sol. La planification stratégique incluant des approches de zonage fonctionnel<sup>14</sup>, par exemple, peut minimiser les impacts négatifs de la gestion forestière sur la fonction de l'écosystème tout en maintenant l'approvisionnement en bois (Côté *et al.*, 2010) — bien que le bénéfice potentiel sur le plan du carbone nécessite d'être examiné davantage. Les modifications apportées aux aires prioritaires pour la conservation et les techniques de récolte à forte rétention peuvent donner lieu à un plus grand nombre de peuplements dotés des attributs des forêts anciennes (p. ex. divers âges de peuplement, stocks de carbone), ainsi qu'à des avantages pour la biodiversité et les services écosystémiques (Côté *et al.*, 2010; Price *et al.*, 2021).

*Des stratégies plus efficaces pour régénérer les zones forestières* après une récolte ou une perturbation naturelle de la forêt ont aussi le potentiel de mener à une meilleure séquestration du carbone à plus long terme. Ainsi, certains peuplements forestiers pourraient être mieux adaptés aux conditions climatiques actuelles, mais ne se régénèrent pas après des perturbations naturelles consécutives — ce phénomène donnant lieu à des zones maintenant classées comme des forêts ouvertes (< 25 % de couverture du couvert) dans la forêt boréale continue du Canada (Boucher *et al.*, 2012; Brown et Johnstone, 2012). L'aménagement écosystémique s'inspire des perturbations naturelles : le fait de reproduire celles-ci après un traitement sylvicole est peut-être la meilleure façon de conserver les aspects naturels de la forêt (Kuuluvainen *et al.*, 2021). Le comité note toutefois que l'impact fonctionnel de la récolte commerciale est loin d'être le même que celui des feux de forêt historiques, qui constitue le régime de perturbation prédominant. Les espèces qui ont un taux de survie et de croissance élevé dans des conditions climatiques changeantes pourraient être priorisées pour la replantation de forêts productives aux fins de l'exploitation (Saxe *et al.*, 2001). Dans les zones vulnérables aux perturbations comme les incendies, des espèces résistantes au feu peuvent être plantées pour préserver le stockage du carbone, en particulier lorsque la récolte n'est pas économiquement viable.

14 Le zonage désigne la pratique consistant à diviser le paysage en zones associées à des objectifs de gestion et à des usages différents.

## En évitant la conversion des zones forestières à d'autres utilisations des terres, on prévient la perte du carbone stocké dans ces écosystèmes

Empêcher la conversion des forêts en terres non boisées par le biais de la conservation permet également d'éviter les émissions en  $\text{eq CO}_2$  à court terme, notamment dans les zones compatibles avec d'autres objectifs de conservation (p. ex. les forêts anciennes). À l'échelle mondiale, la déforestation et les changements d'utilisation des terres qui y sont associés représentent des sources importantes d'émissions de GES. La superficie forestière du Canada est relativement stable, bien qu'un certain déboisement se poursuive (à raison de ~35 000 ha/an, soit environ 0,01 % de la superficie forestière totale) (RNCan, 2020a). L'exploitation minière, de même que l'exploitation pétrolière et gazière, sont les principales causes de la conversion récente des forêts au Canada (~15 000 ha en 2019). Elles sont suivies de l'agriculture, du développement des infrastructures (p. ex. industrie, transport, développement municipal, loisirs), des barrages et réservoirs hydroélectriques, et des chemins forestiers (ECCC, 2021a). La prévention de la déforestation permet d'éviter à la fois les émissions immédiates liées à l'activité de récolte et les émissions résiduelles dues à la décomposition continue de la biomasse dans la végétation et les sols. Par exemple, la conversion de forêts en terres agricoles au Canada en 2018 a entraîné des émissions immédiates de 0,9 Mt  $\text{eq CO}_2$ , et des émissions résiduelles dues à la conversion des années précédentes de 1,5 Mt  $\text{eq CO}_2$  (ECCC, 2020c). Or, la conservation préserve la capacité continue des forêts en croissance à séquestrer le carbone, bien que les taux de séquestration dans la biomasse aérienne diminuent à mesure que les forêts arrivent à maturité (Framstad *et al.*, 2013). Les initiatives de conservation des forêts s'accompagnent souvent de cobénéfices substantiels, par exemple sur le plan de l'habitat des espèces et des services écosystémiques (voir section 3.6).

## La restauration de la couverture forestière a le potentiel de mener à une augmentation à long terme de la séquestration du carbone

En restaurant le couvert forestier dégradé et en créant de nouvelles forêts, le boisement et le reboisement pourraient avoir l'un des plus grands impacts à l'échelle mondiale lorsqu'on parle des SCBN (Griscom *et al.*, 2017). Rappelons qu'une grande partie du puits de carbone nord-américain est attribuable au reboisement après l'abandon de l'agriculture, un reboisement associé à des forêts orientales plus jeunes ou d'âge moyen (Birdsey *et al.*, 2006). Cependant, les

avantages de ces SCBN se font sentir sur des périodes plus longues, puisque leur efficacité est limitée par les taux de croissance des forêts (Forster *et al.*, 2021a). Le potentiel de séquestration du carbone de l'agroforesterie (c.-à-d. la présence simultanée d'arbres ou d'arbustes coexistant avec des cultures et/ou l'élevage du bétail sur une unité de gestion des terres), ainsi que les incertitudes connexes, sont abordés à la section 4.1.

Au fur et à mesure que les peuplements forestiers mûrissent et croissent, les taux de séquestration du carbone augmentent, mais s'amenuisent progressivement lorsque les limites naturelles de la croissance sont atteintes et que la mortalité des arbres entre en jeu (Kurz *et al.*, 2013). Pour les peuplements dominés par les conifères dans la forêt boréale, la séquestration atteint d'abord un pic, puis commence à diminuer après environ 150 ans (Goulden *et al.*, 2011; Gao *et al.*, 2018). L'accumulation de carbone au fil du temps, après la restauration du couvert forestier, dépend de l'utilisation antérieure des terres, du type de sol, de la technique de préparation du site et des essences d'arbres plantées (Ma *et al.*, 2020; Mayer *et al.*, 2020). Dans la région boréale, les simulations de modèles suggèrent que le boisement de forêts ouvertes nécessite environ 8 à 12 ans pour atteindre un bilan carbone net positif (Boucher *et al.*, 2012). Toutefois, contrairement aux résultats de Boucher *et al.* (2012), les simulations de Fradette *et al.* (2021) ont montré des gains de carbone lorsque la restauration du couvert forestier a lieu dans les forêts boréales ouvertes.

Les zones reboisées bénéficient du fait qu'elles sont historiquement adaptées à la couverture forestière. Ainsi, la plantation d'essences forestières indigènes sur des terres précédemment converties a plus de chances de réussir parce qu'elles sont adaptées au site, affichant un fort taux de survie et de croissance compatible avec les produits du bois (NASEM, 2019). Il est cependant plus difficile de déterminer les terres qui se prêtent au boisement, car il faut tenir compte des pressions environnementales et anthropiques qui pourraient nuire au succès de l'intervention à long terme. Dans le contexte canadien, un modèle coûts-avantages pour le boisement de peuplements de peupliers hybrides, de feuillus et de résineux a révélé que les variables les plus importantes liées à la séquestration du carbone étaient l'adéquation du site, les facteurs de conversion de la biomasse en équivalent carbone et la densité du bois (McKenney *et al.*, 2006).

Depuis 1990, le Canada n'a connu pratiquement aucune activité de boisement (ECCC, 2022b), bien que les données à ce sujet soient limitées. Des études mondiales ont estimé qu'il existait de vastes zones d'opportunité (c.-à-d. des zones sur lesquelles les SCBN forestières pourraient être déployées), ainsi qu'un potentiel d'atténuation en lien avec ces SCBN au Canada, étant donné l'étendue des terres convenables, du moins en théorie (Roe *et al.*, 2021). Le retour des terres agricoles à la couverture forestière pourrait contribuer à la séquestration du

carbone à l'échelle régionale et nationale — les terres agricoles abandonnées qui retournent à la forêt de façon naturelle ou par plantation pouvant avoir un impact important sur les bilans de carbone par exemple. Ainsi, une analyse des terres cultivées abandonnées en Ontario a révélé que, sur une période de 15 ans, un site reboisé séquestrait systématiquement environ 1 t C/ha/an (Voicu *et al.*, 2017). La faisabilité de la restauration du couvert forestier, surtout dans l'est du Canada, est limitée sur les terres cultivées en raison du manque de superficie s'y prêtant et des coûts prohibitifs (section 3.5.1). Dans l'Ouest canadien par contre, les coûts de renonciation des terres agricoles sont généralement plus faibles, et la densité du bois y est une variable plus importante que dans l'est du Canada (McKenney *et al.*, 2006). Il convient également de noter que la plupart des recherches portent sur les mesures du carbone dans la biomasse aérienne; des incertitudes subsistent quant aux impacts sur la biomasse souterraine et les sols, malgré la taille et la longévité de ces réservoirs de carbone (Noormets *et al.*, 2015).

