

HEC MONTRÉAL

Évaluation et internalisation des externalités environnementales liées à l'industrie de la production de bois au Canada.

par

Margaux Christiany

Katalin Springel

HEC Montréal

Co-directrice de recherche

Justin Leroux

HEC Montréal

Co-directeur de recherche

Sciences de la gestion

(Spécialisation Économie Appliquée)

Mémoire présenté en vue de l'obtention

du grade de maîtrise

des sciences en gestion

(M. Sc.)

Avril 2025

© Margaux Christiany, 2025

Résumé

Ce mémoire vise à chiffrer et à internaliser les externalités environnementales liées à l'exploitation forestière canadienne afin d'estimer la valeur sociale d'un mètre cube de bois récolté. Partant du constat que les prix de marché ignorent des impacts majeurs (émissions de GES, perte de services écosystémiques, etc.), l'étude applique une analyse de cycle de vie élargie : chaque flux environnemental mesurable est converti en dollars grâce, notamment, au coût social du carbone. Les coûts sont regroupés en 3 catégories : les coûts directs de production, les coûts environnementaux directs et les externalités climatiques indirectes. L'agrégation de ces postes conduit à un bénéfice environnemental intégré d'environ 46,11 \$/m³ pour l'année 2020, contre un prix de vente moyen d'environ 292 \$/m³. Autrement dit, il s'avère que l'industrie du bois génère des externalités nettes positives si cette dernière s'accompagne de replantation d'arbres. Cela s'explique par le cycle du carbone et le fait que les jeunes arbres absorbent une quantité de carbone plus importante que les vieux arbres. On remarque donc qu'une part significative de la valeur sociale du bois correspond à des bénéfices climatiques et écologiques non capturés par le marché. Des analyses de sensibilité (variation du coût social du carbone, du taux d'actualisation, du calendrier de replantation) confirment la robustesse de ce résultat tout en montrant qu'une modification des hypothèses peut déplacer significativement le point d'équilibre, notamment pour le coût de séquestration différée. La méthode s'appuie sur des bases de données publiques et une conversion monétaire transparente, transposable à d'autres ressources.

Abstract

The aim of this paper is to quantify and internalize the environmental externalities associated with Canadian logging, in order to estimate the social value of a cubic meter of harvested wood. Starting from the observation that market prices ignore major impacts (GHG emissions, loss of ecosystem services, etc.), the study applies an extended life cycle assessment: each measurable environmental flow is converted into dollars thanks, in particular, to the social cost of carbon. Costs are grouped into 3 categories: direct production costs, direct environmental costs and indirect climate externalities. The aggregation of these items leads to an integrated environmental benefit of approximately \$46,11/m³ for the year 2020, compared to an average selling price of approximately \$292/m³. This can be explained by the carbon cycle and the fact that young trees absorb more carbon than old trees. It is therefore clear that a significant part of the social value of wood corresponds to climate and ecological benefits that are not captured by the market. Sensitivity analyses (variation in the social cost of carbon, discount rate, replanting schedule) confirm the robustness of this result, while showing that a change in assumptions can significantly shift the equilibrium point, particularly for the deferred cost of sequestration. The method is based on public databases and transparent monetary conversion, which can be transposed to other resources.

Table des matières

<i>Résumé</i>	<i>iii</i>
<i>Abstract</i>	<i>iv</i>
<i>Liste des tableaux et figures</i>	<i>vii</i>
<i>Liste des abréviations</i>	<i>viii</i>
<i>Remerciements</i>	<i>ix</i>
<i>Introduction</i>	<i>1</i>
<i>Chapitre 1 : Description du contexte et de l'industrie</i>	<i>3</i>
1.1 - Les forêts Canadiennes :	<i>3</i>
1.2 - Les forêts et le carbone :	<i>5</i>
1.3 - La gestion forestière :.....	<i>6</i>
1.4 - L'industrie de production des produits de bois :	<i>8</i>
<i>Chapitre 2 : Revue de littérature</i>	<i>10</i>
2.1 - Le Produit Intérieur Brut :.....	<i>10</i>
2.2 - L'indicateur de Progrès Véritable (IPV) :	<i>12</i>
2.3 - La comptabilité environnementale :	<i>13</i>
2.4 - La valeur économique totale :	<i>15</i>
2.5 - Les fonctions de dommages :	<i>17</i>
2.6 - Le coût social du carbone et la taxe carbone :	<i>18</i>
2.7 - Contribution à la littérature :.....	<i>20</i>
<i>Chapitre 3 : Méthodologie</i>	<i>21</i>
3.1 - L'analyse du cycle de vie :.....	<i>21</i>
3.2 - Description des coûts :.....	<i>24</i>
3.2.1 - Coûts directs de production :	<i>25</i>
3.2.2 - Coûts environnementaux directs :	<i>27</i>
3.2.3 – Externalités climatiques indirectes :	<i>38</i>
3.3 - Coût social du carbone :	<i>44</i>
<i>Chapitre 4 : Analyses et résultats</i>	<i>47</i>
4.1 - Calcul du coût final :	<i>47</i>
4.2 - Comparaison avec le prix de vente du bois :	<i>49</i>
4.3 - Analyses de sensibilité :	<i>51</i>
4.3.1 - Coût social du carbone :	<i>51</i>
4.3.2 - Coût de séquestration différée du carbone :	<i>53</i>
4.3.3 - Coûts des polluants atmosphériques :	<i>65</i>
<i>Chapitre 5 : Limites de l'étude</i>	<i>68</i>
5.1 - Limites méthodologiques :	<i>68</i>
5.2 - Limites liées aux données et valorisations monétaires :	<i>69</i>
5.3 - Limites empiriques et contextuelles :.....	<i>70</i>
5.4 - Limites structurelles :	<i>71</i>

<i>Conclusion</i>	73
<i>Annexe 1 : Calcul du coût des polluants atmosphériques (Code R)</i>	76
<i>Annexe 2 : Calcul du coût de séquestration différée du carbone (Code R)</i>	79
<i>Bibliographie</i>	88

Liste des tableaux et figures

Liste des tableaux :

Tableau 1 : Sommaire des coûts étudiés	24
Tableau 2 : Émissions liées aux forêts aménagées – Canada (2010-2020).....	28
Tableau 3 : Émissions de GES par m ³ de bois produit à partir de 7,1L de diesel-équivalent..	32
Tableau 4 : Prix par polluant atmosphérique (valeurs basses et hautes).....	36
Tableau 5 : Estimation des coûts de pollution par polluant	37
Tableau 6 : Taux net annuel de séquestration de carbone - Forêt Northern Lake States	40
Tableau 7 : Bénéfices associés à la substitution de matériaux par le bois	43
Tableau 8 : Valeurs annuelles du CS-GES en \$ CAN/tonnes.....	45
Tableau 9 : Coût total par m ³ de bois récolté pour l'année 2020	47
Tableau 10 : Comparaison prix de vente du bois et valeur sociale calculée	50
Tableau 11 : Sensibilité du coût total selon le CSC choisi.....	52
Tableau 12 : Comparaison des coûts associés aux 2 scénarios	55
Tableau 13 : Comparaison des coûts en fonction du taux d'actualisation choisi.....	56
Tableau 14 : Comparaison des coûts en fonction du CSC choisi.....	57
Tableau 15 : Coût total par m ³ de bois récolté pour l'année 2020 pour un CSC nul	58
Tableau 16 : Comparaison du coût par m ³ de tous les scénarios de sensibilité.....	64
Tableau 17 : Comparaison des coûts de pollution atmosphérique par scénario.....	65

Liste des figures :

Figure 1 : Carte des forêts aménagées au Canada (2020)	4
Figure 2 : Schéma expliquant le phénomène de photosynthèse	5
Figure 3 : Évolution de l'indice relatif du coût d'approvisionnement moyen sur 9 périodes..	26
Figure 4 : Scénario de base : plantation immédiate	42
Figure 5 : Scénario de sensibilité : 50% différé de 5 ans	54
Figure 6 : Comparaison scénario de base et scénario de sensibilité.....	54
Figure 8 : Scénario de sensibilité : taux d'accumulation constant (0,02 tC/ha/an).....	60
Figure 9 : Scénario de sensibilité : taux d'accumulation pour une forêt alternative.....	61
Figure 10 : Scénario de sensibilité : taux d'accumulation réduit de moitié.....	62
Figure 11 : Comparaison de tous les scénarios de régénération	62

Liste des abréviations

ACV = Analyse du Cycle de vie

\$CAN = Dollar Canadien

CMQ = Communauté Métropolitaine de Québec

CSC = Cout Social du Carbone

CSA = Canadian Standards Association

DICE = Dynamic Integrated model of Climate and the Economy

ECCC = Environnement et Changement Climatique Canada

EKC = Environmental Kuznet Curve

FSC = Forest Stewardship Council

FUND = Framework for Uncertainty, Negotiation, and Distribution

GES = Gaz à Effet de Serre

GPI = Genuine Progress Indicator

IAM = Integrated Assessment Model

ICC = Institut Climatique du Canada

IPV = Indicateur de Progrès Véritable

kt CO₂e = Kilotonnes de dioxyde de carbone équivalent

MBC-SFC3 = Modèle de Bilan du Carbone du Secteur Forestier Canadien

MEW = Measure of Economic Welfare

PAGE = Policy Analysis of the Greenhouse Effect

SEEA = System of Environmental-Economic Accounting

SEE-EA = System of Environmental-Economic Accounting – Ecosystem Accounting

SFI = Sustainable Forestry Initiative

SOPFEU = Société de Protection des Forêts contre le Feu

UICN = Union Internationale pour la Conservation de la Nature

UQO = Université du Québec en Outaouais

Remerciements

Je remercie chaleureusement mes deux codirecteurs, Pr. Katalin Springel et Pr. Justin Leroux, pour le temps qu'ils m'ont consacré tout au long de l'année, même à distance. Leur expertise — aussi bien méthodologique que spécifique aux différentes facettes de mon mémoire — m'a été précieuse : ils ont su me recentrer quand il le fallait, écouter mes interrogations, offrir des conseils avisés et me soutenir avec bienveillance, dissipant mes doutes à chaque étape. Merci pour cette présence constante et rassurante durant cette démarche de recherche et de rédaction.

Je remercie aussi Nicolas et Michèle, mes parents, qui n'ont cessé de me soutenir durant toutes mes années universitaires, et bien avant déjà. C'est à travers le désir de les rendre fiers que j'ai su trouver la motivation et l'engagement nécessaire pour mener à bien ce diplôme. C'est sans aucun doute à ce support inconditionnel, dans tous les aspects de mon quotidien, que je dois l'accomplissement de mon parcours universitaire et bien plus encore. Il m'est cher de remercier Lydia, ma grand-mère, qui m'a toujours encouragée à croire en moi et à dépasser mes craintes, quelles qu'elles soient. Elle m'a donné le courage de tracer mon propre chemin et de transformer mes centres d'intérêt en réalisations concrètes.

Enfin, je tiens également à remercier mes chers amis Baptiste, Paul et Adèle, qui auront été à mes côtés durant l'ensemble de mon parcours académique à HEC Montréal. En plus d'avoir été d'un soutien sans failles, ils ont été une source d'inspiration quotidienne, et moteurs de nombreux apprentissages personnels.

Introduction :

Les défis environnementaux occupent aujourd’hui une place centrale dans les préoccupations économiques, sociales et politiques mondiales. Selon le « *Global Risks Perception Survey 2024-2025* » publié par le Forum économique mondial, les enjeux environnementaux dominent les perspectives de risques globaux : quatre des cinq risques les plus graves à long terme identifiés pour la prochaine décennie sont environnementaux, incluant les événements météorologiques extrêmes, la perte de biodiversité, les changements critiques des systèmes terrestres et la raréfaction des ressources naturelles (World Economic Forum, 2022). Face à cette réalité, il devient indispensable d’approfondir l’intégration des enjeux climatiques et écosystémiques dans nos modèles de production et d’exploitation des ressources.

Parmi les ressources naturelles mobilisées à grande échelle, le bois occupe une place particulière. Considéré depuis longtemps comme un matériau renouvelable, durable et respectueux de l’environnement, il est aujourd’hui au cœur de nombreuses stratégies de transition écologique. Pourtant, son extraction et sa transformation ne sont pas neutres : elles génèrent des impacts environnementaux substantiels, qu’il s’agisse d’émissions de gaz à effet de serre, de perte de biodiversité, ou de perturbation des cycles naturels du carbone. Ces externalités restent largement invisibilisées dans les prix de marché, ce qui complique toute évaluation réaliste du coût réel des produits boisés.

Ce mémoire s’inscrit dans cette problématique en proposant une méthode de quantification monétaire des impacts environnementaux associés à la filière bois. L’objectif est double : d’une part, identifier et estimer les coûts environnementaux liés à la récolte du bois dans les forêts canadiennes ; d’autre part, proposer une manière de les intégrer à la valeur économique des produits boisés, en les exprimant dans une unité commune, le dollar par mètre cube récolté. À travers cette démarche, il s’agit de contribuer à une meilleure prise en compte des externalités dans les décisions de gestion forestière et dans l’évaluation des politiques publiques ou privées en matière de ressources naturelles.

La méthodologie adoptée repose sur une logique d’analyse de cycle de vie élargie, dans laquelle chaque impact environnemental quantifiable est exprimé en équivalents monétaires, notamment via l’utilisation du coût social du carbone. L’un des principaux apports de ce travail réside dans l’estimation d’un coût de séquestration différée du carbone, c’est-à-dire la perte

temporaire de capacité de séquestration due à la coupe d'arbres et au temps nécessaire à la régénération des peuplements. En réunissant l'ensemble de ces coûts dans un modèle commun, le mémoire propose une estimation actualisée et complète du coût environnemental réel de la récolte forestière, et ouvre la voie à une réflexion sur la valorisation durable des ressources forestières dans le contexte canadien.

Pour appréhender de manière rigoureuse les impacts environnementaux liés à la récolte du bois et construire une estimation cohérente de leur coût, il est essentiel de replacer cette démarche dans le contexte spécifique de la filière forestière canadienne. En effet, le Canada possède l'un des plus vastes territoires forestiers au monde, et son industrie du bois représente un pilier économique majeur dans plusieurs provinces (DellaCamera, 2025). Comprendre la structure et le fonctionnement de cette filière, les dynamiques de récolte, ainsi que les principes qui guident l'aménagement forestier durable, permet d'ancrer l'analyse dans la réalité du terrain. Cela constitue également un préalable indispensable pour identifier les principaux postes d'impacts environnementaux, évaluer la temporalité de la régénération des peuplements, et contextualiser les données mobilisées dans le modèle.

C'est dans cette optique que les sections suivantes présentent un état des lieux des forêts canadiennes, un aperçu des stratégies de gestion forestière mises en œuvre, et une description des acteurs et flux de l'industrie du bois au Canada. Par la suite, nous étudierons divers indicateurs et méthodes de monétarisation des externalités environnementales à travers la revue de littérature, avant de nous pencher sur la méthode employée dans ce présent mémoire. Finalement, nous étudierons les résultats de notre analyse ainsi que les limites attribuables à cette étude.