### Le couvert végétal des arbres urbains peut contribuer à la séquestration du carbone, bien que les avantages soient modestes par rapport à d'autres SCBN

Selon les estimations du *Rapport d'inventaire national* du Canada, les arbres urbains ont éliminé en moyenne 4,3 Mt éq CO<sub>2</sub>/an entre 1990 et 2018 (ECCC, 2022b). Les forêts urbaines peuvent également contribuer à la réduction des émissions de GES en diminuant le recours à la climatisation (Ville de Toronto, 2010). L'impact climatique de l'augmentation du couvert végétal urbain varie d'une ville à l'autre en fonction de la capacité de stockage du carbone des espèces sélectionnées; de l'énergie utilisée pour la plantation, l'entretien et l'irrigation; et de l'effet net potentiel des arbres sur la température locale de l'air (Ryan *et al.*, 2010). Aux États-Unis, on a constaté que les arbres urbains stockaient en moyenne 76,9 t C/ha/an (Nowak *et al.*, 2013). Drever *et al.* (2021) ont quant à eux estimé que les arbres urbains au Canada séquestrent annuellement 2,12 t C/ha de couvert végétal en se basant sur les résultats des études américaines — voir p. ex. Nowak *et al.* (2013) — qui ont été adaptés pour refléter la saison de croissance plus courte du Canada. D'autres études ont révélé que les avantages de la séquestration du carbone liés à l'augmentation du couvert végétal en milieu urbain ont tendance à être modestes, surtout si l'on tient compte des coûts relativement élevés de la plantation et de l'entretien en milieu urbain (McGovern et Pasher, 2016). La séquestration du carbone peut alors être un objectif secondaire, bien que les arbres urbains soient associés à d'autres cobénéfices liés à la biodiversité, à l'adaptation au climat et à l'atténuation des effets des îlots de chaleur urbains (Ville de Toronto, 2010) (voir section 3.6.1).

### 3.3.3 Potentiel de séquestration du carbone des SCBN forestières au Canada

#### Le champ d'action des SCBN forestières au Canada est limité par des contraintes de faisabilité

La mise en œuvre des SCBN forestières est limitée par la superficie sur laquelle elles peuvent être déployées. Par exemple, le potentiel de reboisement est limité par l'étendue des terres historiquement recouvertes de forêts qui ont été ultérieurement converties à d'autres usages. Même si le potentiel théorique de restauration du couvert forestier est important au Canada — au vu de la superficie du territoire — il entre en conflit avec d'autres priorités de gestion des terres, ce qui limite la mise en œuvre. Fait notable : il serait probablement tout aussi difficile de pratiquer le boisement dans les prairies (Bárcena *et al.*, 2014) ou les tourbières (Zerva et Mencuccini, 2005) (qui représentent d'importants puits de carbone) que, par exemple, dans les terres cultivées (voir section 4.3). En outre, les déficits de régénération dans les terres précédemment boisées (en raison de la fréquence et de l'intensité des incendies) peuvent limiter le potentiel de restauration du couvert forestier (Kurz *et al.*, 2013).

Les possibilités de conservation sont également limitées par l'étendue des forêts menacées de déforestation et de conversion à d'autres usages. Théoriquement, toutes les zones forestières aménagées pourraient être converties à d'autres usages. En pratique toutefois, la plupart des zones forestières ne risquent pas d'être converties. Les taux annuels de déforestation restent faibles au Canada (RNCAN, 2020a) et la superficie forestière globale stable, ce qui laisse relativement peu de zones à risque de conversion des terres. Cependant, Drever *et al.* (2021) ont noté que, même si le taux de déforestation au Canada est faible par rapport aux pays tropicaux, il existe néanmoins un vaste potentiel d'atténuation par la conversion évitée qui éclipse, à court terme, le potentiel conféré par la restauration du couvert forestier.

La plupart des données existantes concernant les zones se prêtant à de telles pratiques proviennent de forêts aménagées. Or, ces zones forestières sont soumises à des contraintes biophysiques et socioéconomiques, qui en limitent le potentiel. La superficie potentielle de restauration des forêts utilisée dans les études mondiales qui incluent le Canada peut donc tenir compte de zones de forêts non aménagées qui ne sont pas actuellement prises en compte dans les processus de modélisation. Par ailleurs, Drever *et al.* (2021) ont estimé de façon prudente que seulement 3,8 Mha pourraient faire l'objet d'une activité de restauration du couvert forestier après avoir tenu compte des contraintes biophysiques potentielles (c.-à-d. en limitant la superficie potentielle aux sites situés à moins d'un kilomètre d'une route pour en faciliter l'accès, et en excluant les sites ayant un faible taux de croissance potentiel).

### Les modifications de l'albédo compensent une partie des avantages de l'extension des zones forestières sur le plan de l'atténuation des changements climatiques

L'effet global de la restauration du couvert forestier sur les équivalents de CO<sub>2</sub> peut être considérablement influencé par les changements de l'albédo, c'est-à-dire la proportion de lumière réfléchi par la surface de la Terre. C'est particulièrement vrai au Canada, où l'augmentation du couvert forestier réduit la réflectivité de la surface (en particulier au-dessus de la couverture neigeuse), ce qui entraîne un plus grand réchauffement de la surface (NASEM, 2019). Ainsi, dans les zones boréales, le boisement peut avoir un effet de réchauffement qui annule les effets de refroidissement dus à la réduction des émissions de CO<sub>2</sub> des forêts. Dans les zones tempérées, les effets dépendent d'une multitude de facteurs, notamment le type de végétation (p. ex. les feuillus, qui ont un albédo plus élevé en hiver que les conifères); l'étendue et le moment de la couverture neigeuse ainsi que la pente et son aspect (soit la direction de la face de la pente) (NASEM, 2019). Drever *et al.* (2021) ont estimé les conséquences sur les flux en éq CO<sub>2</sub> des changements d'albédo causés par l'exploitation forestière, c'est-à-dire les changements d'albédo entre la forêt intégrale, la forêt nouvellement défrichée, la forêt en régénération et la conservation des vieux peuplements par rapport au statu quo. Dans les années qui suivent immédiatement une récolte, les effets sur l'albédo sont plus importants, persistent plus longtemps dans un contexte d'affectation différente des terres et sont plus spectaculaires à la suite de changements touchant les peuplements de conifères passé la limite de la neige au sol (Cherubini *et al.*, 2012; Holtmark, 2015).



Selon des estimations récentes, les SCBN forestières pourraient séquestrer cumulativement jusqu'à 783 Mt éq CO<sub>2</sub> au Canada entre aujourd'hui et 2050, en tenant compte des changements d'albédo

Drever *et al.* (2021) ont évalué le potentiel à l'échelle nationale de quatre catégories générales de SCBN forestières : gestion forestière améliorée, conversion évitée, restauration du couvert forestier et maintien et augmentation du couvert urbain (tableau 3.2). Ces estimations révèlent clairement un certain potentiel pour toutes ces catégories, bien que la séquestration nette ne se produise principalement que de manière cumulative après 2030 moyennant certaines plages importantes d'incertitude, à l'exception de la conversion évitée des forêts. Le scénario de *gestion forestière améliorée* combinait les impacts modélisés d'une réduction de 10 % de la récolte annuelle totale<sup>15</sup>, une augmentation de 10 % des taux de croissance après la récolte, et une réduction de 10 % du brûlage des résidus après une coupe à blanc, tout en supposant une utilisation allant jusqu'à 50 % des résidus post-récolte pour la production de bioénergie. Le potentiel de réduction des émissions de ce changement modélisé de l'aménagement forestier est d'environ 7,9 Mt éq CO<sub>2</sub>/an en 2030 (Drever *et al.*, 2021).

La même étude a estimé une *conversion évitée* de 20 143 ha/an jusqu'en 2030 par rapport à un scénario de statu quo, en tenant compte à la fois des changements d'albédo et d'émissions de tous les réservoirs de l'écosystème forestier liés à la conversion et à l'abandon de la séquestration. Si l'on tient compte des émissions de GES évitées, de la perte évitée de séquestration du carbone forestier et des changements d'albédo dus à la modification de la couverture terrestre, cette SCBN pourrait permettre d'atténuer cumulativement 26,3 Mt éq CO<sub>2</sub> entre 2021 et 2030 (Drever *et al.*, 2021).

En ce qui concerne la restauration du couvert forestier, Drever *et al.* (2021) ont inclus la conversion de zones non forestières (< 25 % de couvert forestier) en zones forestières (> 25 % de couvert forestier) là où il y avait historiquement des forêts, et ont exclu la plantation d'arbres après la récolte — une obligation légale au Canada. La restauration de la couverture forestière (par l'établissement d'essences d'arbres indigènes uniquement là où les arbres constituent la végétation naturelle) a un potentiel d'atténuation limité en 2030 de < 0,1 Mt éq CO<sub>2</sub>/an, mais confèrera in impact plus marqué après plusieurs décennies de croissance (Drever *et al.*, 2021).

<sup>15</sup> Ce résultat a été obtenu par la sauvegarde des peuplements les plus anciens prévus pour la récolte. Il ne s'agit pas seulement d'une réduction de la récolte dans les forêts anciennes, mais d'une réduction de la récolte en général.

**Tableau 3.2 Potentiel de séquestration des SCBN forestières, tel qu'estimé par Drever *et al.* (2021), et niveau confiance exprimé par le comité**

Type de SCBN	De nos jours à 2030		De nos jours à 2050		Confiance du comité	
	Annuellement (en 2030) (Mt éq CO <sub>2</sub> /an)	Cumulativement (2021-2030) (Mt éq CO <sub>2</sub> )	Annuellement (en 2050) (Mt éq CO <sub>2</sub> /an)	Cumulativement (2021-2050) (Mt éq CO <sub>2</sub> )	Flux	Superficie potentielle
<b>Amélioration des pratiques de gestion forestière<sup>16</sup></b>	7,9 (-15,6 à 31,4)	-9,7 (-95,3 à 381,3)	27,9	471,4	Limités	Modérée
<b>Conversion évitée des forêts</b>	3,8 (3,0 à 4,5)	26,3 (24,0 à 28,7)	1,1	63,3 (60,5 à 66,2)	Limités	Modérée
<b>Restauration de la couverture forestière</b>	0,05 (-2,0 à 2,0)	-2,9 (-5,6 à -0,1)	24,9 (-11,5 à 61,0)	242,7 (168,2 à 317,1)	Modérés	Élevée
<b>Maintien et accroissement du couvert végétal urbain</b>	0,2 (0,1 à 0,6)	0,9 (-0,4 à 2,2)	1,6 (1,1 à 2,2)	18,5 (9,8 à 27,2)	Élevés	Élevée

Source des données : Drever *et al.* (2021)

La conversion évitée des forêts est estimée à un taux de 30689 ± 2085 ha/an sur la base d'un scénario de statu quo. L'estimation de la gestion forestière suppose : (i) une réduction de 10 % de la récolte prélevée sur des forêts anciennes par rapport au statu quo; (ii) une augmentation de 10 % des taux de croissance des forêts se régénérant après la récolte; (iii) l'évitement du brûlage des résidus post-récolte dans la forêt; et (iv) l'utilisation, à hauteur de 50 %, des résidus de récolte pour la bioénergie (Drever *et al.*, 2021). Le reboisement consiste à planter des arbres « là où il y avait historiquement un couvert forestier, et exclut la plantation d'arbres après la récolte forestière » (Drever *et al.*, 2021). Les estimations étaient à l'origine exprimées en Tg éq CO<sub>2</sub>/an. Le comité a indiqué son niveau de confiance dans ces estimations en attribuant des cotes à la fois pour les flux de GES et la superficie potentielle utilisés par Drever *et al.* (2021) pour calculer le potentiel d'atténuation. Voir l'annexe pour plus d'information sur l'échelle de confiance du comité.

## Les récentes estimations nationales du potentiel d'atténuation comportent certaines incertitudes sous-jacentes

Des incertitudes sous-tendent les estimations récentes de Drever *et al.* (2021). Les facteurs qui n'ont pas été pris en compte dans l'incertitude de l'ensemble de données comprennent les réponses régionales aux changements climatiques, les

16 Drever *et al.* (2021) ont simulé la mise en œuvre d'une gestion forestière améliorée de 2021 à 2050, dans une hypothèse où la mise en œuvre des autres SNCB s'arrête en 2030. Par conséquent, leurs résultats concernant la séquestration annuelle en 2050 et la séquestration cumulative pour 2021-2050 ne sont pas comparables entre les SCBN.

interactions entre les écosystèmes et la gamme plus large de mesures SCBN disponibles pour la mise en œuvre. Les effets futurs des changements climatiques ont également été exclus : en effet, les changements de température et de précipitations peuvent être moins problématiques lors de la modélisation des effets sur la croissance des forêts à court terme, mais on s'attend à ce que les perturbations naturelles telles que les incendies et les épidémies d'insectes changent de manière substantielle. On a constaté que les différences de température et de disponibilité de l'eau ont un impact sur la croissance des forêts et l'accumulation du carbone dans le sol à l'échelle décennale (D'Orangeville *et al.*, 2016; Ziegler *et al.*, 2017). Les pertes potentielles pendant la plantation dues à la sécheresse ne sont pas entièrement évaluées dans les mesures. Drever *et al.* (2021) se sont appuyés sur une superficie moyenne d'incendies de forêt estimée à l'aide des données de 2007–2017, et n'ont pas simulé les infestations d'insectes malgré la grande superficie de forêt perturbée par ces organismes chaque année (CAT, 2021) (voir figure 3.3).

Le scénario de *gestion forestière améliorée* modélisé par Drever *et al.* (2021) combinait les impacts de la conservation, de la régénération et de l'utilisation accrue du bois, et n'incluait pas les mesures de gestion proposées comme l'augmentation des rotations de récolte et l'éclaircie. Lorsqu'ils ont simulé la réduction du niveau de récolte, Drever *et al.* (2021) n'ont pas retenu une baisse de la récolte inférieure à 10 % par rapport aux niveaux historiques, en partie pour éviter la question des fuites. Par exemple, la quantité de fuites émanant des forêts mondiales basée sur une méta-analyse de 46 études par Pan *et al.* (2020) était de 40 %. Par conséquent, le potentiel de séquestration dans le volet conservation du scénario de *gestion forestière améliorée* de Drever *et al.* (2021) pourrait être réduit d'environ 40 % en raison des effets négatifs des fuites.

Le potentiel de séquestration estimé pour le scénario de *gestion forestière améliorée* comprend les émissions évitées grâce au remplacement de l'acier et du béton par des produits à base de bois à longue durée de vie, et au remplacement des combustibles fossiles par des carburants bioénergétiques provenant des résidus de récolte. Les émissions de combustibles fossiles évitées ont été maximisées en sélectionnant neuf installations bioénergétiques candidates distinctes à titre de remplacement (Drever *et al.*, 2021). Il s'agit là d'une approche méthodologique couramment utilisée, mais elle peut entraîner une surestimation des avantages de la substitution en raison de ce que l'on appelle l'effet de rebond — défini comme « l'écart entre la diminution de l'utilisation des ressources attendue d'une "éco-efficacité" accrue et l'utilisation réelle » (Holm et Englund, 2009).

## Les modèles globaux sont susceptibles de surestimer le potentiel d'atténuation des SCBN forestières au Canada

Les estimations de certaines SCBN dans le secteur forestier ont été modélisées dans des études d'agrégation mondiales utilisant une approche sectorielle. Au Canada, par exemple, le boisement et le reboisement ont été estimés comme ayant un potentiel de séquestration d'environ 102 Mt éq CO<sub>2</sub>/an entre 2015 et 2050 dans un scénario de modélisation rentable (Austin *et al.*, 2020; Roe *et al.*, 2021), et un potentiel de gestion forestière de 30 Mt éq CO<sub>2</sub>/an sur la même période. Bien que les modèles mondiaux aient utilisé un scénario rentable similaire (jusqu'à 100 \$/t éq CO<sub>2</sub>) à celui de Drever *et al.* (2021), les estimations ne sont pas facilement comparables à cette dernière étude — l'examen mondial n'ayant pu prendre en compte le contexte local, notamment les politiques et les réglementations, le financement, les obstacles techniques et géophysiques, ainsi que le potentiel de cobénéfices. En outre, l'agrégation des potentiels entre les secteurs ou les SCBN n'a pas toujours tenu compte des défis liés à l'allocation des terres et à la concurrence, ni de la possibilité que les impacts soient comptabilisés en double (p. ex. les émissions liées aux changements d'utilisation des terres) (Roe *et al.*, 2021).

### 3.4 Stabilité et permanence

#### Peu de limites biophysiques pèsent sur la séquestration continue du carbone forestier, bien que les taux de séquestration diminuent au fil du temps, avec la maturité des forêts

Certaines pratiques de gestion forestière améliorées (p. ex. une meilleure utilisation des résidus de récolte) peuvent être utilisées indéfiniment et fournir des avantages continus en termes d'émissions évitées. D'autres sont limitées par la dynamique et les étapes de la croissance des forêts et de l'absorption du carbone. Les taux de séquestration des forêts boréales plus anciennes (> 90 ans) permettent aux forêts de servir de puits de carbone au-delà de l'âge normal de récolte, bien que les taux d'accumulation de la biomasse diminuent avec l'âge (Framstad *et al.*, 2013; Prescott *et al.*, 2020). Si les forêts plus anciennes recèlent des stocks de COS et de matière organique morte plus importants, les variations des stocks de COS dues à l'âge nécessitent des recherches supplémentaires, et on ne sait pas encore s'ils s'accumulent indéfiniment plutôt que d'atteindre ultimement un état stable (Framstad *et al.*, 2013). Parallèlement, la stimulation de la croissance peut entraîner à terme la mortalité des arbres de la canopée, ce qui finira par annuler les gains de carbone (Brienen *et al.*, 2020). Si l'augmentation du CO<sub>2</sub> atmosphérique, de la température mondiale et des dépôts d'azote, ainsi que l'allongement des saisons de croissance favorisent bien la croissance des arbres, ces facteurs peuvent également entraîner à terme une plus grande mortalité (Erb *et al.*, 2016; Körner, 2017). De plus, il existe des limites relatives à la disponibilité

en eau dans certaines régions, ce qui est moins vrai dans d'autres (D'Orangeville *et al.*, 2016). Les contrôles de la productivité forestière par la limitation des nutriments peuvent également s'exercer au niveau régional par le biais du sol et de son matériau géologique original (Augusto *et al.*, 2017) — le stockage du COS étant influencé par les taux de météorisation (Slessarev *et al.*, 2022).