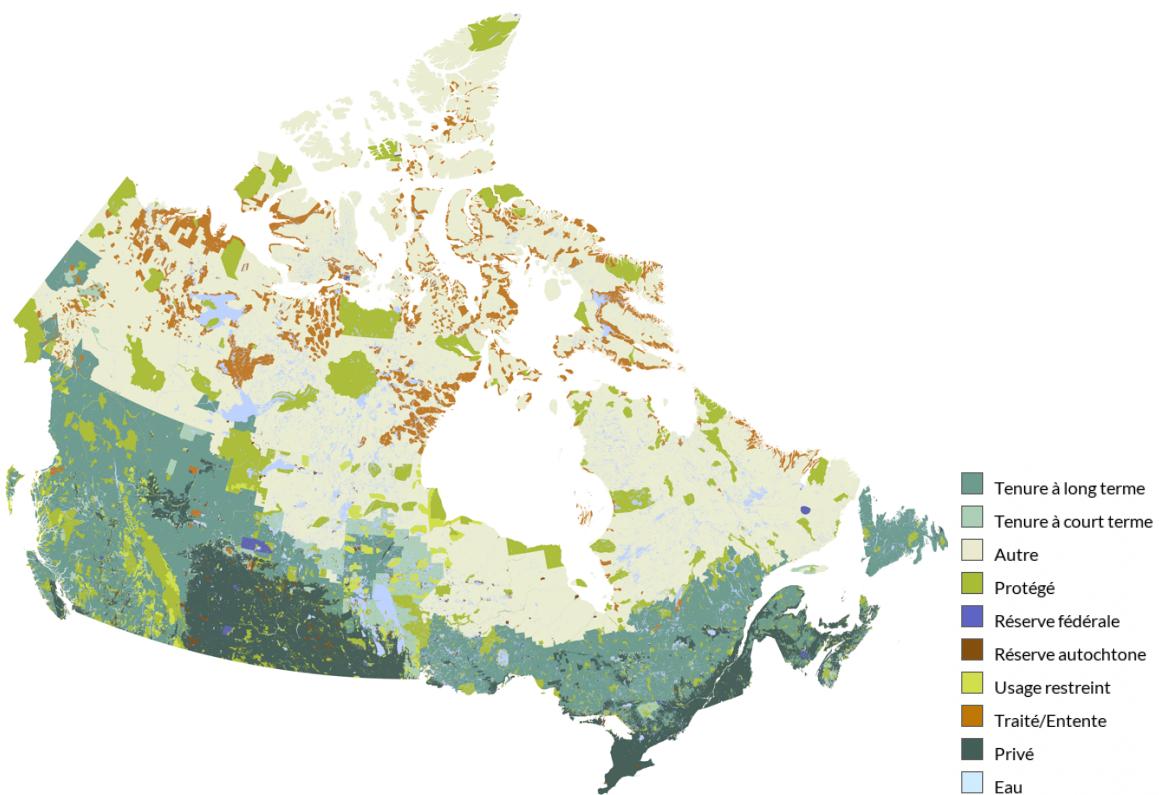
Chapitre 1 : Description du contexte et de l'industrie

Comprendre les caractéristiques et la gestion des forêts canadiennes est essentiel pour évaluer correctement l'impact environnemental de leur exploitation, et ainsi mieux intégrer ces impacts dans le calcul de la valeur ajustée des ressources issues de la filière bois. Nous allons d'abord nous intéresser aux forêts canadiennes et leur implication dans le cycle du carbone avant d'étudier le management forestier ainsi que l'industrie en tant que telle.

1.1 - Les forêts Canadiennes :

Les forêts Canadiennes représentent environ 367 millions d'hectares, soit près de 35% de sa superficie terrestre, ce qui équivaut à 9% de la couverture forestière mondiale (Ressources Naturelles Canada, 2023). La plus grande partie de ces forêts se situe dans la zone boréale, incluant un mélange d'épinettes, de pins gris, de sapins baumiers et de mélèzes (Ressources Naturelles Canada, 2023). Dans le sud, on retrouve davantage de forêts feuillues ou mixtes (érables, bouleaux, peupliers, chênes...) (Ressources Naturelles Canada, 2023). D'après *L'état des forêts au Canada – Rapport annuel 2023*, environ 10 % de la superficie forestière est protégée, et la plupart des terres forestières (environ 94 %) relèvent toujours du domaine public (fédéral, provincial ou territorial). Au total, 72 % des forêts publiques aménagées sont certifiées par des organismes indépendants (FSC, SFI ou CSA), ce qui signifie qu'elles répondent à des normes internationalement reconnues d'aménagement forestier durable (AFD). Les plans d'aménagement forestier, approuvés par les provinces et territoires, encadrent la récolte du bois et veillent à la durabilité : reboisement, maintien de l'habitat faunique, etc. Les massifs forestiers sont particulièrement étendus au Québec, en Ontario et en Colombie-Britannique, mais chaque province dispose de sa propre composition forestière avec des caractéristiques distinctes (Ressources Naturelles Canada, 2023).

Figure 1 : Carte des forêts aménagées au Canada (2020)



Source : La carte des forêts aménagées au Canada – National Forest Inventory (2020)

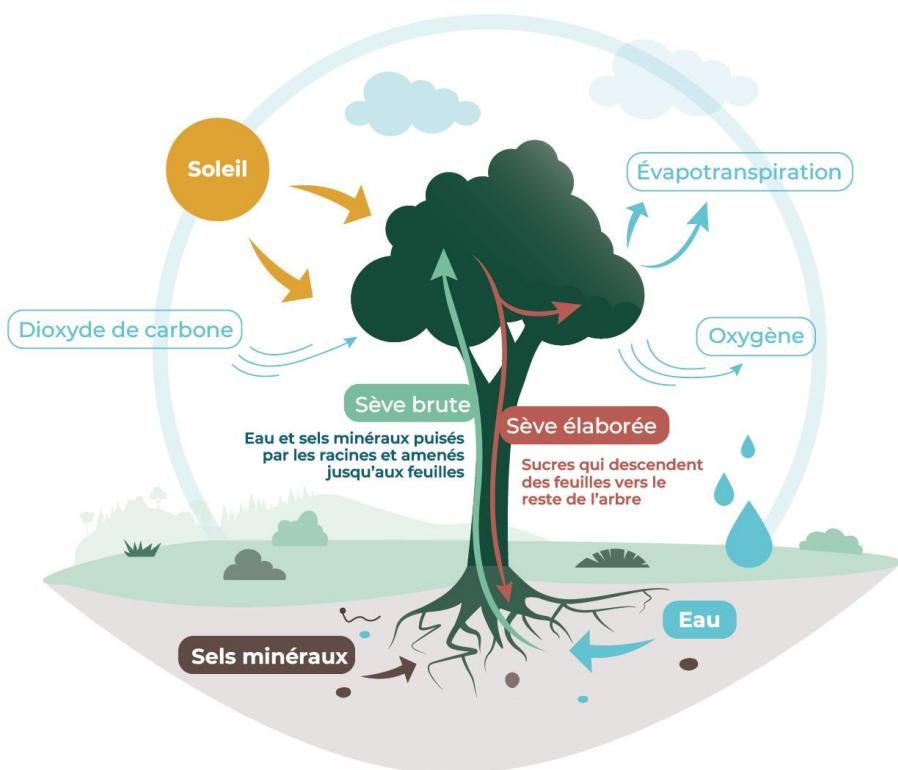
Le Canada reconnaît les catégories d'aires protégées de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) qui définissent différents niveaux de restrictions en ce qui concerne les terres gardées en réserve pour les protéger et les conserver. En protégeant la forêt activement, le Canada contribue au maintien de la biodiversité (faune et flore), à la séquestration du carbone ainsi qu'à la stabilité hydrologique. Le *Rapport Annuel de l'état des Forêts au Canada* met en lumière divers enjeux écologiques et les dynamiques associées aux perturbations auxquels sont confrontées les forêts canadiennes : environ 4,34 % de la superficie forestière a été touchée par des insectes (ex : le dendroctone du pin) ou encore 0,45% de la forêt a brûlé dans des feux de forêt (dont l'intensité et la gravité sont globalement en hausse). La tendance au déboisement est également analysée (changement d'usage du sol à travers la conversion en territoires agricoles ou urbains) et elle demeure relativement faible, à 0,01% de la superficie en 2021 (Ressources Naturelles Canada, 2023). Les perturbations naturelles (feux, insectes) font partie intégrante de la dynamique des forêts, notamment en zone boréale, où certaines espèces (ex : pin gris) ont besoin de la chaleur pour libérer leurs graines. Après les

perturbations, la régénération s'opère soit naturellement, soit par reboisement dirigé, ce qui constitue l'un des piliers de l'aménagement durable.

1.2 - Les forêts et le carbone :

Les forêts canadiennes stockent d'importants volumes de carbone, ce qui motive la mise en place de politiques publiques de plus en plus ambitieuses pour favoriser la gestion forestière durable et maximiser la séquestration de CO₂ (Ressources Naturelles Canada, 2023). La bioénergie couvre environ 55 % des besoins énergétiques du secteur forestier canadien, principalement grâce à la valorisation des résidus de bois. Cette transition énergétique a permis de réduire de 53 % les émissions de gaz à effet de serre liées à l'utilisation de combustibles fossiles dans le secteur entre 2005 et 2020 (Ressources Naturelles Canada, 2023).

Figure 2 : Schéma expliquant le phénomène de photosynthèse



Source : Comment les forêts séquestrent-elles du carbone ? (Avril, 2025)

La séquestration du carbone forestier commence lorsque les arbres absorbent et stockent le CO₂ atmosphérique par la photosynthèse, incorporant le carbone dans leur biomasse (troncs, feuillage, branches, racines)(Orlando et al., 2002). Comme l'explique Campagna, cette biomasse produit en retour du CO₂ par respiration autotrophe (au niveau de l'arbre) et hétérotrophe (principalement due à l'activité microbienne dans le sol) (Campagna, 1996). Une partie de cette matière organique meurt, tombe au sol ou se décompose, formant de la litière et des racines mortes qui contribuent également au stock de carbone dans le sol. L'ensemble forme un puits de carbone dont la capacité et la stabilité dépendent des pratiques d'aménagement (sélection des essences, régimes de récolte, etc.), du cycle de croissance et des perturbations (feux, insectes, aléas climatiques) (Campagna, 1996). Maintenues de manière appropriée, ces forêts représentent un levier majeur pour atteindre les objectifs de neutralité carbone, en absorbant une partie des émissions anthropiques (Ressources Naturelles Canada, 2023). Les travaux de Campagna insistent d'ailleurs sur le fait que les forêts boréales, tempérées et tropicales, comptent parmi les écosystèmes terrestres les plus productifs et les plus efficaces pour séquestrer le carbone (Campagna, 1996).

La capacité des forêts à stocker du carbone constitue une valeur écologique importante. Or, lorsqu'un arbre est coupé, cette capacité est temporairement ou définitivement perdue, générant un coût d'opportunité environnemental qui n'est pas intégré à la valeur du bois. Cette réalité justifie la nécessité de monétariser la fonction de séquestration du carbone dans l'évaluation économique des produits forestiers.

1.3 - La gestion forestière :

La recherche récente souligne que des stratégies de gestion optimisées peuvent accroître de manière substantielle la séquestration forestière. Il en existe plusieurs, comme l'adaptation des pratiques de foresterie ou l'optimisation de l'utilisation même des produits de bois, que nous allons détailler ci-dessous.

Par exemple, prolonger la durée des rotations (en retardant la coupe), cibler des essences mieux adaptées aux conditions locales ou recourir à une gestion différenciée (ex : ne récolter qu'une fraction) peut améliorer le bilan carbone (Yu et al., 2024). Selon Campagna, l'âge du

peuplement influe aussi sur la dynamique du carbone : si un jeune peuplement a un taux d'accumulation plus rapide à court terme, un peuplement mature maintient néanmoins un stock global élevé sur une longue période (Campagna, 1996).

Les pratiques de “cascading” (utiliser plusieurs fois la même fibre de bois pour différents usages au cours de son cycle de vie) sont par ailleurs préconisées pour maximiser la rétention de carbone, tout en substituant les usages fossiles (Suter et al., 2017). En outre, la question du carbone stocké dans les produits récoltés (bois d’œuvre, panneaux, mobilier, etc.) prend de l’importance. Ces produits peuvent emprisonner le carbone pendant plusieurs décennies, de sorte qu’un bâtiment en bois ou un meuble durable continue de stocker le CO₂ initialement capté par les arbres (Ressources Naturelles Canada, 2023). D’après Campagna, les produits forestiers constituent certes des réservoirs de carbone pour une période variable, mais ils finiront par se décomposer ou être brûlés, libérant alors le carbone accumulé (Campagna, 1996). Finalement, les travaux montrent que la capacité de séquestration ne repose pas uniquement sur la forêt en place, mais aussi sur la destination du bois (longue durée de vie vs. usages courts). En optimisant l’ensemble de la chaîne, du peuplement forestier à la fin de vie des produits, on peut consolider le rôle des forêts comme puits de carbone et soutenir la lutte contre les changements climatiques (Orlando et al., 2002).

En parallèle, l’effet de substitution est crucial : en remplaçant l’acier ou le béton (gourmands en énergies fossiles) par du bois dans la construction, on réduit d’autant les émissions de GES incorporées (« embodied carbon ») (Gong et al. 2024 ; Bergman et al. 2016). Ainsi, le bois devient un allié stratégique dans la transition bas-carbone.

De telles approches requièrent toutefois une collaboration étroite entre acteurs publics (politiques forestières, programmes d’aide), industriels (innovations en bois d’ingénierie, production de bioénergie) et scientifiques (modélisation, suivi de la séquestration), afin de garantir une gestion durable tout en préservant la biodiversité et les multiples services écosystémiques qu’offrent ces forêts (Campagna, 1996). Ainsi, ces pratiques de gestion forestière durable génèrent des bénéfices environnementaux importants – comme l’augmentation du carbone stocké ou l’évitement d’émissions – qui, bien qu’essentiels pour la société, ne sont aujourd’hui ni reconnus ni valorisés économiquement dans le prix des produits de bois fixés par l’industrie.

1.4 - L'industrie de production des produits de bois :

En 2022, l'industrie du bois au Canada représentait 33,4 milliards de dollars (environ 1,2%) du PIB nominal, soit 19,9 milliards de dollars en termes réels (ajustés de l'inflation), notamment à travers la foresterie, l'exploitation forestière, la fabrication de produits de bois, de pâtes et de papiers. Plus spécifiquement, la filière « Sawmills & Wood Production » (scieries et produits dérivés) est estimée à environ 18,9 G\$ de revenus en 2024, avec 30 900 employés et 867 entreprises (DellaCamera, 2025), concentrés particulièrement au Québec (29%), en Colombie-Britannique (26%) et en Ontario (23%). La Colombie-Britannique est reconnue pour son épicentre d'exploitation du bois d'œuvre résineux (épinette, sapin, pin) tandis que le Québec présente une diversité plus large (incluant les feuillus). Les coûts majeurs incluent la récolte (34 % du total), le transport forêt-usine (24 %) et les transferts à l'État (redevances, 25 %) (DellaCamera, 2025). Les parties restantes concernent la transformation, l'administration et d'autres frais. De plus, les marges moyennes se situent autour de 9–10 % (sujettes à fluctuations), et la profitabilité varie fortement selon la province, le type de produit et le contexte du marché américain (DellaCamera, 2025). Aussi, les exportations canadiennes de produits forestiers ont atteint 45,6 milliards de dollars en 2022, le bois d'œuvre résineux représentant environ 30% de ces exportations, majoritairement à destination des États-Unis (DellaCamera, 2025). On notera que les produits de transformation secondaire (par exemple les meubles, les panneaux spéciaux, les cartons d'emballage...) ont vu leur part du PIB réel croître de 11,4% sur la période 2012-2022 et les innovations dans le domaine du bois massif et des bioproduits (biocarburants par exemple) sont soutenus par des programmes gouvernementaux comme Green Construction through Wood, ou encore Investments in Forest Industry Transformation. L'usage de biocarburants et autres bioproduits se développe, améliorant la résilience de l'industrie face aux fluctuations de la demande traditionnelle (pâte, papier, sciage).

Pour donner un peu de contexte sur les procédés mécaniques et les pratiques courantes dans l'industrie de la production de bois, voici une explication exhaustive des 5 étapes de la transformation du bois, selon le *Conseil de l'Industrie Forestière du Québec* et l'*Association Forestière de Lanaudière*. La première étape correspond à la récolte du bois, qui s'effectue à 90% dans les forêts résineuses à l'aide de diverses machines, comme les abatteuses à tête multifonctionnelles, qui coupent les arbres et retire les branches du tronc. C'est ensuite le

porteur forestier qui viendra récupérer les troncs, les charger et les transporter vers le chemin forestier, à partir duquel des camions transporteurs achemineront le bois à l'usine de transformation. Il se peut que certains troncs soient déjà tronçonnés en forêt, sinon, cette étape qui consiste à couper les arbres en billes de différentes longueurs, aura lieu une fois arrivé à l'usine. Une fois le tronçonnage réalisé, les billes sont dirigées vers une écorceuse et transportées sur un convoyeur qui va déterminer les propriétés physiques du tronc (longueur, diamètre, forme) qui influent sur la valeur du produit et la manière dont la transformation du bois va être optimisée. Par la suite, les billes sont dirigées vers la ligne de sciage appropriée : le débitage primaire permet de réaliser un premier découpage, suivis par le débitage secondaire qui fournit des morceaux de bois d'une grande précision et aux dimensions variées. L'étape suivante revient à sécher le bois pour qu'il atteigne une teneur en humidité inférieure à 19% ; à titre d'exemple, le séchage de pièces d'épinette noire prend entre 35 et 40 heures à 80 degrés Celsius. Finalement, les morceaux de bois continueront par une étape de finition et de contrôle qualité en passant par une raboteuse et une ébouteuse qui donneront un aspect glacé et parfaitement lisse aux produits de bois, avant d'être distribués dans tout le pays.

Chaque étape de récolte et de production de produits de bois représente une dépense énergétique, des émissions de GES, de polluants et de déchets industriels qui ne sont pas nécessairement représentés dans le prix de la ressource. Selon *L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) appliquée aux produits bois* (Cornillier & Vial, 2008), l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est une méthodologie d'évaluation quantitative globale de la pression du système étudié sur les ressources et l'environnement tout au long de son cycle de vie, de l'extraction des matières premières jusqu'à son traitement en fin de vie. Elle a donc pour objectif de considérer toutes les étapes de production et leurs externalités comme des coûts à part entière, lorsque la valeur marchande de divers biens et services se base majoritairement sur les coûts de production associée aux entreprises et l'utilité des utilisateurs en rapport avec ces mêmes biens et services (Cornillier & Vial, 2008). Les postes d'impact identifiés (émissions de CO₂ lors de la récolte et du transport, perturbation des écosystèmes, etc.) seront quantifiés et monétarisés dans la méthodologie à suivre.

C'est ce qui nous amène à nous poser la question suivante : comment incorporer les coûts environnementaux liés à la production de produits de bois afin d'ajuster la valeur sociale de ces produits ?

Chapitre 2 : Revue de littérature

La question d'incorporer et de monétariser les externalités environnementales liées à la production de biens et services a déjà été explorée dans plusieurs articles scientifiques. On verra dans un premier temps l'application de ce concept à travers divers indicateurs économiques, comme la comptabilité environnementale ou l'IPV (Indicateur de Progrès Véritable). Par la suite nous allons nous intéresser aux diverses méthodes de monétarisation des ressources naturelles connues à ce jour. Finalement on s'intéressera à la taxe carbone et au coût social de ce dernier.

2.1 - Le Produit Intérieur Brut :

Le PIB se définit comme la somme des valeurs ajoutées brutes des différents secteurs institutionnels ou des différentes branches d'activités, c'est la somme des emplois finaux intérieurs de biens et de services, à laquelle on ajoute les exportations et soustrait les importations. C'est un outil qui mesure le flux de production, qui ne prend pas en compte la dépréciation des actifs, et la variation de cet indicateur d'une année à l'autre se définit par le taux de croissance économique. Il existe plusieurs biais néanmoins dans la conception de cet indicateur, que Simon Kuznets souligne dès sa création : il ne peut pas être utilisé comme indicateur de bien-être, autre qu'économique (Besançon, 2013). Dans un premier temps, le PIB est relativement limité en matière de capacité à considérer les aspects environnementaux et sociaux (Gadrey, 2018). Il ne tient en effet pas compte des externalités négatives, telles que la dégradation des écosystèmes, la pollution et l'épuisement des ressources naturelles, traitant souvent ces phénomènes comme une augmentation de l'activité économique plutôt qu'une perte pour la société (Gadrey, 2018). Par ailleurs, le PIB ne reflète pas non plus les inégalités sociales croissantes, la qualité de vie ou le bien-être des populations. Un PIB per capita élevé permet d'investir dans des politiques et des programmes qui engendrent des effets positifs pour la santé environnementale (purification de l'eau, contrôle du gaspillage), mais c'est à nuancer avec la prospérité économique qui se manifeste à travers l'industrialisation et l'urbanisation, souvent synonymes de plus de pollution (Groner & Moradi, 2024). Dans la littérature économique, cette tension est parfois discutée à travers la courbe de Kuznets environnementale (EKC). En simplifiant, l'EKC suggère qu'avant la croissance économique et l'industrialisation les impacts

environnementaux sont très faibles. Par la suite, aux tout premiers stades de croissance économique, l'industrialisation entraîne une forte dégradation de l'environnement; puis, une fois un certain niveau de revenu atteint, le pays dispose de moyens (financiers, réglementaires, technologiques) pour mettre en œuvre des politiques qui réduisent les atteintes à l'environnement. On obtiendrait alors une relation en « U inversé » entre le PIB par habitant et certaines pollutions (Selden & Song, 1994; Shafik, 1994). Toutefois, cette courbe n'est pas universelle. Plusieurs études soulignent que, selon les secteurs ou la façon de comptabiliser la pollution, la dynamique n'a pas forcément cette forme simple ou s'explique aussi par des délocalisations de pollutions vers d'autres pays (Suri & Chapman, 1998; Dasgupta et al., 2002). Par ailleurs, comme le soulignent Boons & Wagner (2009), l'acceptation ou non d'une EKC dépend beaucoup des périmètres d'analyse (est-ce qu'on comptabilise les émissions indirectes, les flux d'import-export, la répartition sectorielle, etc.), ce qui nuance largement la « crédibilité » générale de la courbe de Kuznets. Autrement dit, si l'idée de croître d'abord pour dépolluer ensuite peut sembler séduisante, elle ne se vérifie pas toujours lorsque l'on tient compte d'effets de système plus larges (relocalisation de la pollution, consommation accrue de ressources, etc.). Le rapport « *The Economics of Biodiversity* » supervisé par Sir Partha Dasgupta fournit un cadre pour évaluer la nature comme un capital indispensable. Il constate qu'entre 1992 et 2014, le capital produit par les humains (infrastructures, équipement) a doublé, mais que le capital naturel par personne a chuté de près de 40% (Dasgupta, 2021). Autrement dit, la croissance économique s'est faite au prix d'une décapitalisation massive de la nature, non comptabilisée dans le PIB. Le rapport met donc un point d'honneur sur le fait qu'il faut considérer la valeur de l'environnement dans les indicateurs de prospérité, sous peine de prendre de mauvaises décisions. Par exemple, la destruction d'une forêt pour faire place à une infrastructure augmente le PIB mais ne tient pas compte de la perte des services, tels que le stockage de carbone, la protection contre l'érosion, l'habitat de la biodiversité et d'autres composantes (Dasgupta, 2021). Ne pas monétariser ces aspects revient à leur donner implicitement une valeur nulle, conduisant à la prise de décisions sous-optimales.

Dans le cadre de ce mémoire, nous allons nous concentrer sur une ressource naturelle spécifique, à savoir le bois, et recourir à l'analyse du cycle de vie détaillée pour dépasser l'approche macroéconomique globale. Nous allons proposer une quantification monétaire fondée sur des flux environnementaux réels et vérifiables offrant une vision plus précise et nuancée, là où le PIB demeure trop agrégé pour rendre compte des externalités liées à la production et l'exploitation des ressources naturelles.

Pour parer aux critiques à l'encontre du manque de considération des enjeux sociaux et environnementaux, divers organismes se sont également penchés sur la création de nouveaux indicateurs de performance qui prendraient en compte les coûts environnementaux et sociaux, ainsi que leurs bénéfices.

2.2 - L'indicateur de Progrès Véritable (IPV) :

En 1989 Daly et Cobb développent l'Indice de Bien-Être Économique Durable (ISEW), inspiré du Measure of Economic Welfare (MEW), qui sera renommé comme Genuine Progress Indicator (GPI) ou Indicateur de Progrès Véritable (IPV) dans les années 1990, notamment aux États-Unis (Bagstad et al., 2014). L'IPV est structuré autour d'une série de composants économiques, sociaux et environnementaux. Les composants économiques comprennent la consommation personnelle ajustée de l'inégalité des revenus, les services et coûts liés aux biens durables (voitures, électroménagers) et le sous-emploi. Les composants sociaux se définissent par le travail domestique non rémunéré, les coûts liés à la criminalité (directs et indirects), le temps de loisir perdu et le bénévolat valorisé en termes économiques. Finalement, les composants environnementaux sont le coût de la pollution (aquatique, aérienne et sonore), la perte ou le gain de services écosystémiques, l'épuisement des ressources non renouvelables et le coût du changement climatique estimé à partir des émissions de gaz à effet de serre (Bagstad et al., 2014).

Afin de monétariser certaines composantes, l'IPV utilise principalement la méthode des coûts de remplacement et des valeurs transférées. Cette méthode consiste à estimer la valeur monétaire des biens et services non marchands à partir des coûts que représenterait leur remplacement par des services commerciaux équivalents ou via des études antérieures (valeur transférée). Ces méthodes présentent des limites en termes de précision, car elles supposent une substituabilité parfaite entre services marchands et non marchands, ce qui n'est pas nécessairement le cas, en particulier pour les services écosystémiques et les ressources naturelles (Bagstad et al., 2014). De plus, on a remarqué que certaines composantes de l'IPV dominent largement le résultat global entraînant une forte sensibilité des résultats finaux à ces quelques éléments, par exemple les dépenses personnelles, des coûts liés aux accidents automobiles, les bénéfices du travail domestique ou encore les coûts du changement climatique (Fox & Erickson, 2020). Aussi, les résultats de l'IPV sont très sensibles aux hypothèses de valorisation monétaire et aux pondérations choisies pour chaque composante. Par exemple, une

légère modification du salaire moyen utilisé pour valoriser le travail bénévole ou domestique entraîne une variation significative de l'IPV total, ou l'ajustement de la référence utilisée pour l'inégalité (ici, le coefficient de Gini) modifie considérablement l'impact de l'IPV (Fox & Erickson, 2020). Finalement, certaines composantes sont fortement corrélées, ce qui peut indiquer un double comptage : le coût du changement climatique et le coût d'épuisement des ressources non renouvelables utilisent en grande partie les mêmes données de base sur l'énergie. Si cet indicateur a permis d'élargir la notion de performance économique en intégrant certaines dimensions sociales et environnementales, il reste une mesure agrégée, qui, en combinant diverses informations en une seule valeur synthétique, peut masquer les spécificités sectorielles et dépend fortement des choix de pondération. En contraste, notre approche est focalisée sur un produit concret et sur des données sectorielles, ce qui permettrait de dépasser ces limites en proposant une monétarisation précise et contextuelle. Cette focalisation sur les flux environnementaux réels, plutôt que sur des agrégats, vient combler un manque dans la littérature qui peine parfois à traduire les phénomènes locaux de terrain en indicateurs macroéconomiques pertinents.

2.3 - La comptabilité environnementale :

Les Nations Unies, quant à elles, ont mis en place deux approches complémentaires de comptabilité environnementale : le Cadre central du Système de comptabilité économique et environnementale (SEEA-CF) et la comptabilité écosystémique (SEEA-EA), une approche novatrice qui considère les écosystèmes comme des actifs fournissant des services vitaux, soit les services écosystémiques (filtration de l'air, stockage du carbone, etc.) (Nation Unies, 2021). À noter qu'en mars 2021, la Commission de statistique des Nations Unies a officiellement adopté le SEE-EA comme nouveau standard international.

La comptabilité économique et environnementale se décompose en 3 catégories de comptes: les comptes physiques (flux physiques de ressources naturelles, comme l'eau, l'énergie ou les matières premières, ainsi que les émissions vers l'environnement), les comptes monétaires (flux économiques associés aux ressources naturelles et à leur gestion, comme les coûts de protection de l'environnement) et les comptes d'actifs environnementaux (stocks et variations de ressources naturelles comme les minéraux, l'eau et les terres) (United Nations, 2014). Elle est complétée par la comptabilité des écosystèmes (Mosterd & Schenau, 2024) qui sert à mesurer l'étendue et la condition des actifs écosystémiques, de même que l'offre et

l'utilisation des services écosystémiques. Ces comptes comportent de multiples éléments, dont les comptes centraux et les comptes thématiques des écosystèmes. Les comptes centraux des écosystèmes comprennent divers comptes aux objectifs distincts.

En premier lieu, les comptes de l'étendue des écosystèmes mesurent la superficie des actifs écosystémiques et les changements au fil du temps en unités physiques. Les types d'actifs écosystémiques possibles comprennent les zones agricoles, les zones urbaines, les forêts, les milieux humides, les rivières, les lacs et d'autres écosystèmes naturels ou semi-naturels pour les zones terrestres et d'eau douce, ainsi que les écosystèmes côtiers et marins (Nation Unies, 2021). Également, les comptes de la condition des écosystèmes mesurent et compilent divers indicateurs de certaines caractéristiques des actifs écosystémiques en unités physiques. Les comptes de la condition des écosystèmes font état de la condition, ou de la qualité, des actifs écosystémiques et de la variation de cette condition au fil du temps. Les aspects de la condition des écosystèmes qui sont mesurés sont, entre autres, certaines caractéristiques de l'écosystème au niveau abiotique, biotique, terrestre et marin (ex : nombre d'espèces, concentration de polluants atmosphériques, mesures de la salinité des océans, carbone organique du sol) (Nations Unies, 2021).

Par la suite, les comptes de flux de services écosystémiques enregistrent l'offre et l'utilisation des services écosystémiques en unités physiques et en unités monétaires (la méthode monétaire n'est cependant pas utilisée actuellement). De manière générale, les services écosystémiques peuvent être répartis comme suit : les services d'approvisionnement, les services de régulation, les services culturels et les services de support (Nations Unies, 2021).

Finalement, les comptes monétaires des actifs écosystémiques enregistrent de l'information sur les stocks et les variations des stocks d'actifs écosystémiques en unités monétaires, mesurent les quantités d'actifs en ressources naturelles (pétrole, gaz naturel, minéraux, bois et les terres) et les changements annuels qui se produisent dans ces actifs à la suite des processus naturels et de l'activité humaine (Statistique Canada, 2006). Le rapport « *The Changing Wealth of Nations 2021* » (World Bank, 2021) présente les dernières estimations de la richesse des pays en incluant le capital naturel (forêts, ressources minérales, terres agricoles, zones protégées) et il en ressort que, pour les pays à faible revenu, près d'un tiers de la richesse provient du capital naturel. Cela inclut notamment la valeur des forêts, non seulement pour le bois, mais aussi pour les services écosystémiques qu'elles fournissent. Ces chiffres soulignent l'importance économique des écosystèmes forestiers dans le développement, validant l'idée que négliger les coûts environnementaux, ou symétriquement les bénéfices, conduit à une évaluation biaisée de leur valeur sociale (World Bank, 2021).

La prise en compte des services écosystémiques positifs est tout aussi essentielle que l'internalisation des coûts négatifs. Il existe encore beaucoup de difficultés et peu de travaux qui travaillent sur la monétarisation des actifs environnementaux, par exemple Statistique Canada précise que ce ne sont pas des travaux qui sont en train d'être menés. La comptabilité environnementale est confrontée néanmoins à diverses barrières, notamment méthodologiques, comme la disponibilité des données (insuffisance de données précises ou actualisées concernant certains actifs environnementaux), les limites de valorisation monétaires (certaines valeurs, comme la biodiversité intrinsèque, ne peuvent pas être entièrement capturées par des évaluations économiques basées sur les valeurs d'échange) ou encore la difficulté à quantifier précisément certains services écosystémiques et leur attribuer une valeur réaliste. Ces systèmes de comptabilité environnementale représentent des cadres essentiels pour relier économie et environnement, mais ils se heurtent encore à plusieurs freins. Ce travail se situe dans une démarche complémentaire : il ne vise pas à créer un indicateur structurel national, mais à produire une estimation monétaire ciblée, à partir de données propres à un secteur donné, avec un niveau de détail suffisant pour identifier les étapes et flux responsables des impacts environnementaux. Cette vision permet de dépasser les limites liées à l'agrégation statistique ou à la généralisation des fonctions de services écosystémiques qui rendent la comptabilité environnementale désuète par moments.