### Les effets des changements climatiques menacent la stabilité des puits de carbone forestiers, en particulier dans la forêt boréale

Les menaces qui pèsent sur les réservoirs de carbone forestier vont probablement s'intensifier au cours des prochaines décennies en raison des impacts des changements climatiques, tels que l'augmentation des risques d'incendie et de sécheresse et l'effet des agents biotiques comme les infestations d'insectes, en plus d'autres perturbations (Gauthier *et al.*, 2015; Anderegg *et al.*, 2020). Ainsi, on note que les risques d'incendie autour de la baie d'Hudson et dans le nord-ouest de la forêt boréale seront particulièrement élevés (Girardin et Terrier, 2015). Les augmentations prévues de la fréquence, de l'étendue et de la gravité des perturbations à hautes latitudes dans la forêt boréale nord-américaine, ainsi que les changements de productivité liés au climat, peuvent limiter le potentiel de cette dernière en tant que puits de carbone terrestre et représentent en fait un passif sur le plan de la rétroaction climatique du carbone (Hicke *et al.*, 2012; Bradshaw et Warkentin, 2015; Dymond *et al.*, 2016; Creutzburg *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2021b). Une meilleure compréhension des réservoirs de carbone des sols plus profonds et de leur réponse aux changements climatiques est nécessaire, étant donné leur importance en tant que stocks de carbone ayant une stabilité potentielle à plus long terme. Il existe en outre une incertitude quant à leurs réponses aux changements climatiques étant donné les modifications affectant les sources de carbone comme l'hydrologie (Kramer et Chadwick, 2018; Bowering *et al.*, 2022; Slessarev *et al.*, 2022; Weiglein *et al.*, 2022).

Les feux de forêt boréaux joueront un rôle clé dans la modification du bilan du carbone, car ils continuent d'augmenter en taille, en fréquence et en intensité (Walker *et al.*, 2019; Mack *et al.*, 2021). Il faut savoir que des réservoirs de carbone dans le sol se sont accumulés dans les forêts suite à une multitude d'incendies au fil des millénaires. Ayant évité jusqu'à présent la combustion puisqu'ils se trouvent sous la couche brûlée, ces réservoirs millénaires sont désormais menacés, les jeunes forêts (< 60 ans) connaissant une augmentation de la combustion du carbone hérité (Walker *et al.*, 2019). Un effet supplémentaire des feux de forêt sur les stocks de carbone, induit par les changements climatiques, a trait à la durée de la saison des incendies — : Turetsky *et al.* (2011a) ont constaté que lorsque la surface consumée annuellement était faible dans les peuplements d'épinettes noires de l'Alaska, la profondeur du brûlage de la biomasse au sol

augmentait à mesure que la saison des incendies progressait. Il existe des variations régionales notables dans le risque possible des impacts climatiques sur les stocks de carbone au Canada (p. ex. le risque de feux de végétation plus intenses est supérieur dans l'ouest du Canada comparativement à l'est). De l'avis du comité, les limites de la recherche sur les impacts possibles d'une augmentation de la fréquence et de l'intensité des incendies, ainsi que les changements moins abrupts, mais ayant une incidence sur les régimes de précipitations, compliquent les estimations du potentiel de séquestration du carbone des SCBN forestières.

### Les forêts sont vulnérables aux perturbations naturelles, mais peuvent s'adapter à des facteurs de stress croissants

La vulnérabilité des forêts aux perturbations naturelles dictées par le climat varie selon les régions et est influencée par les effets des interactions entre les processus écosystémiques (Forzieri *et al.*, 2021). L'activité du feu est déterminée par la composition de la végétation des forêts boréales et influence celle-ci en retour. Les changements d'espèces dominantes découlant d'un incendie intense — le remplacement des espèces de conifères à croissance lente comme l'épinette noire par des peuplements de feuillus, par exemple — sont susceptibles de compenser la combustion accrue du carbone du sol (Mack *et al.*, 2021). Alors que les conditions sèches et les intervalles courts entre les incendies peuvent dépasser la résilience des forêts boréales de conifères, les forêts de feuillus se révèlent plus résistantes à ces perturbations en raison d'une régénération asexuée rapide (Whitman *et al.*, 2019). De plus, ces forêts sont à même de favoriser des intervalles sans feu plus longs, une gravité moins importante des incendies et une propagation réduite du feu dans le paysage. De telles forêts pourraient constituer une rétroaction négative ou stabilisatrice du réchauffement climatique en maintenant les réservoirs de carbone plus longtemps et en augmentant l'albédo découlant de tout passage de la croissance des conifères à celle des feuillus (Mack *et al.*, 2021).

Les tempêtes et les événements dus au vent peuvent également avoir un impact sur le cycle du carbone dans les forêts, car ces perturbations réduisent l'impact du puits de carbone forestier (Seidl *et al.*, 2017). La fréquence, la durée et l'intensité des épisodes de vent ont un effet direct sur les perturbations forestières, tout comme la durée et l'intensité de la neige et de la glace. Toutefois, alors que les épisodes de glace et de neige sont généralement susceptibles de diminuer en raison de conditions plus chaudes, la fréquence et la durée des épisodes de vent risquent fort de persister, voire de croître (Cheng *et al.*, 2007; Peltola *et al.*, 2010; Seidl *et al.*, 2017). Les perturbations naturelles peuvent avoir un impact plus immédiat sur la biomasse forestière et le stockage du carbone, tandis que la restauration du couvert forestier améliore la séquestration du carbone à plus long terme.

Les perturbations causées par les insectes représentent également un risque croissant pour les réserves de carbone forestier. Depuis 1990, les infestations de dendroctone du pin ponderosa, de dendroctone de l'épinette, de l'arpenteuse de la pruche et des défoliateurs du tremble ont eu des répercussions importantes sur les forêts aménagées au Canada (Stinson *et al.*, 2011) (voir figure 3.3). Les infestations d'insectes abaissent l'âge moyen des forêts et entraînent une diminution du taux d'accumulation du carbone dans la biomasse (ECCC, 2020c). Les infestations d'insectes de faible intensité peuvent quant à elles accroître la mortalité des arbres sur de vastes zones, ce qui, en retour, augmente les émissions dues à la décomposition (ECCC, 2020c). Notons toutefois que l'impact des insectes sur les réservoirs de carbone du sol nécessite des recherches supplémentaires.

### 3.5 Faisabilité

#### Les changements d'utilisation des sols se heurtent à davantage d'obstacles à la mise en œuvre que les changements de pratiques de gestion forestière

Les défis de faisabilité se posant à l'endroit des SCBN forestières découlent de divers facteurs, notamment l'accès aux terres, la cohérence avec les pratiques actuelles de récolte du bois et de gestion forestière, et les conflits potentiels avec d'autres objectifs de gestion des terres publiques (Gaboury *et al.*, 2009; Gauthier *et al.*, 2015; NASEM, 2019). La disponibilité limitée de terres à convertir, les fuites, le risque de perturbations et les obstacles économiques et comportementaux peuvent tous entraver l'adoption complète des SCBN forestières (NASEM, 2019), le degré de faisabilité variant toutefois selon le type. De nombreuses pratiques de gestion forestière pertinentes, notamment la régénération forestière et la plantation d'arbres, ont été largement déployées, et les connaissances portant sur leur mise en œuvre peuvent être appliquées dans divers contextes (Ville de Toronto, 2010; Austin *et al.*, 2020). Les SCBN forestières impliquant des changements dans l'utilisation des terres (p. ex. la restauration du couvert forestier) sont cependant susceptibles de faire face à des obstacles plus importants dans la mise en œuvre que ceux associés aux terres disponibles pour la conversion (NASEM, 2019).

D'autres obstacles à la mise en œuvre des SCBN forestières sont liés aux PLR, comme la tendance de l'industrie de la construction à utiliser l'acier et le béton plutôt que les produits du bois à des fins structurelles (Gosselin *et al.*, 2016; Howard *et al.*, 2021). Parmi les facteurs de motivation d'importance, mentionnons l'utilisation d'une ressource durable pour aider à atténuer les changements climatiques (Himes et Busby, 2020). Parallèlement, les obstacles à l'utilisation du bois incluent les codes de construction, l'expertise limitée des ingénieurs et des architectes en matière d'utilisation du bois dans les structures hautes, les préoccupations liées à la durabilité des matériaux et le manque d'approvisionnement en bois lamellé-croisé ou pour d'autres matériaux de construction en bois évolués (Gosselin *et al.*, 2016). De l'avis du comité, la capacité des producteurs de bois à s'attaquer à ces obstacles et à encourager l'utilisation des produits ligneux, ainsi que les facteurs socioéconomiques mondiaux, détermineront en fin de compte si l'utilisation du bois dans la construction augmente ou diminue.