Le manque de précision et de réalisme des indicateurs de performance nous amène à nous questionner directement sur les différentes méthodes de monétarisation des actifs environnementaux.

2.4 - La valeur économique totale :

Pour les économistes néoclassiques, la valorisation des biens et services est issue du croisement de l'offre et de la demande : il y a d'un côté ce que les producteurs sont prêts à accepter pour se départir de ce qu'ils ont produit (en fonction des coûts de production) et de l'autre ce que les consommateurs sont prêts à payer pour acquérir les biens et services (Söderbaum, 1992). Ils reconnaissent également que les utilisateurs peuvent accorder une valeur économique à certains biens et services même s'ils ne les utilisent pas directement, en termes de disposition à payer ou de disposition à accepter une compensation (Söderbaum, 1992). Quand bien même on en connaîtrait le prix, il n'en est pas plus évident d'attribuer une

valorisation adéquate à certains actifs environnementaux. Les néoclassiques partent du principe que nous avons cependant en général une idée de ce qu'il en coûterait de les préserver et donc de « l'offre de conservation » (Kim, 2006). Les économistes se posent tout de même la question de savoir où se situe la limite entre exploiter les ressources naturelles et les conserver, et, selon eux cette dernière se trouverait à travers un arbitrage entre le coût de la conservation et la valeur attribuée à ce qui est conservé (Kim, 2006). En ce sens, il existe trois grands types de méthodes d'évaluation de la nature : les préférences révélées, les préférences déclarées et les transferts de bénéfices (Hequet, 2016).

Les préférences révélées s'illustrent à travers les coûts de voyage, principalement utilisés pour évaluer les sites récréatifs ou touristiques (plages, sentiers de randonnées), qui s'appuient sur les dépenses encourues pour se rendre sur ces sites (combien les consommateurs sont prêts à payer pour profiter de la nature) ou encore sur les prix hédonistes, soit combien les consommateurs sont prêts à payer pour améliorer la qualité de leur environnement (Hequet, 2016). Cependant, ces méthodes reposent sur l'existence implicite de marchés, donc ne peuvent pas être appliquées aux biens que l'on ne compte pas utiliser.

Les préférences déclarées se définissent soit via l'évaluation contingente (préférences déclarées dans un sondage, on estime l'utilité des consommateurs) soit à travers l'analyse multi-attribut qui, en faisant varier les différents attributs et en comparant les différentes réponses, isole comment chaque attribut influence la volonté à payer (Hequet, 2016).

Enfin, la méthode du transfert de bénéfices consiste à réutiliser les résultats monétaires d'études antérieures sur des biens et services similaires lorsque l'évaluation directe n'est pas disponible (sa fiabilité dépend fortement de la similitude entre les contextes étudiés) (Hequet, 2016).

Ces méthodes sont malgré tout sujettes à de nombreux biais ; les préférences déclarées peuvent être affectées par des biais de valeur, de constance de résultats, le biais de valeur incommensurable ou encore de transparence fonctionnelle non perçu et les préférences révélées sont, elles, sensibles au biais de disponibilité de marché, de substitution imparfaite ou encore aux inégalités de revenus (Hequet, 2016). En réponse à ces limites, notre approche repose sur une mesure objective des flux environnementaux réels (émissions, ressources consommées, pollutions), que l'on monétarise à l'aide de références, comme le coût social du carbone. Bien que cette mesure soit plus ou moins incertaine, elle représente à ce jour la mesure la plus cohérente avec nos données. Cela permet de s'affranchir des limites liées aux préférences

individuelles ou aux représentations symboliques de la nature, en ancrant l'analyse dans des données observables, sectorielles et vérifiables.

2.5 - Les fonctions de dommages :

L'une des méthodes pour estimer les coûts économiques associés aux changements environnementaux correspond à l'utilisation de fonctions de dommages. Elles se définissent par la relation mathématique entre les variables environnementales et les dommages économiques (pertes agricoles, coûts relatifs à la santé, dommages aux infrastructures) et décrivent la relation entre l'intensité d'un événement et les pertes associées (Rennert et al., 2022). En effet, les fonctions de dommage sont configurées à partir de diverses composantes, soit l'intensité de l'événement (ex : vitesse du vent pendant un ouragan), la vulnérabilité des biens (ex : un bâtiment construit au Japon selon les normes antismismiques est moins vulnérable d'un bâtiment construit à une date antérieure) et l'exposition au risque (ex : un bâtiment construit à proximité d'un fleuve est plus exposé au risque d'inondations). Elles sont construites en utilisant des données sur les événements passés et les pertes associées pour modéliser des scénarios et leur intensité (une courbe qui relie l'intensité des événements aux dommages probables). Ensuite, on détermine les paramètres de vulnérabilité, et chaque type de bien est associé à des niveaux de vulnérabilité différents (Rennert et al., 2022). Ces paramètres sont ensuite calibrés et testés sur des événements passés pour valider leur véracité : si le modèle prédit correctement les dommages réels pour des événements passés, alors il est considéré comme robuste et fiable (Rennert et al., 2022).

Les fonctions de dommage prennent donc en compte les impacts économiques liés à l'environnement, modélisent des scénarios futurs ainsi que les coûts qui y sont associés et sont donc utilisées pour la tarification du carbone, soit la valeur monétaire des dommages futurs causés par une tonne supplémentaire de CO₂ émise aujourd'hui (Rennert et al., 2022). Néanmoins, elles présentent également certaines limites, comme le fait que les fonctions reposent sur des hypothèses qui simplifient grandement les interactions entre les systèmes économiques et environnementaux (biais d'estimation) et qu'elles ne prennent pas en compte les variations dues aux différences régionales et sectorielles qui sont généralement significatives à de faibles magnitudes d'aléas (Prahl et al., 2016). Les analystes soulignent également que les incertitudes extrinsèques (comme l'erreur de la magnitude d'un aléa) ont un impact crucial, car elles ne diminuent pas avec la taille du portefeuille étudié, contrairement aux incertitudes intrinsèques (niveaux de dommages, valeurs d'actifs) dont l'effet relatif peut

décroître grâce à la diversification des grands portefeuilles (Prahl et al., 2016). Finalement, on notera aussi que l'analyse de sensibilité a démontré que la forme spécifique des fonctions de dommage à l'échelle microscopique peut fortement influencer la propagation des incertitudes vers l'échelle macroscopique, soit affecter les résultats globaux d'une évaluation de dommages. Aussi, des économistes ont souligné les limites des modèles intégrés climat-économie (IAM)(ex : FUND) servant à estimer le CSC. Par exemple, dans l'article « *Estimating The Social Cost of Carbon : Robert Pindyck's Critique* » (Darmstadter & Krupnick, 2013) Pindyck qualifie les fonctions de dommages des IAM de « quasi arbitraires », affirmant qu'elles relèvent en grande partie d'hypothèses non confirmées.

Les fonctions de dommage représentent des outils puissants pour intégrer le climat dans les calculs économiques, mais restent marqués par une forte incertitude et une modélisation macroéconomique peu adaptée aux contextes locaux. Notre démarche s'en distingue en intégrant non seulement les émissions, mais aussi l'ensemble des externalités environnementales du cycle de vie, en adoptant une approche multicritère et contextuelle, spécifiquement appliquée à une ressource naturelle.

2.6 - Le coût social du carbone et la taxe carbone :

Il existe 3 principaux modèles issus des fonctions de dommages pour le calcul du coût social du carbone : le DICE (Dynamic Integrated Climate-Economy model), le PAGE (Policy Analysis of the Greenhouse Effect) et le FUND (Framwork fo Uncertainty, Negociation and Distribution). Le coût social du carbone prend en compte les impacts négatifs du changement climatique, comme la perte de productivité agricole, les dommages liés aux intempéries climatiques et les effets sur la santé de la population. La logique est de simuler les relations entre les émissions, le changement climatique et finalement les dommages économiques engendrés par une tonne supplémentaire. Ces dommages sont par la suite actualisés à une valeur monétaire actuelle, puis exprimés en \$CAN par tonne de CO₂ au Canada. Les estimations Canadiennes sont alignées sur celles des États-Unis, avec certains ajustements pour refléter les particularités économiques et sociales du pays. En 2016, l'estimation centrale était de 40,7\$CAN/tonne de CO₂ (en dollars de 2012), cette valeur évolue avec le temps, et a été, par exemple, projetée à 74,8\$ en 2050 (Environnement et Changement climatique Canada, 2016). À noter que depuis 2016 (date de l'étude d'ECCC) certains paramètres d'évaluation ont changé et ces valeurs sont désormais estimées à 294\$ à l'horizon 2030, et 394\$ en 2050 pour un taux

d'actualisation de 2% (*Estimation du coût social des gaz à effet de serre – Orientation provisoire actualisée pour le gouvernement du Canada, ECCC, 2023*). Le coût social du carbone est donc intégré dans les analyses coût-avantage des propositions réglementaires au Canada, permettant d'évaluer les bénéfices économiques des réductions d'émissions en comparant les coûts des mesures de mitigation aux dommages évités grâce à ces réductions (Environnement et Changement climatique Canada, 2023). On peut d'ores et déjà remarquer que les estimations du CSC fluctuent beaucoup en fonction de la date à laquelle elles sont faites, c'est donc une grandeur qui est encore très incertaine. Il est important de distinguer le CSC de la tarification carbone. La tarification du carbone, telle que la taxe carbone, est un instrument politique visant à imposer un coût aux émetteurs de GES pour encourager la réduction des émissions, c'est donc une mesure incitative qui devrait idéalement tendre vers la valeur du CSC pour refléter le coût social des émissions (Platform for Collaboration on Tax, s. d.). Les estimations du CSC comportent cependant des incertitudes en raison de la complexité des interactions climatiques et économiques, ainsi que des projections à long terme nécessaires pour évaluer les dommages futurs. De plus, le CSC ne capture pas toujours pleinement certains impacts non monétaires, tels que la perte de biodiversité ou les effets culturels des changements climatiques. Aussi, le taux d'actualisation de 3% utilisé par le Canada est sujet aux controverses, certains recommandent un taux plus bas pour mieux représenter les générations futures.

On remarque donc que diverses méthodes sont utilisées pour monétariser l'impact de notre économie et de notre société sur l'environnement et les écosystèmes (qui fournissent définitivement des biens et services nécessaires à la pérennité de la société), mais également la complexité méthodologique et conceptuelle qui en découle. Que ce soit à travers les indicateurs de performance environnementale, comme la comptabilité écosystémique et l'IPV, ou via les méthodes économiques de valorisation fondées sur les préférences ou les fonctions de dommage, l'ensemble des outils analysés présente des limites structurelles. Les difficultés liées à l'objectivation des préférences individuelles, aux biais méthodologiques, à la disponibilité des données ou encore à la monétarisation d'impacts non marchands soulèvent des questions quant à la fiabilité et à l'équité de ces approches. Afin d'éviter de reproduire ces biais, notre étude adoptera une perspective plus ciblée et opérationnelle, inspirée de l'analyse de cycle de vie (ACV) appliquée à une ressource environnementale spécifique, les produits de bois, qui représentent une ressource typique du Canada. Cette approche nous permettra de tracer de

manière plus rigoureuse l'origine, l'utilisation et l'impact d'un bien ou d'un service sur l'environnement.

2.7 - Contribution à la littérature :

Ce mémoire propose une contribution à la littérature sur la monétarisation des externalités environnementales en combinant une approche micro-sectorielle ciblée, fondée sur l'analyse de cycle de vie (ACV), avec une valorisation monétaire précise et contextualisée des impacts environnementaux associés à la production de bois au Canada. Alors que de nombreux travaux se concentrent sur des indicateurs agrégés à l'échelle macroéconomique (comme le PIB vert, l'IPV ou les comptes environnementaux nationaux), cette étude s'attache à reconstituer la chaîne de valeur environnementale réelle d'un produit naturel spécifique en intégrant à la fois les coûts directs, les externalités non marchandes et les coûts reliés aux externalités environnementales. En mobilisant des données empiriques détaillées, des bases gouvernementales robustes et des outils de conversion monétaire, tels que le coût social du carbone, cette recherche dépasse les limites habituelles des approches fondées sur les préférences déclarées ou révélées, souvent critiquées pour leur subjectivité et leur dépendance aux biais méthodologiques.

Cette étude propose ainsi un recentrage épistémologique en fondant la valorisation environnementale sur des flux physiques concrets et mesurables, plutôt que sur des représentations sociales ou des modèles macroéconomiques abstraits. Elle offre ainsi une grille d'analyse transposable à d'autres ressources naturelles, ouvrant la voie à une valorisation environnementale plus fine, plus opérationnelle, et mieux adaptée aux décisions politiques ou industrielles à l'échelle territoriale.

Chapitre 3 : Méthodologie

L'objectif de cette étude est d'ajuster la valeur sociale des produits de bois à travers la monétarisation des externalités environnementales liés à la production de bois au Canada. Pour ce faire, il faut d'une part définir les coûts et externalités à considérer, choisir comment les quantifier, et les agréger pour obtenir une valeur finale. Le prix des produits du bois est généralement issu des coûts de production des producteurs, ainsi que la loi de l'offre et de la demande sur le marché du bois. Cependant, la production de produits du bois ne se résume pas seulement aux coûts de récolte, de transformation et de distribution. Cette industrie et ses activités ont des impacts directs sur les écosystèmes forestiers qui les abritent, et ce, à chaque étape de production des produits du bois. Il est donc essentiel de prendre en compte les implications et externalités de chaque étape du processus de fabrication des produits du bois.

3.1 - L'analyse du cycle de vie :

L'analyse de Cycle de Vie (ACV) est une méthodologie normalisée (ISO 14040 & 14044) qui permet de mesurer de manière globale, multicritère et quantitative les impacts environnementaux d'un produit, de l'extraction des ressources jusqu'à sa fin de vie (gestion des déchets) (Ministère de la Transition Écologique et solidaire de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable, 2017). Elle repose sur 4 étapes principales : la définition des objectifs et du champs d'études, l'inventaire des flux, l'évaluation des impacts environnementaux et l'interprétation des résultats pour en tirer des recommandations. Contrairement aux approches macro-économiques, comme le PIB ou le CSC, l'ACV opère à une échelle fine et tangible permettant de tracer chaque étape du cycle de vie d'un bien, de quantifier précisément les flux environnementaux associés (émissions, consommation d'eau et d'énergie...), de localiser les zones géographiques particulièrement sensibles aux enjeux environnementaux, d'éviter le déplacement des impacts (ex : réduire le CO₂ mais aggraver l'eutrophisation) et surtout de traduire ces flux en impacts monétaires via des méthodes

spécifiques (Ministère de la Transition Écologique et solidaire de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable, 2017). Elle permet donc une internalisation des externalités environnementales plus précise et juste (Pizzol et al., 2015).

Le bois est une ressource renouvelable mais dont le cycle de vie est complexe, car il combine une phase de séquestration de carbone (photosynthèse), une transformation industrielle (scierie, transport), un usage plus ou moins long (construction, ameublement) et une fin de vie variable (recyclage, combustion, décomposition). Dans ce contexte, l'ACV appliquée au bois permet de prendre en compte le stockage temporaire du carbone dans les produits de bois, d'évaluer l'énergie grise liée à la transformation, de comparer les différentes options de fin de vie, et d'estimer le potentiel de substitution aux autres matériaux émetteurs (Cornillier & Vial, 2008). Deux études ont déjà tenté d'estimer la valeur réelle du bois à travers une ACV pour quantifier les impacts environnementaux de la ressource. L'étude « *L'analyse de cycle de vie appliquée aux produits bois – bilan énergétique et carbone biomasse* » étudie principalement deux enjeux : le bilan énergétique et la prise en compte du carbone biomasse (CO₂ séquestré qui est soit relargué, soit stocké). On y retrouve une approche multicritère, à travers la prise en compte de plusieurs indicateurs environnementaux, et une analyse du cycle complet des produits de bois : de la sylviculture jusqu'à la fin de vie du produit. L'accent est mis sur l'intégration spécifique du carbone biomasse avec une tentative de modéliser le stockage temporaire. L'étude « *A life cycle product-type-based estimator for quantifying the carbon stored in wood products* » par Wei et al., publiée en 2023 a pour objectif de développer un estimateur du carbone stocké dans les produits de bois selon leur type, leur cycle de vie et leur destinée en fin de vie via l'utilisation de bases de données empiriques ainsi que des modèles linéaires et multivariés. Cette étude propose un modèle robuste, reproductible et rapide pour quantifier le carbone stocké en intégrant le taux de transformation du tronc en produit final, le taux de décomposition selon les usages, la part recyclée ou réutilisée et la prolongation du stockage en cas de seconde vie du produit. On peut néanmoins soulever des limites à ces deux études : la première présente une méthodologie lourde qui est difficilement applicable à grande échelle, la modélisation de la sylviculture est complexe et non harmonisée et on note l'absence de consensus méthodologiques sur plusieurs points clés, comme le recyclage ou la biomasse. La deuxième étude, elle, ne considère pas les impacts environnementaux hors carbone, avec cette approche centrée sur le carbone, elle délaisse d'autres enjeux environnementaux importants (biodiversité, eau, énergie).

D'autre part, la *Revue des ACV de produits forestiers* (Sahoo et al. 2019) propose une revue complète des ACV des produits issus des forêts, en incluant le bois d'œuvre traditionnel,

les nouveaux matériaux de construction en bois massif et même les nanomatériaux. Cette étude montre que, sur l'ensemble du cycle de vie, l'étape de fabrication des produits en bois est généralement la plus impactante pour l'environnement, alors que la gestion forestière et le transport jouent un rôle majeur sur les coûts économiques. Un des résultats marquants est la contribution positive du bois à la lutte contre le réchauffement climatique grâce au carbone stocké dans la biomasse des produits et à la substitution de matériaux plus émetteurs (comme le béton ou l'acier). L'étude souligne toutefois des arbitrages environnementaux : par exemple, réduire certaines émissions lors de la fabrication du bois peut entraîner d'autres impacts (eau, énergie), ce qui nécessite une approche holistique.

Dans la continuité des travaux analysés, notre démarche s'inspire de la logique de cycle de vie dans sa dimension la plus complète : il s'agit de considérer l'ensemble des étapes de la chaîne de production du bois, depuis l'extraction de la ressource jusqu'à sa gestion en fin de vie. Cette approche permet d'identifier de manière structurée et exhaustive les coûts environnementaux associés à chaque phase, qu'il s'agisse des coûts directs liés aux procédés de production, des impacts générés sur les écosystèmes, ou encore des coûts d'opportunité découlant de l'utilisation de cette ressource naturelle. L'objectif est ainsi de proposer une estimation ajustée et réaliste de la valeur environnementale du bois, fondée sur une lecture transversale de ses effets écologiques, économiques et territoriaux. Dans cette perspective, les coûts environnementaux liés à la ressource bois seront analysés selon trois grandes catégories complémentaires.

Dans un premier temps on considère les coûts directement liés à la production de bois, soit le coût d'opération des entreprises (main-d'œuvre, équipement, machines, carburants). Dans un deuxième temps, nous allons nous intéresser aux coûts environnementaux directs, comme la perturbation des écosystèmes ainsi que les émissions de GES dues à la perturbation des forêts, les émissions de GES liées à la consommation de carburants et énergies fossiles de même que le traitement chimique du bois et les rejets de polluants occasionnés (lors de la production industrielle ainsi que lors du traitement en fin de cycle de vie). Enfin, nous allons également nous pencher sur les coûts d'opportunité tels que la perte de capacité de stockage de carbone liée au temps de régénération de la forêt ou l'usage de matériaux alternatifs plus ou moins polluants. Les émissions sont monétarisées à l'aide du coût social du carbone, permettant de les convertir en valeur monétaire cohérente. Cette structuration vise à capter, de façon transversale et quantifiée, l'ensemble des coûts environnementaux associés à la ressource du

bois, et à proposer une valorisation réaliste, exprimée en dollars, qui reflète pleinement son empreinte écologique.

Les coûts retenus proviennent soit de la littérature scientifique existante, soit de calculs effectués à partir de données publiques disponibles (comme les inventaires forestiers, les données d'émissions, ou les prix sociaux du carbone) pour l'année 2020. L'objectif est de traduire ces différentes externalités en valeurs monétaires, puis de les agréger afin d'obtenir une estimation globale, ajustée et cohérente du coût environnemental de la ressource du bois. Cette démarche permet ainsi de mieux refléter la réalité écologique derrière la valeur marchande du bois, en intégrant les dimensions souvent ignorées dans les marchés traditionnels, pour une année donnée. Contrairement à certaines approches existantes, notre méthode se distingue par sa transparence : elle suit chaque étape du cycle de vie du bois récolté, identifie les externalités environnementales associées à chacune d'elles, et leur attribue une valeur monétaire, afin de fournir une estimation aussi représentative et exhaustive que possible de la réalité écologique.

3.2 - Description des coûts :

Afin de faciliter la compréhension et de donner une vue d'ensemble structurée des coûts environnementaux associés à la ressource bois, le tableau ci-dessous présente les différentes catégories de coûts que nous allons détailler dans la suite de cette section.

Tableau 1 : Sommaire des coûts étudiés

Coûts directs de production
Coût d'opération
Coûts environnementaux
Émissions de GES (aménagement)
Perturbation des écosystèmes
Émissions de GES (carburants)
Coût polluants atmosphériques
Externalités climatiques indirectes
Coût de séquestration différée du carbone
Matériaux alternatifs

3.2.1 - Coûts directs de production :

Coût d'opération :

Manuel de détermination des possibilités forestières 2018-2023, Bureau du Forestier en chef, 2018

Le coût d'opération, ou le coût de l'approvisionnement, correspond à l'un des principaux éléments de la chaîne de transformation. La rentabilité des usines de transformation dépend du bilan des coûts d'opération et des revenus de vente. Sachant que l'industrie a peu d'impact sur le niveau des prix des produits finis de bois et sur les marchés d'échanges internationaux, la gestion des coûts d'approvisionnement est un enjeu majeur pour l'industrie et les producteurs. Le *Manuel de détermination des possibilités forestières 2018-2023*, ((Bureau du Forestier en Chef & Gouvernement du Québec, 2018) a mis en place un indice relatif du coût d'approvisionnement pour analyser et prendre des décisions éclairées quant à la répartition des coûts et de comparer les industries en fonction des territoires et provinces. Bien que le Bureau du Forestier en Chef soit un organisme québécois et qu'il se base sur son marché pour produire ses rapports, nous allons considérer ses postulats pour l'ensemble du territoire canadien.

L'indice relatif du coût d'approvisionnement est composé de deux catégories de coûts : les coûts de récolte et les coûts fixes. Les coûts de récolte correspondent aux frais liés à l'exploitation des arbres dans une forêt, comme l'abatage ou le transport du bois et sont ici pris en compte dans une équation spéciale fournie par le Bureau de mise en marché des bois. L'équation tient compte de 3 éléments principaux, soit la dimension des arbres, le type de coupe et le type de peuplement forestier. En effet, chaque type d'arbre implique des méthodes et des équipements spécifiques qui influencent grandement le coût total d'opération. Les coûts fixes sont eux composés des coûts de transport à l'usine la plus proche, des coûts de fabrication des chemins ainsi que leur entretien, de la valeur marchande du bois sur pied ainsi que les frais administratifs, le mesurage, la planification, la certification, les camps forestiers et les contributions financières à divers organismes comme la Société de Protection des Forêts contre le Feu (SOPFEU) et autres.

$$C_{\text{total}} = C_{\text{récolte}} + C_{\text{transport}} + C_{\text{redevances}} + C_{\text{autres}} + C_{\text{chemins}}.$$

Pour chaque unité territoriale de référence, on calcule les coûts unitaires (le coût en dollars par mètre cube récolté) pour chaque étape qu'on additionne pour obtenir le coût total auquel on soustrait les revenus perçus grâce aux crédits sylvicoles (aide financière) lorsqu'on fait des coupes partielles (coût total net).

$$R_{\text{total}} = R_{\text{sylvicoles}} + R_{\text{carbone}} + R_{\text{autres}}$$

$$C_{\text{total net}} = C_{\text{total}} - R_{\text{total}}.$$

Pour éviter de sous-estimer le coût par mètre cube réellement utilisé (soit le volume transporté aux usines) on applique un facteur d'ajustement (une moyenne calculée à partir des différents produits issus du bois) qui permet de passer du volume brut au volume réellement utilisé. L'intégration de ce coût est essentielle, car il représente une charge majeure pour les producteurs et a un impact décisif sur la compétitivité économique du secteur forestier canadien. Le Bureau du Forestier en Chef fournit des estimations du cout d'approvisionnement de 2018 à 2058 sur un intervalle de 5 ans entre chaque estimation.

Figure 3 : Évolution de l'indice relatif du coût d'approvisionnement moyen sur 9 périodes



Source : Bureau du forestier en Chef – Manuel de détermination des possibilités forestières 2018-2023

Le coût est donc exprimé en \$/m³ et la valeur moyenne choisie est donc **60,92 \$/m³**.

$$\bar{C} = \frac{61,25 + 61,02 + 61,34 + 61,63 + 61,25 + 60,86 + 59,92 + 60,30 + 60,71}{9} \approx 60,92 \text{ \$/m}^3$$

3.2.2 - Coûts environnementaux directs :

Émissions de GES liés à l'aménagement forestier :

Données statistiques forestières : Inventaire national des gaz à effet de serre. (Statistique Canada, 2024)

Rapport d'inventaire national 1990-2021 : Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada (Environnement et Changement climatique Canada, 2024b)

Les forêts sont un écosystème qui absorbe et rejette du CO₂ durant tout leur cycle de vie. Il est donc important de prendre en considération le fait qu'on doit s'intéresser à un bilan net des émissions de carbone par l'exploitation des forêts. Statistique Canada fournit des données sur le total des émissions et des accumulations nettes dans l'atmosphère pour toutes causes confondues (feux, maladies, insectes, exploitation commerciale...) en équivalent CO₂ et par années. Le Canada suit les lignes directrices du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC), et applique une méthodologie de niveau 3, soit l'approche la plus précise recommandée à l'échelle internationale. Cette méthode repose sur un modèle de simulation dynamique : le Modèle de Bilan du Carbone du Secteur Forestier Canadien (MBC-SFC3). Ce modèle permet de quantifier les flux de carbone associés à l'ensemble des activités forestières, en tenant compte des données d'inventaires forestiers, des types de coupes, des conditions climatiques régionales et des trajectoires des produits ligneux récoltés suivis sur plusieurs années. Contrairement aux approches qui supposent une libération immédiate du carbone, le modèle canadien intègre le cycle de vie du carbone forestier. Il distingue les émissions immédiates (résidus laissés sur place, bois brûlé) et les émissions différées (décomposition des produits boisés en fin de vie). Les résultats sont ensuite exprimés en kilotonnes de CO₂ équivalent (kt CO₂e), ce qui permet leur conversion en valeur monétaire grâce au coût social du carbone (CSC).

Les chiffres étudiés dans ce mémoire sont obtenus de la manière suivante : on soustrait les émissions et accumulations nettes causées par des perturbations naturelles aux émissions et aux accumulations nettes causées par des activités d'aménagement forestier et la récolte de produits de bois. On observera une valeur positive lorsqu'il y aura plus d'émissions que d'absorption et inversement pour les valeurs négatives. Les statistiques proposées par Statistique Canada présentent également le transfert du secteur de l'aménagement forestier au secteur des produits forestiers causés par la récolte, soit la quantité de carbone transférée des

forêts vers les produits de bois. L'intégration des émissions de GES est essentielle pour quantifier précisément les impacts environnementaux du secteur forestier canadien sur le climat global.

Tableau 2 : Émissions liées aux forêts aménagées – Canada (2010-2020)

Indicateur	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Superficie de forêts aménagées (ha)	225940021.0	225906325.0	225870996.0	225830982.0	225787619.0	225740243.0	225692248.0	225647802.0	225604042.0	225559415.0	225516062.0
Total des émissions nettes dans l'atmosphère (Mt éq. CO ₂ /an)	106.6	139.8	104.1	41.1	161.8	263.2	97.2	225.2	262.8	151.5	3.5
Émissions nettes dues aux perturbations naturelles (Mt éq. CO ₂ /an)	110.1	143.2	111.6	45.2	165.7	260.9	99.5	227.5	260.1	161.7	8.8
Émissions nettes dues à l'aménagement forestier (Mt éq. CO ₂ /an)	-3.5	-3.4	-7.5	-4.1	-4.0	2.3	-2.2	-2.4	2.6	-10.2	-5.3
Transferts vers les produits de bois (Mt éq. CO ₂ /an)	-144.0	-150.2	-152.2	-155.3	-155.1	-160.0	-159.4	-158.4	-159.2	-143.0	-141.9

Source : *Données statistiques forestières, inventaire des émissions de GES*

Ces données sont disponibles de 1990 à 2021, produites annuellement et exprimées en mégatonnes. En 2020 c'est un volume de 143 061 196 m³ qui a été récolté au Canada (*Statistique Canada, Données statistiques forestières, inventaire des émissions de GES*) et qui a généré 3,5 mégatonnes d'éq. CO₂. Les émissions de GES par m³ de bois récolté prennent donc la valeur suivante : **0,02447 t eq- CO₂/m³**.

$$\text{Émissions}_{\text{GES par m}^3} = \frac{3,500\,000}{143\,061\,196} \approx 0,02447 \text{ t éq.-CO}_2/\text{m}^3$$

Perturbation des écosystèmes – perte de biodiversité :

La valeur économique des écosystèmes naturels et agricoles de la Communauté métropolitaine de Québec (Wood et al., 2019)

La valorisation monétaire des perturbations environnementales liées à l'exploitation forestière représente un enjeu méthodologique central dans l'intégration des externalités écologiques dans le calcul de performance économique. La coupe de bois entraîne non seulement une extraction physique de matière, mais également une déstabilisation des fonctions écologiques assurées par les écosystèmes forestiers. Ces fonctions, souvent qualifiées de "services écosystémiques", comprennent entre autres la régulation du climat, la filtration de l'eau, la stabilisation des sols, la fourniture d'habitats pour la biodiversité ou encore des services récréatifs et culturels.

Afin de rendre compte de ces pertes dans une logique de quantification économique, une estimation du coût monétaire associé à la dégradation de ces services s'avère nécessaire. Pour cela, nous avons retenu les données issues du rapport « *La valeur économique des écosystèmes naturels et agricoles de la Communauté métropolitaine de Québec* » (CMQ) (Wood et al., 2019), réalisé en 2019 par une équipe de chercheurs de l'Université du Québec en Outaouais (UQO). Ce rapport représente l'une des rares tentatives méthodiques et localisées de quantification économique des services écosystémiques rendus par les forêts au Québec. Il fournit une base empirique précieuse, fondée sur un cadre méthodologique robuste et transparent, permettant d'estimer des coûts environnementaux spécifiques par type d'écosystème et par fonction écologique. L'étude repose sur le concept de Valeur Économique Totale (VET), qui regroupe l'ensemble des bénéfices économiques issus des écosystèmes, divisés entre valeurs d'usage (directes et indirectes) et valeurs de non-usage (valeur d'existence, valeur de legs, etc.).