### 3.5.1 Coûts des SCBN forestières

#### Il existe différentes méthodes pour estimer les coûts de mise en œuvre des SCBN forestières

Les coûts de mise en œuvre des SCBN dans les forêts aménagées peuvent être sur- ou sous-estimés en raison de nombreux facteurs, notamment la méthode d'estimation employée (voir encadré 3.1), les exigences en matière de récolte, les fuites et les effets dynamiques (p. ex. l'évolution des prix des produits forestiers dans le temps). Tous les modèles explorant ces coûts sous-entendent des hypothèses, qui portent notamment sur les coûts des produits de base, les délais de mise en œuvre et les effets de rétroaction futurs du marché. Les études de coûts dans le secteur forestier canadien utilisant une approche *ascendante* peuvent aboutir à des sous-estimations parce qu'elles excluent les prix et les effets de marché intersectoriel (Lemprière *et al.*, 2017). Les modèles ascendants peuvent aussi surestimer les coûts du carbone par tonne dans les modèles de mise en œuvre avec échelle de temps pluriannuelle, car le coût des produits de base passe d'une demande de pâte et de papier à des PLR à plus longue durée de vie (Lemprière *et al.*, 2017).





### Encadré 3.1 Approches de l'analyse des coûts

Les coûts de l'adoption des SCBN forestières peuvent être estimés à l'aide de trois approches générales :

- **Les approches ascendantes** reposent sur le calcul des coûts des changements de gestion proposés en simulant les augmentations de coûts à partir d'une base de référence découlant de la stratégie proposée (Richards et Stokes, 2004). Cette approche peut tenir compte des variations régionales des coûts et a été utilisée par Drever *et al.* (2021).
- **Les études d'optimisation** permettent d'optimiser la valeur actuelle nette des opérations si les exploitants touchent une compensation financière pour les réductions de GES par rapport au niveau de référence (c.-à-d. qu'on suppose un prix à payer pour le carbone et on permet aux entreprises d'optimiser en fonction de ce prix). L'approche d'optimisation devrait aboutir au niveau de séquestration du carbone pouvant être atteint pour un prix donné, et peut être réoptimisée au fil du temps, mais les stratégies ne sont pas comparables entre les différentes utilisations des terres et les différentes régions (Richards et Stokes, 2004).
- **Les approches économétriques** impliquent quant à elles l'analyse d'études de cas précis portant sur les demandes des propriétaires fonciers et des utilisateurs (Richards et Stokes, 2004). Ces études révèlent comment les propriétaires fonciers et les gestionnaires ont historiquement ajusté l'utilisation des terres en fonction des prix du carbone, contrairement à l'approche d'optimisation, qui modélise la maximisation des profits. Des études économétriques ont été utilisées pour estimer les coûts des SCBN forestières à l'échelle internationale; de l'avis du comité, des recherches supplémentaires sont nécessaires à l'analyse au Canada.

### Les pratiques de gestion forestière à long terme pourraient coûter moins de 70 \$/t éq CO<sub>2</sub> d'ici 2030

Lemprière *et al.* (2017) ont estimé que les stratégies d'atténuation des émissions forestières à long terme au Canada pourraient entraîner une réduction moyenne de 16,5 Mt éq CO<sub>2</sub>/an, à des coûts estimés inférieurs à 50 \$/t éq CO<sub>2</sub>. Par ailleurs, Drever *et al.* (2021) ont estimé un coût total de 2,6 milliards de dollars, soit environ



« il serait possible d'atténuer les émissions forestières d'ici 2030 à un coût inférieur à 70 \$/t éq CO<sub>2</sub>, bien que l'incertitude quant au potentiel d'atténuation soit assez importante. »

260 millions de dollars par an en moyenne — le coût moyen étant de 16 \$/t éq CO<sub>2</sub> pour l'amélioration des pratiques de gestion forestière entre 2021 et 2030<sup>17</sup>, pour une réduction des émissions de 9,7 Mt éq CO<sub>2</sub>/an. Selon cette dernière analyse, il serait possible d'atténuer les émissions forestières d'ici 2030 à un coût inférieur à 70 \$/t éq CO<sub>2</sub>, bien que l'incertitude quant au potentiel d'atténuation soit assez importante (l'intervalle de confiance à 95 % variant de < 0 à > 30 Mt éq CO<sub>2</sub>/an) (Drever *et al.*, 2021). L'amélioration des pratiques de gestion forestière menées par les communautés autochtones — comme la modification des pratiques d'exploitation et la diminution de la déforestation — peut générer des

crédits de carbone, que ces communautés sont ensuite libres de vendre à des acheteurs, compensant ainsi les émissions et renforçant les investissements autochtones dans la gestion des écosystèmes (encadré 3.2). Une telle opportunité peut également représenter une avenue viable pour accroître la superficie potentielle de ces SCBN.



### Encadré 3.2 Programmes de crédits de carbone forestier dirigés par des Autochtones

De nombreuses communautés autochtones du Canada s'intéressent aux avantages économiques connexes de la mise en œuvre des SCBN sur leurs territoires traditionnels (Townsend *et al.*, 2020). Les bénéfices de la vente de crédits de carbone — développés par les communautés autochtones en collaboration avec les gouvernements provinciaux et territoriaux — peuvent être réinvestis dans ces communautés pour aider à financer les pratiques d'intendance et de gestion des terres. Bien que de tels accords soient relativement récents au Canada, il existe plusieurs cas où les Premières Nations ont mis en œuvre avec succès des pratiques de gestion forestière visant à générer des avantages économiques tout en améliorant la durabilité et la santé des forêts.

(continue)

17 Voir la description du tableau 3.2.

(a continué)

Ainsi, les Premières Nations de la côte de la Colombie-Britannique ont signé un accord de partage des avantages atmosphériques avec le gouvernement de la Colombie-Britannique qui leur donne le droit comme la capacité de vendre des crédits de carbone (Coastal First Nations, 2020). La vente de crédits de carbone favorise l'autosuffisance économique des Premières Nations. Les crédits de carbone sont générés par des pratiques de gestion de l'écosystème dans la forêt pluviale de Great Bear — telles que l'évitement de la déforestation ou de la dégradation, la protection d'un plus grand nombre d'arbres par une exploitation moins fréquente ou plus prudente, ainsi que le boisement et la replantation de forêts là où elles ont été supprimées (Coastal First Nations, 2020). La vente de crédits de carbone et la notion de marchandisation de la nature et des services écosystémiques constituent une question éthique que chaque Première Nation évalue pour elle-même.

Des initiatives similaires sont en cours dans d'autres provinces. Au Manitoba, la Première Nation de la rivière Poplar a conclu une entente de partage du carbone avec le gouvernement provincial, en plus de mettre en place un système de comptabilité du carbone de l'écosystème (Townsend *et al.*, 2020). Enfin, dans la région du nord-est de l'Ontario, la société Wahkohtowin Development GP Inc. a été mise sur pied par trois Premières Nations pour promouvoir les opportunités économiques stratégiques, y compris la mise en œuvre de stratégies d'action climatique axées sur le carbone forestier (Townsend *et al.*, 2020; Wahkohtowin Development GP Inc., s.d.).

Les coûts du reboisement et de la conversion forestière évitée sont plus élevés que ceux de l'amélioration de la gestion des terres. Alors que la plupart des conversions forestières évitées concernent les terres agricoles, d'autres conversions évitées — y compris les contraintes sur le développement des infrastructures et les industries extractives — sont susceptibles de coûter plus de 100 \$/t éq CO<sub>2</sub> en raison d'un ensemble de facteurs économiques, sociaux et réglementaires (Drever *et al.*, 2021). Drever *et al.* (2021) ont calculé que le coût moyen de la conversion des forêts en terres cultivées était d'environ 2 000 \$/ha et de 2 500 \$/ha dans l'ouest et l'est du Canada, respectivement. Les coûts supplémentaires liés à la gestion des forêts non converties (p. ex. par l'éclaircie; la lutte contre les ravageurs et les incendies) n'ont pas été inclus. D'ici 2030, la séquestration d'environ 2,3 Mt éq CO<sub>2</sub>/an, soit environ 97 % de l'atténuation totale découlant de la conversion évitée des terres agricoles, pourrait être réalisée à un coût inférieur à 50 \$/t éq CO<sub>2</sub>, tandis que le coût de la

conversion évitée des terres non agricoles est estimé à au-delà de 100 \$/t éq CO<sub>2</sub> (Drever *et al.*, 2021). Les décisions liées à la restauration du couvert forestier peuvent être affectées par la valeur du maintien des terres dans un état plus flexible, l'évaluation des décisions de changement d'utilisation des terres à l'interface agriculture-forêt pouvant être complexe (Yemshanov *et al.*, 2015).

L'exclusion de zones de récolte à des fins de conservation pourrait entraîner une augmentation des coûts en raison d'une dispersion des sites de coupe sur de plus grandes superficies, d'une diminution de l'efficacité du transport et d'une augmentation du temps moyen consacré au chargement du bois récolté (Lemprière *et al.*, 2017). Les coûts des interventions de gestion dépendent également de l'emplacement et de l'accessibilité. Par exemple, les coûts d'atténuation des perturbations naturelles dans les zones éloignées de la forêt boréale ne sont souvent pas économiquement viables (Gauthier *et al.*, 2015); pourtant les pratiques de gestion des écosystèmes dans les zones éloignées pourraient jouer un rôle important au-delà de notre compréhension actuelle de la faisabilité économique (encadré 3.1).