Pour évaluer la contribution des différents écosystèmes forestiers, les auteurs ont retenu la méthodologie en 5 étapes principales. D'abord, on définit précisément le périmètre d'analyse, à savoir la Communauté Métropolitaine du Québec (CMQ) et une portion adjacente du territoire couverte par la Table de Concertation Régionale du Saint-Laurent (TRCQ). Le but de cette étape est de contextualiser géographiquement, économiquement et socialement l'étude en mettant l'accent sur la diversité des milieux naturels (forêts, milieux humides...) et la dynamique des territoires (urbanisation, enjeux de conservation).

La deuxième étape repose sur une analyse spatiale exhaustive de l'occupation du sol qui sert de base à la modélisation des services écosystémiques. Dans cette optique, les chercheurs ont compilé plusieurs sources cartographiques de haute résolution comme les données de *Canards Illimités Canada* (2010), les données du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, le registre des terres agricoles du Québec ainsi que les photos aériennes et couches vectorielles de Ressources Naturelles Canada. Chaque parcelle du territoire est ainsi classée selon une typologie d'écosystèmes permettant de rattacher des services écosystémiques à chaque type de milieu. Par la suite, les chercheurs vont quantifier les services écosystémiques rendus par les différents types d'écosystèmes selon une approche biophysique grâce au logiciel InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs) développé par le Natural Capital Project. C'est un logiciel qui simule pour chaque pixel du territoire les flux ou les stocks liés à un service écosystémique donné selon des fonctions de production environnementale. Les

services modélisés par l'étude incluent notamment : la séquestration de carbone, la régulation de la qualité de l'eau, le contrôle de l'érosion, le traitement des polluants atmosphériques, la régulation hydrologique, la protection de la biodiversité et les usages récrétouristiques ou culturels. Les fonctions modélisées prennent en compte des variables écologiques, comme la topographie, l'usage du sol ou encore les précipitations ainsi que des données anthropiques (réseau routier, par exemple). Le résultat de cette étape est une quantification spatialisée des services écosystémiques en unités physiques.

Une fois les services quantifiés, l'étape suivante consiste à leur attribuer une valeur monétaire, exprimée en dollars canadiens par hectare et par an, à travers 3 méthodes économiques en fonction des informations disponibles sur le service écosystémique. On utilise le prix de marché pour les services pour lesquels une valeur économique directe est observable (ex : production de bois) et le coût de remplacement (estimer ce qu'il en coutera à la société pour reproduire artificiellement un service) notamment pour le traitement des polluants dans l'air, la régulation hydrologique ou le stockage de carbone. Finalement, la méthode des transferts de bénéfices est également utilisée pour les services intangibles. Chaque service est donc rattaché à une valeur unitaire, tenant compte de ses spécificités écologiques et économiques. Enfin, l'ensemble des valeurs unitaires est agrégé spatialement en fonction des types d'écosystèmes et de leur superficie.

Dans le cadre de notre étude, les résultats les plus pertinents sont ceux concernant les forêts rurales pour lesquelles la valeur totale moyenne des services écosystémiques est estimée à environ 3 782 \$/ha/an. Cette valeur nous permet de calculer un coût monétaire unitaire par m³ de bois récolté en la divisant par le volume de récolte moyen par hectare. Selon les données de Statistique Canada, en 2020 le volume récolté de bois était de 143 061 196 m³ pour une superficie récoltée de 710 333 ha, ce qui nous amène à un volume récolté par hectare de 201,4 m³/ha.

$$\frac{143\ 061\ 196\ m^3}{710\ 333\ ha} \approx 201,4\ m^3/ha$$

$$\frac{3\ 782\ \$/ha/an}{201,4\ m^3/ha} \approx 18,78\ \$/m^3/an$$

En utilisant ces chiffres, on obtient un coût pour la perte des services écosystémiques d'environ **18,78\$/m³** récolté de bois par année.

Émissions de GES liées à la consommation de carburants et d'énergies fossiles :

Fuel consumption for ground-based harvesting systems in western Canada » (Sambo, 2002)

L'exploitation du bois, aussi bien dans le processus de récolte que lors de la transformation des produits, a non seulement un coût pour les entreprises (coût d'opération) mais également un coût énergétique. Il est important d'intégrer ces coûts énergétiques, car ils se traduisent directement par des impacts environnementaux substantiels et représentent une part importante du coût total d'opération de l'industrie du bois fourni par le Bureau du Forestier en Chef, qui ne considère que le coût du carburant et non pas les émissions de GES qui peuvent y être associées.

Le but étant d'analyser les émissions de GES dues à l'utilisation de carburant et d'énergies fossiles lors de la production de bois, nous allons utiliser l'étude « *Fuel consumption for ground-based harvesting systems in western Canada* » (Sambo, 2002), publiée par la FERIC (Forest Engineering Research Institute of Canada) en juillet 2002. Dans ce rapport la FERIC a voulu mesurer la consommation de carburant (et donc les émissions de GES) des systèmes de récolte au sol dans l'Ouest canadien. Pour ce faire, ils ont envoyé un questionnaire à 68 adhérents FERIC pour recueillir des informations sur les volumes annuels de récolte, les distances de transport, les types de récolte et autres caractéristiques. L'étude est consolidée par des entretiens sur site afin de valider les données et de quantifier la consommation de carburant par phase et par machines. Ici, les principales méthodes de récolte sont regroupées en 4 familles, et, pour chacune, les auteurs ont estimé la consommation en litres de diesel équivalent par m³ de bois durant chaque phase de production. Ils ont par la suite multiplié la consommation de chaque système par la proportion de volume de bois correspondant à ce système sur l'ensemble de l'Ouest canadien pour trouver la moyenne pondérée de la consommation de carburant, aboutissant à 7,1L diesel-équivalent par m³.

Tableau 3 : Émissions de GES par m³ de bois produit à partir de 7,1L de diesel-équivalent

Gaz	Par litre de diesel		Par m ³ de bois produit (7,1 L)	
	Émissions(g/L)	GWP	Émissions eqCO ₂ (g/L)	Émissions eqCO ₂ (g/m ³)
CO ₂	2730	1	2730.0	19383.00
CH ₄	0.1	21	2.1	14.91
N ₂ O	0.6	310	186.0	1320.60
Total			2918.1	20463.00

Source : *Fuel consumption for ground-based harvesting systems in western Canada » (Sambo, 2002)*

Le rapport utilise des facteurs d'émission officiels (publiés par le Gouvernement du Canada en 1999) pour quantifier les gaz à effet de serre par litre de carburant, ventilés en CO₂, CH₄ et N₂O principalement. Par exemple, 1L de diesel équivaut à 2730g de CO₂, 0,1g de CH₄ et 0,6G de N₂O. Notons aussi que pour convertir les autres gaz en équivalent CO₂, les chercheurs utilisent des potentiels de réchauffement (GWP) : 1 pour le CO₂, 21 pour le CH₄ et 310 pour le N₂O. Ces calculs aboutissent finalement à environ 2900/3000 eq- CO₂/L soit 20463g eq- CO₂ pour chaque m³ de bois produit, en considérant la phase de planification, de construction des routes, de récolte, de transport et de sylviculture.

Selon le rapport « *Major Primary Timber Processing Facilities in British Columbia – 2017* », (Ministry of Forests, Lands, Natural Resources operations and Rural Development, 2019) 46,3% du volume de bois entrant dans les scieries est converti en bois d'œuvre, 35,2% est transformé en copeaux (utilisé principalement pour la pâte à papier), 16,3% devient de la sciure ou des copeaux fins (utilisés pour l'énergie et les granulés) et 2,3% est perdue due au rétrécissement du bois. Le *lumber recovery factor* (LRF), ou taux de récupération pour le bois d'œuvre, est donné comme étant 0,278 mfbm/m³, soit environ 46,3 % de rendement en volume solide. En effet, le MFBM (« thousand foot board measure ») est une unité nord-américaine qui mesure un volume de bois équivalant à 1000 pieds-planches, soit un volume brut de planches de 1 pied de long × 1 pied de large × 1 pouce d'épaisseur.

$$LRF = \frac{V_{fini}}{V_{récolté}} \quad \text{avec} \quad LRF \approx 0,463$$

On peut donc en conclure qu'un 1m³ de bois récolté produit 0,463 m³ de bois, ou, inversement, produire 1m³ de bois fini nécessite environ 2,16 m³ de bois récolté (car 1/0,463 = 2,16).

$$E_{récolté} = V_{fini} \times E_{fini} = 0,463 \times 20\,463 \approx 9\,475 \text{ g eq-CO}_2/\text{m}^3$$

Le facteur d'émission initial de 20 463 g éq-CO₂ est exprimé par m³ de bois d'œuvre produit. Afin de raisonner en fonction du volume de bois récolté (en amont du processus industriel), ce facteur a été corrigé en tenant compte du taux de récupération (46,3 %), ce qui conduit à un coût de 9 475 g éq-CO₂ par m³ de bois récolté, soit **0,009475 t éq-CO₂/m³**.

Coûts de la pollution atmosphérique :

Rapport d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques, (Environnement et Changement climatique Canada, 2024a)

Inventaire National des Rejets de Polluants (INRP), Environnement et Changement Climatique Canada, 2025

Estimating the external costs of industrial air pollution : trends 2012-2021, (European Environment Agency & European Topic Centre Human health and the environment, 2024)

Le processus industriel de transformation du bois récolté ainsi que le traitement des déchets et résidus est à l'origine d'émissions de polluants atmosphériques. Afin de dresser un portrait précis des émissions de polluants au Canada, Environnement et Changement Climatique Canada (ECCC) produit chaque année le *Rapport d'Inventaire des Émissions de Polluants Atmosphériques du Canada* (Environnement et Changement Climatique Canada, 2024a), un rapport exhaustif regroupant les données déclarées à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) ainsi que des estimations pour les sources non déclarantes. Dans ce cadre, ECCC définit l'« Industrie du bois » comme l'ensemble des scieries, usines de panneaux (placages, panneaux de particules, panneaux de fibres, etc.), ébénisteries, usines de traitement et de transformation du bois, ainsi que les fabricants de produits du bois, dont les meubles ou encore les granulés (Environnement et Changement Climatique Canada, 2024a). Grâce à cette définition sectorielle, il est possible d'identifier et d'agréger les rejets de substances, comme les particules fines (PM2,5), les oxydes d'azote (NOx), ou encore le monoxyde de carbone (CO), autant d'éléments qui entrent dans le calcul de la pollution atmosphérique. Une fois ces

quantités recensées, il devient envisageable d'établir une estimation monétaire, c'est-à-dire un coût global associé à ces émissions.

Tous les polluants considérés dans le rapport le sont, car leurs émissions sont régies par les obligations internationales du Canada, notamment la Convention sur la Pollution Atmosphérique Transfrontière à Longue Distance (CPATLD) et ses protocoles (Göteborg, Aarhus, etc.). Ces engagements portent sur 3 grands groupes, à savoir les principaux contaminants atmosphériques (particules (PM_{2,5}), oxydes d'azote (NO_x), oxydes de soufre (SO_x), composés organiques volatils (COV), monoxyde de carbone (CO) et ammoniac (NH₃)), les métaux lourds (plomb (Pb), cadmium (Cd) et mercure (Hg)) et finalement les polluants organiques persistants (dioxines et furanes et certains hydrocarbures). Les analyses du rapport sont basées sur l'Inventaire National de Rejets de Polluants (INRP). L'INRP est fondé sur la déclaration obligatoire des installations industrielles du Canada qui dépassent certains seuils d'activité ou de rejets, les exploitants sont encore une fois tenus par la loi de mesurer ou d'estimer leurs émissions, transferts et éliminations de diverses substances, puis de les transmettre à Environnement et Changement Climatique Canada chaque année. L'Inventaire National des Rejets de Polluants (INRP) couvre les rejets émanant de toutes les installations industrielles, commerciales et institutionnelle, y compris celles liées au traitement et à la gestion des déchets (incinération, enfouissement, tri/transfert).

Dans le cadre de ce mémoire, nous avons obtenu les données relatives à l'industrie du bois et à la gestion des déchets de cette dernière, directement issues du Tableau de Bord de l'Inventaire National des Rejets de Polluants. C'est un jeu de données qui fournit des données sur les émissions de polluants déclarés par les institutions de l'industrie du bois, de 1997 à 2023. Nous allons donc établir un coût attribuable aux polluants atmosphériques issus de la transformation industrielle du bois, ainsi qu'au traitement des déchets (fin du cycle de vie du produit).

Bien que l'INRP nous donne des informations sur la quantité émise par année, il nous faut trouver un prix pour pouvoir exprimer le coût de la pollution atmosphérique par mètre cube de bois récolté. Pour ce faire, nous allons utiliser les coûts estimés par European Environment Agency dans la note technique « *Estimating the external costs of industrial air pollution : trends 2012-2021* » (European Environment Agency, 2024). Ce document adopte la méthodologie dite « impact-pathway » pour convertir les quantités de polluants émis en coûts monétaires, c'est une méthode qui décompose chaque étape, à savoir : émissions, dispersion et transformation, exposition, impacts et finalement valorisation monétaire. Cette méthode est reconnue au niveau international, appliquée dans les travaux de la Commission Européenne ou

de l'Organisation Mondiale de la Santé pour évaluer les externalités de la pollution. Pour chaque polluant que nous considérons (PM2.5, SOx, NOx, VOCs, CO, NH3, Pb, Cd, Hg, Dioxines et Furanes, PAHs) la note calcule un coût marginal de dommages exprimé en euros par tonne ou en euros par kilos (notamment pour les métaux lourds et organiques). Ces montants sont principalement estimés à l'aide de deux méthodes : VOLY (Value of Life Year, valorisation basée sur le coût d'une année de vie perdue) et VSL (Value of Statistical Life, valorisation basée sur le coût d'une vie statistique entière). On obtient donc pour certains polluants (CO, NH3, NOx, PM2.5, SOx, VOCs) deux estimations de prix (exprimées en euro/tonnes émises), sachant que les estimations faites via VSL sont toujours bien supérieures à celles faites avec VOLY. Pour les autres polluants (Pb, Cd, Hg, Dioxines et Furanes, PAHs) la note technique fournit le coût moyen sur la période 2012-2021, (exprimé en euros/kilogrammes émis) basé sur le modèle RiskPoll qui évalue notamment l'inhalation, l'ingestion et les probabilités de pathologies graves. Ces estimations constituent donc une base crédible pour estimer le coût externe de la pollution atmosphérique au Canada.