### La variation régionale des coûts d'investissement initiaux a un impact sur le potentiel d'atténuation de la restauration du couvert forestier

La restauration du couvert forestier est considérée comme l'une des mesures d'atténuation des GES les moins intensives sur le plan économique (Nabuurs et Masera, 2007), mais l'investissement économique initial requis peut être un facteur décisionnel important (Boucher *et al.*, 2012). L'assurance de l'accès aux zones ciblées pour la restauration du couvert forestier, y compris la construction et l'entretien des routes, est également à même de nécessiter des dépenses importantes tout en générant des émissions qui réduiraient les avantages globaux de l'augmentation de la couverture arborée (Gaboury *et al.*, 2009; Boucher *et al.*, 2012). Le rétablissement du couvert forestier comporte à la fois des coûts initiaux de mise en œuvre et des coûts ultérieurs ayant trait à la renonciation et à la valeur foncière (Drever *et al.*, 2021). En se fondant sur les coûts moyens fournis par les provinces et les territoires, Drever *et al.* (2021) ont estimé que les coûts initiaux comprennent les coûts de préparation du site pour la restauration du couvert forestier (soit 700 \$/ha), les coûts d'entretien (soit 600 \$/ha), et les coûts d'ensemencement, qui varient de 900 \$/ha (pour les forêts de conifères à aiguilles) à 2 000 \$/ha (pour les forêts de feuillus à feuilles larges). Dans les forêts de conifères à aiguilles, les coûts de plantation ont été estimés entre 730 et 1 200 \$/ha, des coûts qui augmentent avec le changement de pente. De même, dans les forêts mixtes, les coûts de plantation sont estimés entre 865 et 1 100 \$/ha, tandis que les coûts associés aux forêts de feuillus sont estimés à 1 000 \$/ha (Drever *et al.*, 2021). Bien que les coûts de restauration du couvert forestier

soient sujets à des variations régionales, une étude réalisée en 2005 a révélé que des prix du carbone de 10 \$/t CO<sub>2</sub> ou plus encourageraient les investissements dans le boisement dans la plupart des régions du Canada (Yemshanov *et al.*, 2005). Cette estimation est proche — bien qu'inférieure — à celle des 15 à 20 \$/t CO<sub>2</sub> qui se fonde les estimations ci-dessus des coûts individuels et d'une biomasse moyenne à 165 t CO<sub>2</sub> dans les forêts matures du Canada (Penner *et al.*, 1997).

### Les coûts liés à l'augmentation du couvert végétal urbain sont élevés par rapport à d'autres SCBN forestières

Dans l'analyse de Drever *et al.* (2021), l'augmentation du couvert végétal urbain ne s'est pas avérée être une stratégie rentable de séquestration du carbone, le coût marginal de réduction (CMR) moyen ayant été calculé à 150 \$ (Cook-Patton *et al.*, 2021). La plantation et l'entretien des forêts urbaines peuvent en effet exiger beaucoup de ressources et une gestion lourde, notamment en ce qui touche l'élagage (Ryan *et al.*, 2010; McGovern et Pasher, 2016). Drever *et al.* (2021) n'ont trouvé aucune opportunité d'atténuation avec cette SCBN à un coût inférieur à 100 \$/t éq CO<sub>2</sub> — une fois inclus les coûts initiaux pour les jeunes arbres, l'élagage et l'entretien continus des arbres. Voilà qui ne tient cependant pas compte de la valeur des autres cobénéfices des arbres urbains et des espaces verts, comme l'atténuation des effets d'îlot de chaleur urbain et des canicules. C'est ainsi que cette SCBN pourrait quand même se révéler une stratégie importante dans certaines zones urbaines.

### Les coûts des SCBN forestières incluent les droits de propriété, les fuites de carbone et d'autres considérations

De nombreux facteurs de complication sont souvent exclus des modèles d'estimation des coûts des changements dans les pratiques de récolte et de gestion forestières. Une évaluation complète des coûts des SCBN dans le secteur forestier devrait donc tenir compte des exigences de production ou de *régularité des flux* pour les usines (qui ont besoin de flux de bois stables pour rester économiquement viables), des droits de propriété du carbone forestier, des effets dynamiques tels que l'évolution des prix des produits forestiers dans le temps, et des coûts transactionnels liés à l'élaboration, à la mise en œuvre, à la passation de contrats et à la surveillance des SCBN (Boyland, 2006; Lieffers *et al.*, 2020). De l'avis du comité, la mesure des coûts rapportée dans Drever *et al.* (2021) ne permet pas de percevoir clairement comment l'estimation est affectée par les exigences de flux régulier. La dynamique entre les usines et les forêts suggèrent quant à elle que les exigences des usines limitent la capacité des gestionnaires forestiers à mettre en œuvre les SCBN, augmentant ainsi leurs coûts.

Les fuites d'émissions entre régions ou pays sont un autre facteur de complication à même d'augmenter considérablement le coût de la séquestration du carbone par les SCBN forestières. Les fuites de carbone — soit l'augmentation ou la diminution involontaire des émissions de GES, à la fois dans le temps et dans l'espace — peuvent être considérées au niveau du projet, ainsi qu'à l'échelle régionale, nationale et mondiale (Watson *et al.*, 2000; Atmadja et Verchot, 2012; Pan *et al.*, 2020) (section 2.3.2). Les fuites peuvent se produire, par exemple, lorsqu'une réduction des niveaux de récolte dans une zone est compensée par une augmentation des niveaux de récolte dans une autre pour répondre à la demande. On a ainsi constaté que ce phénomène représentait environ 40 % des effets compensatoires, en moyenne, dans le secteur forestier (Pan *et al.*, 2020). De tels impacts peuvent également avoir des effets dynamiques — une réduction de la production de bois et de PLR étant susceptible d'entraîner des changements de prix, qui rendent ensuite les réductions futures plus difficiles et plus coûteuses. Les politiques s'appliquant au carbone dans le secteur forestier sont potentiellement plus vulnérables aux fuites que d'autres secteurs en raison des marchés mondiaux des PLR (Kallio et Solberg, 2018). Bien que les risques précités puissent être gérés par des politiques climatiques et des prix du carbone harmonisés, ainsi que par une planification à long terme et intégrée de l'utilisation des terres dans le secteur forestier (Pan *et al.*, 2020), de tels impacts ne sont pas pleinement pris en compte dans la plupart des estimations de coûts existantes.

### 3.5.2 Défis politiques et réglementaires

Les options et contraintes politiques dépassent largement le cadre du présent rapport; toutefois, le comité a examiné certaines approches pour combler les lacunes politiques en matière d'atténuation du carbone forestier. Des incertitudes subsistent quant à la conception de politiques et de programmes efficaces pour mettre en œuvre les SCBN, et la réglementation des pratiques de gestion forestière ne tient généralement pas explicitement compte du carbone (Hoberg *et al.*, 2016). Cependant, l'échelle d'atténuation qui peut être atteinte en mettant en œuvre des changements politiques et réglementaires est vaste par rapport aux effets compensatoires. À titre d'exemple, le Cheakamus Community Forest Offset Project en Colombie-Britannique concerne quelque 33 000 ha (CCF, 2019). Or, un changement de politique qui toucherait toute la récolte forestière couvrirait ~750 000 ha chaque année d'un bout à l'autre du Canada (RNCAN, 2020a).

La mise en œuvre des SCBN forestières au Canada peut être entravée par les limites des politiques et des cadres de gestion forestière actuels. Les politiques (p. ex. la Stratégie nationale sur la forêt du gouvernement du Canada) et les ententes volontaires (p. ex. l'Entente sur la forêt boréale canadienne) ont parfois été caractérisées comme des régimes de gestion à long terme pouvant ne pas

répondre aux défis dynamiques auxquels font face les forêts boréales (Thorpe et Thomas, 2007). De plus, les politiques axées sur l'industrie risquent d'être difficiles à renverser sans susciter un inconfort social et économique en raison de la dépendance à l'égard des investissements dans les secteurs et les infrastructures forestiers (Moen *et al.*, 2014; Skene et Polanyi, 2021). La mise en



La surveillance est nécessaire pour établir l'efficacité de toute SCBN mise en œuvre, tandis que les cadres de comptabilisation devraient être clairs et cohérents par rapport aux protocoles de l'Inventaire forestier national et le travail accompli dans les provinces et les territoires. »

œuvre des politiques pourrait toutefois devenir plus efficace au Canada si elle intégrait mieux les ressources forestières dans le cadre de la politique climatique (en favorisant l'utilisation du bois dans la construction) (Moen *et al.*, 2014; Himes et Busby, 2020; Ter-Mikaelian *et al.*, 2021). D'autre part, les pratiques normalisées de gestion forestière dans la région boréale pourraient être utilisées pour atteindre plus efficacement les objectifs climatiques mondiaux grâce à l'application de nouvelles mesures incitatives, à l'amélioration de la mesure des impacts du secteur forestier sur le climat et à l'élaboration d'exigences en matière de rapports qui s'alignent sur celles d'autres secteurs (Moen *et al.*, 2014).

Enfin, les programmes fédéraux, y compris le Fonds pour une économie à faibles émissions de carbone, peuvent alimenter financièrement la mise en œuvre des SCBN à l'échelle provinciale et territoriale. Par exemple, en Colombie-Britannique, le financement

fédéral du Fonds a été combiné aux investissements provinciaux pour consacrer 290 millions de dollars à la gestion du carbone forestier entre 2017 et 2022 (Gouv. de la C.-B., s.d.).

Contrairement aux États-Unis, le secteur forestier opère principalement sur des terres publiques au Canada, et par conséquent, l'élaboration de politiques forestières peut avoir des implications internationales. Un examen de la politique de gestion forestière en Colombie-Britannique a révélé que l'un des nombreux problèmes de faisabilité de l'intervention climatique dans les forêts est le mode de faire-valoir, qui permet le transfert de droits spécifiques pour une période désignée afin que le secteur forestier puisse exploiter et gérer le bois sur les terres publiques (Hoberg *et al.*, 2016). Toute politique qui propose des compensations financières pour la modification de la récolte, ou des pratiques de gestion pour séquestrer le carbone, peut donc avoir des répercussions sur le commerce international en raison de la nature publique de la foresterie au Canada. Par exemple, depuis que l'Accord sur le bois d'œuvre résineux de 2006 a expiré en 2015, les États-Unis et le Canada ont continué à se disputer sur l'importation de

produits de bois d'œuvre canadiens en raison d'allégations selon lesquelles les producteurs canadiens étaient subventionnés (AMC, 2022). Ces différends ajoutent aux incertitudes liées à la conception de programmes et de politiques visant à faciliter la mise en œuvre des SCBN. Les politiques et les programmes qui fourniraient efficacement les SCBN pourraient en effet être contestés en vertu des accords commerciaux et s'avérer par la suite improductifs ou même impossibles à mettre en œuvre.

### Le suivi et la comptabilisation peuvent contribuer à établir l'efficacité d'une SCBN forestière

La surveillance du secteur forestier au Canada pour satisfaire aux exigences internationales en matière de déclaration repose sur le Modèle du bilan du carbone du secteur forestier canadien (MBC-SFC3). Or, en raison de la nature de ce cadre comptable, une SCBN axée sur les actions évitées pour améliorer la séquestration n'aura pas d'incidence sur la déclaration nationale des réductions d'émissions (Drever *et al.*, 2021). L'application des cadres de surveillance et de comptabilisation peut coïncider avec la mise en œuvre des SCBN pour encourager l'adaptation des pratiques d'aménagement des terres (Drever *et al.*, 2021). L'inclusion de toutes les sources de carbone souterraines (p. ex. la dégradation des tourbières) et des émissions de carbone provenant de la gestion des forêts pourrait ainsi avoir un impact sur la création d'une politique de gestion du carbone (Carlson *et al.*, 2009). Cependant, des coûts de coassociation sont possibles si l'approche SCBN conduit à une augmentation du risque d'incendie de forêt et à des impacts connexes et/ou à une dépendance à une seule espèce pour le reboisement (Seddon *et al.*, 2020a).

Selon le comité, la surveillance est nécessaire pour établir l'efficacité de toute SCBN mise en œuvre, tandis que les cadres de comptabilisation devraient être clairs et cohérents par rapport aux protocoles de l'Inventaire forestier national et le travail accompli dans les provinces et les territoires (c.-à-d. les données utilisées pour mettre en œuvre le MBC-SFC3). Voilà qui permettrait de tirer parti des ressources considérables dont dispose l'Inventaire forestier national pour évaluer et, plus tard, réduire les incertitudes liées aux SCBN.

En outre, les gardiens autochtones peuvent combiner les compétences techniques de surveillance environnementale tirées de leur savoir traditionnel avec les protocoles scientifiques occidentaux pour fournir une surveillance précieuse au fur et à mesure que la terre se modifie, ce qui comprend les impacts des changements climatiques et des activités de développement industriel (SVA, 2016). À condition de disposer d'un financement suffisant, les gardiens pourront améliorer la qualité des activités de surveillance exercées sur leurs terres traditionnelles — la surveillance de l'eau et de la faune étant à même d'éclairer



la prise de décision sur la façon dont les ressources naturelles seront utilisées, conservées et développées. En outre, la surveillance et la protection des terres offrent des avantages sur le plan de la culture, notamment le respect des obligations culturelles de prendre soin de la terre et de l'eau (SVA, 2016).

## 3.6 Cobénéfices et compromis

### 3.6.1 Cobénéfices

#### La restauration des forêts réduit la fragmentation, préserve la biodiversité et a des effets positifs mesurables sur la qualité de l'air et de l'eau

Les forêts contribuent à une grande variété d'avantages environnementaux et sociaux, ainsi qu'à des services écosystémiques, que les SCBN peuvent amplifier. La restauration du couvert forestier a démontré des cobénéfices à long terme, notamment des impacts sur la biodiversité, la qualité de l'air et de l'eau, le contrôle des inondations, la réduction de l'érosion des sols, ainsi que leur fertilité (Griscom *et al.*, 2017). De telles pratiques sont à même de relier des forêts fragmentées, ce qui peut atténuer les pertes de carbone dues à la fragmentation et réduire la vulnérabilité des lisières forestières (Putz *et al.*, 2014). En général, les espèces boréales souffrent moins de la fragmentation que les forêts tempérées, peut-être en raison de la fréquence des perturbations naturelles. Les avantages des SCBN relativement à la biodiversité ne sont valables que dans la mesure où les espèces bénéficient d'une augmentation du couvert forestier non perturbé — les espèces qui se développent dans une forêt récemment perturbée pouvant en souffrir (McCarney *et al.*, 2008), tandis que d'autres espèces spécialisées risquent d'être sensibles à la fragmentation comme au changement d'habitat (Gauthier *et al.*, 2015; Harper *et al.*, 2015). La restauration du couvert forestier peut enfin contribuer à créer des corridors et des zones tampons pour la faune, permettant aux espèces de se déplacer entre des sections de forêt mieux établies (Harrison *et al.*, 2003).

L'amélioration de la gestion forestière et des pratiques de conservation peut aussi réduire l'intensité des incendies et fournir un habitat aux espèces dépendant des forêts anciennes et aux espèces de l'intérieur des forêts (Price *et al.*, 2020). Les pratiques de gestion des incendies peuvent inclure le passage d'une suppression totale du feu vers des pratiques de brûlage autochtones, avec à la clé les impacts et les avantages culturels qui y sont associés (voir encadré 3.3). Les SCBN qui conservent 70 % des peuplements ont permis de préserver efficacement la biodiversité de la plupart des espèces d'oiseaux forestiers dans les forêts de conifères du Nord, car elles maintiennent des corridors naturels (Price *et al.*, 2020). L'amélioration du couvert forestier urbain se révèle également bénéfique pour la

biodiversité. En effet, les vestiges de forêts naturelles dans les villes contribuent à la conservation des espèces d'oiseaux et de plantes indigènes, tandis que les composants de la forêt urbaine gérés de manière intensive — tels que les arbres de rue — fournissent un habitat supplémentaire pour les oiseaux (Filazzola *et al.*, 2019; Wood et Esaian, 2020). Enfin, certaines SCBN forestières peuvent également améliorer la qualité de l'air, ce qui profite aux collectivités voisines. La réduction du brûlage des résidus de récolte et des tas de rémanents, par exemple, évite les impacts négatifs sur la qualité de l'air (Nowak *et al.*, 2014).



### Encadré 3.3 Gestion autochtone des incendies

Les peuples autochtones ont une longue tradition d'utilisation du feu comme pratique d'aménagement des terres dans une variété de contextes. Le brûlage dirigé peut préserver le carbone stocké dans les grands arbres en détruisant les broussailles et en éliminant le combustible potentiel pour des incendies non contrôlés à plus grande échelle (Wiedinmyer et Hurteau, 2010). Cette pratique peut contribuer de manière appréciable à la gestion durable des forêts et à la séquestration du carbone, en fonction de l'écosystème concerné et de l'intervalle entre les feux (PICS, 2020b). Cela dit, les détenteurs du savoir autochtone se sont souvent vu refuser la possibilité d'élaborer des questions de recherche ou de contrôler les décisions subséquentes liées à la gestion forestière (Miller *et al.*, 2010; Christianson, 2015).

Il existe toutefois plusieurs exemples de programmes de gestion des incendies dirigés par des Autochtones à travers le pays. Ainsi, en 2006, la Première Nation de Pikangikum, dans le nord-ouest de l'Ontario, a signé le document de stratégie d'utilisation des terres de la forêt Whitefeather avec le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, entreprenant ainsi un processus communautaire de planification de l'utilisation des terres pour les 1,3 Mha de la forêt Whitefeather (Miller *et al.*, 2010). L'un des éléments de cette approche consistait à créer un climat dans lequel les aînés se sentaient à l'aise de partager leur expertise et leurs points de vue sur les traditions historiques de brûlage contrôlé, y compris la suppression des incendies, le brûlage dirigé et le rôle du feu en tant que source de renouvellement pour la terre — bien qu'il représente un risque pour les vies, les biens et la valeur des terres (Miller *et al.*, 2010).

(continue)

(a continué)

Après l'incendie de forêt d'Elephant Hill en 2017 — qui a ravagé près de 192 000 ha — huit bandes secwépemc ont formé le Elephant Hill Wildfire Recovery Joint Leadership Council en Colombie-Britannique, dans le but d'exécuter un plan triennal de restauration du territoire secwépemc endommagé (Wood, 2021). Ce projet de restauration dirigé par les Autochtones est axé sur la protection de la diversité des forêts en tant qu'infrastructures vivantes et sur le retour des pratiques culturelles de brûlage sur le territoire. Le Joint Leadership Council vise à créer un modèle de restauration forestière que d'autres Premières Nations pourront reproduire suite à un incendie sur leurs propres territoires (Wood, 2021).