Nous allons donc estimer le coût de la pollution atmosphérique attribuable à l'industrie du bois et au traitement des déchets, sur l'ensemble du territoire Canadien pour l'année 2020. On part des données brutes d'émissions (qui peuvent être en grammes, kilogrammes ou tonnes) et on convertit ces valeurs dans une unité cohérente avec le prix unitaire associé au polluant (pour les polluants dont le prix est exprimé en euro/tonnes, on convertira toutes les quantités émises en tonnes). Pour chaque polluant, on somme les émissions standardisées sur l'année (2020) ce qui donne la valeur totale d'émission par polluant. On associe à chaque polluant son coût unitaire, qui prendra soit une estimation haute (issue de VSL) soit basse (VOLY) puisqu'en général, deux estimations sont faites pour chacun des polluants. On peut trouver ci-dessous les prix considérés :

Tableau 4 : Prix par polluant atmosphérique (valeurs basses et hautes)

Polluant	Coût bas (\$/unité)	Coût haut (\$/unité)	Unité de mesure
CO	65.00	206.00	tonnes
NH3	18 991.00	52 268.00	tonnes
NOx	15 353.00	42 953.00	tonnes
PM2.5	86 490.00	237 123.00	tonnes
SOx	16 212.00	38 354.00	tonnes
Pb	45 013.00	45 013.00	kg
Cd	252 133.00	252 133.00	kg
Hg	16 869.00	16 869.00	kg
Dioxins_Furans	132 100 000.00	132 100 000.00	kg
PAHs	1 429.00	1 429.00	kg
VOCs	1 844.00	4 480.00	tonnes

Source : *Estimating the external costs of industrial air pollution : trends 2012-2021, EEA, 2024*

Aucun coût unitaire spécifique n'étant disponible pour le monoxyde de carbone (CO), ses émissions ont été converties en équivalent dioxyde de carbone (CO₂). En effet, on sait que le CO₂ est 1,57 fois plus lourd que le monoxyde de carbone, nous avons donc multiplié les quantités de monoxyde de carbone par 1,57 (Irving et al., 2006), pour obtenir ces quantités en équivalent CO₂, ce qui nous permet d'obtenir le coût total pour les émissions de monoxyde de carbone. En effet, la masse molaire du CO est d'environ 28g/mol, et la masse molaire du CO₂ est d'environ 44g/mol.

$$\text{Facteur} = \frac{44}{28} \approx 1.57.$$

$$Q_{\text{CO}_2\text{eq}} = Q_{\text{CO}} \times 1.57,$$

$$\text{Coût total pour CO} = Q_{\text{CO}_2\text{eq}} \times P_{\text{CO}_2}.$$

Pour chaque autre polluant le coût total est obtenu par la formule suivante :

$$\text{Coût total} = Q_i \times C_i$$

Où :

- Q_i représente la quantité totale d'émission du polluant i dans l'unité adaptée (kg ou tonnes),
- C_i est le coût unitaire pour i

Finalement, le coût total global est la somme pour tous les polluants :

$$\text{Coût global} = \sum_i \text{Coût total}_i = \sum_i (Q_i \times C_i)$$

Tableau 5 : Estimation des coûts de pollution par polluant

Polluant	Unité de mesure	Émissions (unités corrigées)	Coût total minimum (\$)	Coût total maximum (\$)
co	tonnes	116 449.67	7 569 228.78	23 988 632.75
vocs	tonnes	15 371.68	28 345 379.72	68 865 130.77
nox	tonnes	8 346.27	128 140 345.35	358 497 508.88
pm2.5	tonnes	3 384.27	292 705 382.05	802 487 898.10
pb	kg	2 705.53	121 784 192.94	121 784 192.94
cd	kg	304.18	76 694 194.14	76 694 194.14
sox	tonnes	257.53	4 175 006.65	9 877 140.70
pahs	kg	85.84	122 665.36	122 665.36
nh3	tonnes	58.82	1 117 126.58	3 074 612.83
hg	kg	0.30	5 077.57	5 077.57
dioxins_furans	kg	0.00011	14 509.60	14 509.60

Dans le cadre de l'analyse, nous allons considérer le coût de la pollution atmosphérique occasionnée calculée sur la base des prix à valeur haute. En effet, adopter le prix « haut » revient à adopter une approche plus prudente pour diverses raisons. Dans un premier temps les externalités environnementales sont souvent sous-estimées dans les modèles économiques, les estimations hautes reflètent le risque que les impacts soient plus graves et plus coûteux que ce que le scénario à valeurs basses peut suggérer. Aussi, les dommages pouvant conduire à des conséquences irréversibles (fonte des glaces, perte de biodiversité), le scénario aux valeurs hautes illustre le prix d'une trajectoire potentiellement plus dommageable et difficile à corriger a posteriori. C'est finalement dans une démarche précautionneuse que l'on choisit d'utiliser ces valeurs.

Le coût total global en utilisant les valeurs hautes est de 1 465 411 564 euros de 2021. En utilisant un taux de change entre les euros et les dollars canadiens pour l'année 2021 évalué à 1,4828 (Taux de change annuels, *Banque du Canada, 2025*), on sait que le coût total prend donc la valeur de 2 172 912 267,10 \$2021. Comme nous nous intéressons à la valeur de ces dommages en 2020, on ajuste cette valeur avec le taux d'inflation (1,08% selon la Banque du Canada), on obtient donc un coût total de 2 149 446 691,86\$. Finalement, en divisant cette

valeur par la superficie récoltée en 2020 (soit 143 061 196 m³), on parvient à un coût de la pollution atmosphérique de **15,19\$/m³** de bois récolté.

3.2.3 – Externalités climatiques indirectes :

Coût de séquestration différée du carbone:

Portrait de la régénération naturelle en forêt publique sous aménagement du Québec méridional des années 1970-2010 (Ministère des forêts, de la faune et des parcs, 2015)

Bilan Quinquennal de l'aménagement durable des forêts 2013-2018, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2020 (Ministère des forêts, de la faune et des parcs, 2018)

Outil de prévision de la régénération naturelle par région écologique et végétation potentielle, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2016

Manuel de détermination des possibilités forestières 2018-2023 (Bureau du Forestier en Chef & Gouvernement du Québec, 2018)

Effects of Stand Age on Aboveground Live Tree Carbon Stock and Change in Forests (Hoover & Smith, 2023)

Aménagement Durable des Forêts du Domaine de l'Etat, Analyse de la période 2018-2023(Bureau du Forestier en Chef, 2024)

Le calcul du coût de séquestration différée du carbone forestier repose sur une approche temporelle qui vise à mesurer, en termes économiques, la perte temporaire de capacité de stockage de carbone induite par la coupe d’arbres. Lorsqu’une forêt est récoltée, le carbone qu’elle contenait est en partie relâché ou transformé en produits de bois, mais surtout, elle perd immédiatement sa capacité à continuer à séquestrer du carbone atmosphérique. Cette capacité n'est pas supprimée de manière permanente, car une régénération est généralement mise en place, mais celle-ci prend du temps. Ce décalage temporel entre le stockage initial et la reconstitution progressive du stock de carbone constitue un coût environnemental qui peut être quantifié. Nous choisissons de considérer que ce décalage temporel a un coût réel pour la société (car le carbone supplémentaire dans l’atmosphère provoque des dommages pendant ce temps).

Pour calculer ce coût de séquestration différée, nous allons partir de différentes hypothèses. Dans un premier temps, selon le *Portrait de la régénération naturelle en forêt publique sous aménagement du Québec méridional des années 1970-2010* publié par le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs en 2015, le temps moyen de régénération totale pour une forêt est de 39 à 52 ans, en fonction du type de forêt (forêt décidue, mélangée ou boréale). La forêt est considérée comme régénérée lorsque la hauteur des arbres est revenue à au moins 7 mètres (Cyr et al., 2016). Nous allons partir du principe qu'on observe une forêt boréale, car elles ne représentent pas moins de 77% des forêts canadiennes, et le temps approximé de régénération pour une forêt boréale est de 52 ans environ (Ministère des forêts, de la faune et des parcs, 2018). Les objectifs du management forestier visent à maintenir une

structure d'âge des peuplements qui s'apparente à celle des forêts naturelles, en assurant une proportion suffisante de peuplements matures et vieux. Selon le *Manuel de détermination des possibilités forestières 2018-2023* du Bureau du forestier en chef du Québec, il est recommandé d'attendre que les peuplements atteignent un certain âge avant leur récolte afin de préserver les fonctions écologiques des vieilles forêts et de maintenir les attributs structuraux associés à la maturité forestière. C'est dans cette logique que notre étude considère que les peuplements récoltés en 2020 avaient un âge moyen compris entre 60 et 80 ans.

Pour établir notre référentiel, soit le stock de carbone retenu par la forêt si on ne l'avait pas coupée, nous allons utiliser le taux net annuel de séquestration de carbone établi par l'étude « *Effects of Stand Age on Aboveground Live Tree Carbon Stock and Change in Forests* » publiée par le Service Forestier du département de l'agriculture des États-Unis (Hoover & Smith, 2023). Dans un premier temps, les auteurs calculent le stock de carbone au-dessus du sol (tC/ha) pour chaque placette forestière mesurée. Ce stock est estimé à partir des caractéristiques dendrométriques des arbres (diamètre, hauteur, espèce) et à l'aide de modèles allométriques standards. Ensuite, pour les placettes ayant été mesurées à au moins deux reprises, le taux net annuel de séquestration de carbone est obtenu en calculant la différence de stock entre deux campagnes d'inventaire, divisée par le nombre d'années écoulées entre les deux mesures. Ces taux sont ensuite agrégés par classes d'âge de 20 ans (0–20, 21–40, etc.), et par région écologique. Pour chaque classe, les auteurs indiquent initialement le taux net moyen de séquestration total par classe d'âge (en tC/ha sur toute la période de la classe), calculé à partir de plusieurs centaines de placettes. Afin d'obtenir des taux annuels cohérents avec notre étude, nous avons divisé ces taux totaux par le nombre d'années dans chaque tranche d'âge. Ainsi, par exemple, une valeur indiquée initialement comme un cumul sur 20 ans a été divisée par 20 afin d'obtenir un taux moyen annuel (en tC/ha/an). Ces taux annualisés reflètent donc plus précisément la dynamique naturelle de la croissance forestière (Hoover & Smith, 2023) et sont cohérents avec l'approche annuelle adoptée dans notre étude.

Le scénario étudié est donc le suivant : en 2020 on a coupé 710 333 hectares d'une forêt qui avait en moyenne 70 ans et on veut observer la différence de stockage de carbone avec la situation de statu quo (la forêt n'a pas été coupée) si on replante directement les arbres coupés. À noter que la coupe dont il est question est une coupe totale dans ce cas, et ce, parce que depuis les années 1963, la grande majorité des perturbations attribuables aux humains sont des coupes totales et non partielles selon le Forestier en Chef (Bureau du Forestier en Chef, 2024).

Pour pouvoir faire une comparaison efficace et réaliste, nous avons besoin de connaître le taux d'accumulation du carbone annuel par les arbres en fonction de leur âge, estimé dans l'étude du Service Forestier. Cette étude propose diverses estimations de taux d'accumulation du carbone, notamment en fonction des divers types de forêts présentes dans la région étudiée, nous allons considérer les estimations relatives à la région « Northern Lake States » qui présente une composition relativement comparable aux forêts boréales qu'on retrouve au Canada.

Tableau 6 : Taux net annuel de séquestration de carbone - Forêt Northern Lake States

Classe d'âge (années)	Taux moyen d'accumulation (tC/ha/an)
0–20	0.0565
21–40	0.0410
41–60	0.0130
61–80	0.0070
81–120	0.0040
120+	0.0040
Overall	0.0040

Source : Calculé à partir des valeurs corrigées de « Effects of Stand Age on Aboveground Live Tree Carbon Stock and Change in Forests »

Pour chaque année de la période de régénération (soit 52 ans), on compare le stock de carbone qui aurait été maintenu si la forêt n'avait pas été coupée (c'est-à-dire la somme des taux moyens annuels de séquestration de carbone pour une forêt, de ses 70 à ses 122 ans, soit un seuil de 0,238tC/ha/an), avec le stock réellement reconstitué année après année selon le taux de séquestration moyen par tranche d'âge pour l'année de référence, soit 2020. Cette différence annuelle — exprimée en tonnes de carbone manquantes — représente le carbone "perdu" chaque année par rapport à un scénario sans coupe.

$$\Delta C(t) = 0,238 - \sum_{i=1}^t s(i) \quad \text{pour } t = 1, 2, \dots, 52$$

$$s(i) = \begin{cases} 0,0565 & \text{pour } i \in [1, 20], \\ 0,041 & \text{pour } i \in [21, 40], \\ 0,013 & \text{pour } i \in [41, 52]. \end{cases}$$

Chaque quantité annuelle de carbone perdue est ensuite convertie en équivalent CO₂ (à raison de 3,7 tCO₂ par tC, selon *United States Environmental Protection Agency*), puis valorisée économiquement en utilisant un coût social du carbone (CSC) de 247 \$2021/tCO₂, qui correspond au coût social du carbone utilisé par Environnement et Changement Climatique Canada.

$$CSC_{2020} = \frac{CSC_{2021}}{1,0108}$$

Ce prix est en dollars canadiens de 2021, si on les convertit en dollars canadiens de 2020 avec un taux d'inflation de 1,08%, on considère alors un CSC de 244,33\$/ tCO₂ selon la Banque du Canada.

$$V(t) = \Delta C(t) \times 3.7 \times 244.33 \quad \text{pour } t = 1, 2, \dots, 52.$$

On obtient ainsi une valeur monétaire de la perte annuelle de stockage de carbone par hectare. Ces flux monétaires futurs sont ensuite actualisés pour les ramener à leur valeur en 2020, en appliquant un taux d'actualisation établi à 3% selon la formule de Ramsey.

$$V_{\text{act}}(t) = \frac{V(t)}{(1 + 0.03)^t}$$

Enfin, en sommant ces pertes actualisées sur toute la période de régénération (52 ans) et en les rapportant au volume de bois récolté (exprimé en m³) on obtient le coût de séquestration différée du carbone forestier exprimé en \$/ m³.

$$PV_{\text{ha}} = \sum_{t=1}^{52} \frac{\Delta C(t) \times 3.7 \times CSC}{(1 + 0.03)^t}$$

Finalement on peut écrire la formule du coût de séquestration différée du carbone comme suit :

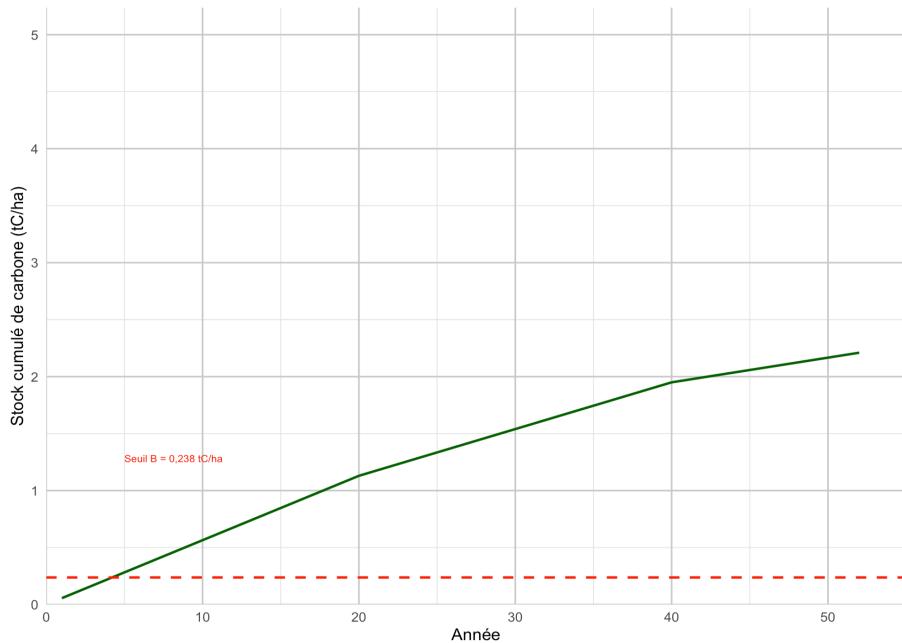
$$\text{Coût d'opportunité du carbone (en $/m}^3) = \frac{PV_{\text{ha}}}{\text{volume_par_ha}} = \frac{1}{\text{volume_par_ha}} \sum_{t=1}^{52} \frac{\Delta C(t) \times 3.7 \times CSC}{(1 + 0.03)^t}$$

Avec un volume récolté par hectare de 201,4 m³/ha.

En l'occurrence ce coût prend la valeur de **-70,18 \$/m³**. La valeur étant négative, cela indique que, dans le cadre du scénario de base, le coût associé au stockage du carbone est un bénéfice et non un coût pour la société.

On peut expliquer le résultat négatif, soit le bénéfice environnemental par le fait que la jeune forêt dépasse le stock accumulé en 52 ans par l'ancienne forêt en moins de 10 ans. L'accumulation de carbone par le nouveau peuplement correspond donc à un bénéfice pour l'environnement et la société en termes d'absorption de carbone. Intuitivement, en coupant les arbres, l'industrie du bois stimule l'absorption de CO₂, toutes choses étant égales par ailleurs.