Les nations autochtones participent activement à la gestion des incendies et aux services d'intervention d'urgence. L'élaboration d'outils décisionnels, y compris des instruments cartographiques géoréférencés, soutient actuellement les activités de la First Nations' Emergency Services Society, notamment en ce qui touche les initiatives de gestion des urgences et de formation aux incendies de forêt (FNESS, 2022).

## De nombreuses SCBN forestières présentent des avantages en matière d'adaptation au climat à mesure que celui-ci se réchauffe

La santé des forêts et les services écosystémiques qui leur sont associés sont menacés par la vitesse et l'ampleur des changements climatiques dans de nombreuses régions (Gauthier *et al.*, 2015) (voir section 3.3.2). Cependant, la modification des structures et des compositions forestières à l'aide de pratiques de gestion et de régénération des forêts est à même de tempérer leur sensibilité aux changements de température et de précipitations, ainsi qu'à d'autres types de perturbation (Seidl *et al.*, 2017). Aider les forêts à s'adapter en augmentant leur hétérogénéité et la diversité des espèces peut en effet renforcer la résilience, tout en contribuant à la conservation à long terme du carbone (Pukkala *et al.*, 2014; Gauthier *et al.*, 2015).

Les avantages pour la biodiversité et la résilience des forêts ont de bonnes chances d'être de plus en plus appréciés compte tenu des contraintes créées par les changements climatiques. Les données portant sur la forêt boréale suggèrent que l'aire de répartition de certaines espèces emblématiques, comme le caribou des bois et le grizzli, diminuera à long terme (Venier *et al.*, 2014). Le Canada pourrait être confronté à une dette d'extinction où les effets cumulés des pratiques de gestion et des changements climatiques contribuent à la perte d'espèces. Les impacts des changements forestiers sur la biodiversité sont principalement

étudiés à l'échelle du peuplement et du paysage, de sorte qu'une meilleure compréhension des changements régionaux et à l'échelle de l'écosystème est nécessaire pour évaluer les impacts globaux dans l'ensemble de la forêt boréale (Venier *et al.*, 2014). Voilà qui permettrait de réduire les effets négatifs potentiels découlant des changements climatiques pour la forêt boréale canadienne.

### 3.6.2 Compromis et autres impacts

#### L'augmentation de la productivité de la récolte peut être préjudiciable aux stocks de carbone à court terme

Les SCBN forestières ne sont pas toutes bénéfiques pour la biodiversité. L'accent mis sur la maximisation de la production de bois a fait en sorte que les pratiques de gestion forestière ont historiquement réduit la biodiversité comme la résilience des forêts dans de nombreux contextes (Venier *et al.*, 2014). Beaucoup de ces pratiques ont notamment réduit la diversité des espèces dans les forêts boréales, et les passages à des régimes de récolte plus intensifs (p. ex. pour augmenter le carbone stocké dans les réservoirs de PLR ou appuyer l'utilisation accrue de la bioénergie), ou à des pratiques de plantation réduisant la diversité des espèces par rapport aux forêts indigènes, sont susceptibles d'amplifier ces impacts (Venier *et al.*, 2014). Les pratiques de gestion forestière bénéfiques à la santé des forêts (c.-à-d. visant une productivité accrue) peuvent également être préjudiciables aux stocks de carbone à court terme. L'éclaircie des forêts, par exemple, est à même de réduire le risque d'incendies et d'infestations d'insectes, et augmenter la croissance des arbres individuels restants — mais elle diminue généralement les stocks de carbone par rapport aux peuplements non éclaircis (Ryan *et al.*, 2010). Certaines modélisations suggèrent toutefois que l'éclaircie pourrait maintenir ou améliorer les stocks de carbone et la séquestration à l'échelle de plusieurs décennies (Collalti *et al.*, 2018).

C'est dire que les échelles de temps applicables aux SCBN doivent être prises en considération, y compris lorsqu'on parle de l'utilisation des résidus de récolte pour la bioénergie. Les données à l'appui de l'investissement dans les PLR ou les biocarburants ne sont toutefois pas concluantes. Ainsi, la classification et l'utilisation accélérée des biocarburants forestiers pour atteindre les objectifs en matière d'énergie renouvelable dans l'Union européenne ont suscité des critiques autour du risque de libération d'une quantité de carbone deux ou trois fois plus importante dans l'atmosphère d'ici 2050 par gigajoule d'énergie finale (Searchinger *et al.*, 2018). Le biocarburant utilisé en Europe est souvent récolté sous forme de granulés de bois dans les forêts nord-américaines; or, l'augmentation de ces exportations peut en retour augmenter les émissions mondiales nettes de GES et diminuer la séquestration du carbone (Birdsey *et al.*,

2018a). Pour les réductions d'émissions à court terme (c.-à-d. entre 2030–2050), l'investissement dans les biocarburants (à l'exception des résidus de récolte) n'est pas réalisable, car la substitution de la biomasse aux combustibles fossiles augmentera initialement les émissions. En revanche, l'utilisation accrue de PLR à plus longue durée de vie peut procurer des avantages plus importants que la bioénergie lorsqu'elle remplace les produits actuels (Birdsey *et al.*, 2018a). La réduction des niveaux de récolte au Canada est à même d'améliorer l'élimination du CO<sub>2</sub> de l'atmosphère par les forêts, mais cette réduction diminuera également la disponibilité des PLR, ce qui aura par la suite un impact sur les avantages d'autres SCBN, comme le remplacement de matériaux à plus forte intensité d'émissions (p. ex. le ciment, l'acier) par des PLR (Smyth *et al.*, 2020).

### La mise en œuvre des SCBN forestières peut avoir des impacts socioéconomiques

Les impacts socioéconomiques locaux et régionaux des SCBN pourraient inclure des effets directs sur l'emploi dans les secteurs de la foresterie et de l'exploitation forestière, la fabrication de produits en bois, le transport et la production de



« Une gestion forestière améliorée est susceptible d'augmenter les possibilités d'emploi et les avantages socioéconomiques pour les collectivités dépendantes des forêts si des stratégies à long terme — et différenciées selon les régions — sont mises en œuvre. »

bioénergie, ainsi que sur l'intensité de la main-d'œuvre dans ces secteurs, en fonction des solutions déployées (Xu *et al.*, 2018b). La réduction de l'exploitation forestière a un coût socioéconomique potentiellement élevé en raison de la dépendance des collectivités locales à l'égard de l'industrie forestière; il pourrait donc y avoir une opposition publique, bien que des crédits de carbone puissent être offerts aux propriétaires fonciers pour les activités de conversion et de reboisement évitées (Galik *et al.*, 2012; Smyth *et al.*, 2020). Cependant, une gestion forestière améliorée est susceptible d'augmenter les possibilités d'emploi et les avantages socioéconomiques pour les collectivités dépendantes des forêts si des stratégies à long terme — et différenciées selon les régions — sont mises en œuvre (Elgie *et al.*, 2011; Xu *et al.*, 2018b). Certaines études suggèrent aussi que les crédits de carbone forestiers peuvent constituer une

incitation économique à réduire les récoltes et à allonger la durée des rotations, même à une valeur carbone relativement faible — un résultat principalement dû à l'inclusion d'une valeur temporelle du carbone (Elgie *et al.*, 2011).

### 3.7 Conclusion

La réussite de la mise en œuvre des SCBN dans les zones forestières du Canada dépendra de l'échelle de temps de la solution proposée, qu'elle vise la réduction des émissions ou la séquestration accrue du carbone. Les effets interactifs entre les interventions à court terme (p. ex. amélioration des pratiques de gestion forestière) et les interventions à long terme (p. ex. restauration du couvert forestier) doivent être pris en compte. En outre, les impacts des changements climatiques, comme l'intensité et la fréquence des incendies, ainsi que le réchauffement des températures et le changement des régimes de précipitations, affecteront la capacité des forêts à se régénérer suite aux perturbations et à s'adapter aux SCBN. Les incertitudes quant à l'étendue des réservoirs de carbone du sol et à l'ampleur des flux de carbone forestier dans les forêts aménagées et non aménagées, de même qu'aux réactions des forêts aux changements climatiques et aux modifications de l'albédo, rappellent la nécessité d'effectuer des recherches supplémentaires axées sur les régions pour évaluer la faisabilité de la mise en œuvre des SCBN dans les zones forestières du pays. La représentation régionale d'un bout à l'autre du Canada est nécessaire dans les mesures évaluant les stocks de carbone forestier, leurs flux et les valeurs témoin à utiliser, afin de réduire ces incertitudes. Il est également nécessaire de disposer de modèles fiables et prospectifs pour mieux estimer les coûts des SCBN, y compris les coûts de transaction et de surveillance, ainsi que les effets des fuites sur le marché. L'expertise, la conception et la surveillance des Autochtones par rapport aux SCBN appliquées sur leurs terres sont des éléments essentiels pour relever les défis de faisabilité de la mise en œuvre des SCBN forestières, en particulier dans les grandes régions forestières non aménagées du Canada.