Figure 4 : Scénario de base : plantation immédiate



Note : On observe sur le graphique ci-dessus que le stock cumulé de carbone par le nouveau peuplement (replanté immédiatement après la coupe) dépasse le stock cumulé par l'ancien peuplement en moins de 5 ans.

Usage de matériaux alternatifs :

Life Cycle Impact and Benefits of Wood along the Value Chain, Florian Suter, (Suter et al., 2017)

On s'intéresse également au coût d'usage alternatif d'autres matériaux à la place du bois afin de prendre en compte cette variable dans le calcul du coût final. L'étude *Life Cycle Impact and Benefits of Wood along the Value Chain* analyse l'ensemble du cycle de vie du bois en Suisse, depuis la récolte et la transformation jusqu'à la fin de vie en tenant compte des flux de

matières et en comparant le bois à d'autres matériaux (acier, béton...). L'analyse se concentre principalement sur les émissions à effet de serre, la demande énergétique cumulée et la formation de particules fines. L'une des statistiques clés mises en évidence par cette étude montre qu'en moyenne, chaque mètre cube de bois substituant d'autres matériaux permet d'éviter environ 0,5 t d'équivalent CO₂. Soit, la production et l'usage de bois plutôt que de ressources intensives en énergie entraînent une réduction notable de l'empreinte carbone. Cette économie est d'autant plus marquée lorsqu'on tient compte du fait qu'à la fin de vie d'un produit en bois, la combustion du bois usagé peut remplacer l'utilisation d'énergies fossiles. Selon son usage, le bois peut produire de l'énergie en émettant peu de CO₂ fossile, mais en contribuant aux émissions de particules fines, ou être utilisé comme un matériau de construction. La méthode utilisée pour aboutir à ces conclusions combine une analyse des flux de matériaux (MFA) et une évaluation de cycle de vie. D'abord, une MFA est réalisée à l'échelle de la Suisse en s'appuyant sur les données statistiques existantes, réparties proportionnellement sur les différents processus de transformation. Ensuite, une approche ACV modulaire est implémentée, à travers laquelle les chercheurs ont évalué les impacts environnementaux (principalement en termes de changement climatique, de demande en énergie fossile, de formation de particules et de rareté des ressources) associés à chaque étape de la chaîne de valeur du bois, de la production jusqu'à la fin de vie. L'étude inclut également une analyse comparative des impacts environnementaux des produits en bois et de leurs substituts non bois pour divers services. Les impacts liés aux produits de substitution ont été évalués pour trois scénarios différents (minimum, probable et maximum) ce qui a permis de calculer des facteurs de déplacement, soit la différence d'impact entre l'utilisation du bois et l'utilisation d'alternatives. Finalement, en agrégeant les bénéfices de substitution matérielle, énergétique et ceux issus du traitement en fin de vie, on obtient le coût, en l'occurrence le bénéfice, d'utiliser le bois plutôt qu'un autre matériau.

Tableau 7 : Bénéfices associés à la substitution de matériaux par le bois

Hypothèse de substitution	Par m ³ de bois utilisé	Ramené au m ³ récolté (taux de récupération = 0,463)
	Réduction émissions par m ³ utilisé (t CO ₂ eq)	Bénéfice par m ³ récolté (t CO ₂ eq)
Borne basse	0.3	0.1389
Moyenne	0.5	0.2315
Borne haute	0.9	0.4167

Note : l'utilisation du bois à l'instar de matériaux plus polluants génère un bénéfice environnemental de 0,5 t eq- CO₂, soit un bénéfice de 0,2315 t eq- CO₂/ m³ de bois récolté.

La prise en compte de ce coût est essentielle pour mesurer l'avantage environnemental du bois en matière de réduction d'émissions de CO₂. Il est à noter également que la réduction d'environ 0,5 t CO₂ eq par mètre cube de bois représente un ordre de grandeur moyen et que, selon les types de substitution ce chiffre peut varier de 0,3 à 0,9 t CO₂ eq/m³. En utilisant le taux de récupération utilisé précédemment (0,463), on peut conclure que l'utilisation du bois à l'instar de matériaux plus polluants procure des bénéfices de **0,2315 t CO₂ eq/m³** de bois récolté (qui peut varier entre 0,1389 t CO₂ eq/m³ et 0,4167 t CO₂ eq/m³). Dans le calcul final, cette variable prendra une valeur négative, puisqu'elle représente un bénéfice environnemental et non un coût.

3.3 - Coût social du carbone :

Coût social des émissions de gaz à effet de serre, Environnement et Changement Climatique Canada, 2023

Dans le cadre de notre étude, le coût social du carbone n'est pas considéré comme un coût à proprement parler comme ceux évoqués jusqu'ici. En effet, nous l'utilisons comme une mesure permettant d'obtenir une valeur monétaire lorsque certains de nos coûts sont exprimés en équivalent CO₂, quand notre but est d'obtenir une valeur finale exprimée en \$/m³.

Le coût social des émissions de gaz à effet de serre proposé par Environnement et Changement Climatique Canada (ECCC) s'inspire de la méthode de calcul utilisée dans les travaux menés aux États-Unis par l'Interagency Working Group (IWG) et l'agence américaine de protection de l'environnement (EPA). Bien qu'en s'inspirant du modèle des États-Unis, le Canada a choisi une approche intégrée et modulaire pour estimer le CSC plutôt que de se baser uniquement sur des modèles indépendants, comme le DICE, le FUND ou encore le PAGE. Cette approche combine quatre volets, à savoir : le module socio-économique, le module climatique, le module d'impacts/dommages et le module d'actualisation. L'objectif final est de déterminer une valeur monétaire des dommages supplémentaires causés par une tonne additionnelle de GES émise à une année donnée.

Pour estimer l'effet marginal d'une tonne de GES supplémentaire, on exécute le modèle d'analyse deux fois, une première fois qui se définit comme le scénario de référence (soit la trajectoire dite normale des émissions), puis on exécute le modèle une seconde fois avec une tonne de GES supplémentaire. La différence de dommage entre ces deux scénarios, actualisée sur l'horizon temporel considéré (souvent jusqu'à 300 ans pour les modèles de l'EPA) donne le coût social de la tonne de GES supplémentaire. Les dommages s'étalent sur plusieurs décennies, on utilise un taux d'actualisation plus faible, autour de 2% (selon la formule de

Ramsey adaptée) pour refléter adéquatement l'importance des dommages futurs. Dans la formule d'actualisation de Ramsey (1928) les paramètres sont calibrés de sorte que la baisse du taux d'actualisation en équivalent correspond aux dernières données empiriques sur l'incertitude des taux d'intérêts estimés par Bauer et Rudebusch (2020, 2021) et, la moyenne du taux d'actualisation en équivalent certain au cours de la première décennie correspond au taux d'intérêt sur la consommation à court terme. À noter que les estimations adoptées par ECCC appliquent ce taux d'actualisation et prennent en compte l'accumulation des émissions qui rendent les dommages plus grands au fil des années.

Dans le cadre du CS-GES, les estimations comprennent le coût social du carbone, le coût social du méthane et le coût social de l'oxyde nitreux, qui se traduisent comme les dommages causés par un ensemble de répercussions de changements climatiques, y compris les changements de productivité agricole nette, les effets sur la santé humaine, les dommages matériels, les perturbations des systèmes énergétiques et la valeur des services écosystémiques. Afin d'appliquer le CSC à nos calculs, il faut dans un premier temps sélectionner les émissions pour une année de référence, que l'on va multiplier par le CSC applicable de cette même année pour d'obtenir le coût ou les avantages monétaires des tonnes émises ou évitées de CO₂. Enfin, on multiplie la valeur annuelle par le facteur d'actualisation pour obtenir une valeur annualisée. Il suffit d'additionner les valeurs annualisées pour obtenir les coûts/avantages climatiques en dollars d'aujourd'hui.

Tableau 8 : Valeurs annuelles du CS-GES en \$ CAN/tonnes

Année	CSC CO ₂	CSM CH ₄	CSN N ₂ O
2020	247	2107	69230
2021	252	2203	70797
2022	256	2300	72364
2023	261	2396	73932
2024	266	2494	75499
2025	271	2589	77066
2026	275	2687	78633

Note : les valeurs sont exprimées en \$CAN de 2021

Dans notre étude, l'année étudiée étant 2020, on choisit le coût social du carbone de l'année correspondante, soit 247 \$2021, qui correspond à **244,33\$** en 2020.

Pour conclure la partie méthodologique, l'ensemble des coûts décrits jusqu'à présent — qu'ils soient opérationnels, environnementaux ou d'externalités indirectes — seront exprimés dans une unité commune : les dollars par mètre cube de bois récolté (\$/m³). Cette normalisation permet une comparaison cohérente entre les différents types de coûts associés à la récolte forestière, et rend possible leur agrégation dans une optique de valorisation globale. Certains de ces coûts environnementaux sont d'abord exprimés en équivalents CO₂ par mètre cube récolté (eq-CO₂/m³), notamment ceux liés aux émissions ou à la perte temporaire de capacité de séquestration. Ces impacts seront ensuite monétarisés à l'aide du coût social du carbone (CSC). Cette démarche permet de convertir de manière cohérente les externalités climatiques en valeurs économiques.

L'objectif final est d'estimer, en termes monétaires, le coût réel de la récolte d'un mètre cube de bois dans les forêts canadiennes, en tenant compte des externalités environnementales monétarisées. Cela permet d'avoir une vision plus complète et réaliste de l'impact de l'exploitation forestière, et d'éclairer les choix en matière de gestion durable des ressources.

Chapitre 4 : Analyses et résultats

Dans la présente section nous allons compiler les coûts attribuables aux diverses externalités monétarisées de la récolte du bois afin d'obtenir une valeur totale et finale de la récolte du bois au Canada. Par la suite, nous comparerons la valeur sociale obtenue avec le prix de vente moyen du bois durant la période d'analyse. Finalement, nous nous pencherons sur les diverses analyses de sensibilités mises en place afin de tester la robustesse de nos résultats.

4.1 - Calcul du coût final :

Les coûts environnementaux et économiques ont été recensés selon trois catégories : les coûts directs de production, les coûts environnementaux et finalement les coûts attribuables aux externalités climatiques indirectes (Chapitre 3 – Section 3.2). Le tableau ci-dessous dresse la synthèse des principales composantes, exprimées en \$/m³ de bois récolté ou en t eq- CO₂/m³.

Tableau 9 : Coût total par m³ de bois récolté pour l'année 2020

Poste	Valeur	Unité
Coûts directs de production		
Coût d'opération	60.9200	\$/m ³ bois récolté
Coûts environnementaux		
Émissions de GES (aménagement)	0.0095	t eq CO ₂ /m ³
Perturbation des écosystèmes	15.1900	\$/m ³ bois récolté
Émissions de GES (carburants)	0.0245	t eq CO ₂ /m ³
Coût polluants atmosphériques	18.7800	\$/m ³ bois récolté
Externalités climatiques indirectes		
Coût de séquestration différée du carbone	-92.7300	\$/m ³ bois récolté
Matériaux alternatifs	-0.2315	t eq CO ₂ /m ³
Données carbone		
Coût social du carbone (gouv)	244.3300	\$ de 2020 / tonne de CO ₂
Somme des eq CO ₂	-0.1975	t eq CO ₂ /m ³
Valeur en \$	-48.2686	\$/m ³ bois récolté
Coût total	-46.1100	\$/m³ bois récolté

Note : une valeur positive représente un coût, une valeur négative représente un gain.

Dans un premier temps, on peut interpréter les coûts directs de production comme l'impact immédiat des opérations industrielles sur l'environnement et, surtout, comme une dépense réellement assumée par les entreprises. Dans le tableau ci-dessus, ce poste ne comprend

que le coût d'opération, soit **60,92 \$/m³** de bois récolté. Cette valeur représente essentiellement les charges liées à l'abattage, à la manutention et au transport primaire du bois. Autrement dit, si l'on s'en tient strictement aux phases industrielles de coupe et de logistique, la récolte d'un mètre cube de bois engendre déjà un coût direct de **60,92 \$** pour la société en 2020.

Les coûts environnementaux, eux, s'apparentent réellement à des coûts sociaux, ou des coûts pour la collectivité, dans le sens où ils ne sont pas toujours considérés par le marché, mais ils pourraient l'être lorsqu'on analyse la soutenabilité ou l'empreinte globale d'une activité. L'internalisation de ces coûts environnementaux peut changer la perception de la rentabilité ou de la durabilité de la récolte du bois, puisqu'ils permettent de mettre l'accent sur des coûts qui ne sont pas valorisés, ou quantifiés du point de vue de l'exploitation industrielle. Après conversion des flux de GES en dollars grâce au coût social du carbone et addition de tous ces postes, la somme des coûts environnementaux atteint désormais **42,26 \$/m³** de bois récolté. De la même manière que le coût direct de production, les externalités environnementales engendrées par la récolte du bois représentent un coût pour la société, bien qu'il ne soit pas considéré sur les marchés, qui selon nos calculs atteint une valeur de **-149,29 \$/m³**. Pour illustrer, lorsqu'on considère que 143 061 196 m³ ont été récoltés en 2020, cela représente un coût de **-21 357 605 950,84\$**, seulement en considérant les externalités environnementales mentionnées dans la catégorie des coûts environnementaux.

De prime abord, on remarque que les coûts d'opportunité sont exprimés en termes négatifs. Une valeur négative signifie ici que la filière du bois engendre un bénéfice du point de vue de la société et de l'environnement pour cette composante (par exemple le coût de séquestration différée du carbone). Inversement, les composantes exprimées en valeur positive viennent alourdir le coût total. Il ressort des résultats qu'au total, la récolte d'un mètre cube de bois générera davantage de bénéfices (externalités positives) que de coûts. On remarque d'abord la valeur associée au stockage du carbone (-92,73\$/m³) qui domine visiblement le bilan et fait basculer le total en négatif. Cette valeur s'explique par le fait qu'un arbre absorbe plus de CO₂ pendant ses années de croissance (entre 0 et 40 ans principalement), donc, lorsqu'on met en place un rythme de coupe plus rapide que la destruction naturelle, on augmente le rythme d'absorption du carbone. Cela signifie qu'en intégrant le coût social du carbone et en tenant compte de la capacité du bois à stocker durablement le CO₂, on obtient un gain net pour la société du point de vue des changements climatiques. Autrement dit, il apparaît que la valeur associée à la séquestration du CO₂ dans le bois est jugée suffisamment élevée pour compenser d'autres postes de dépenses ou d'impacts. Il faut tout de même relativiser sur cette valeur qu'on peut qualifier d'extrême comparée aux autres coûts. En effet, cette valeur repose sur des

hypothèses précises, et adaptées au contexte actuel ; d'autres hypothèses et paramètres pourraient engendrer une valeur bien moins élevée, c'est ce que nous étudierons dans l'analyse de sensibilité.

Finalement, tous les coûts exprimés durant notre analyse en tonnes d'équivalent CO₂ sont sommés puis globalement monétarisés à l'aide du coût social du carbone, afin d'avoir une échelle de comparaison équivalente pour obtenir la valeur sociale en dollars canadiens d'un mètre cube de bois récolté. Il en ressort que la somme de ces coûts représente un bénéfice environnemental d'environ **-48,27\$/m³** de bois récolté. Ce bénéfice est largement attribuable au coût de séquestration différée du carbone qui génère un bénéfice 7 fois plus élevé que l'ensemble des coûts exprimés en tonnes d'équivalent CO₂.

Ces résultats illustrent que, malgré certains impacts importants (transport, émissions de GES) il existe aussi des facteurs de compensation (séquestration, substitution). Cela ne signifie pas qu'il faudrait subventionner le m³ de bois à hauteur de **46,11 \$** dès aujourd'hui, mais que la société profite de bénéfices futurs équivalents à cette somme lorsque 1 m³ est récolté en 2020. Le résultat met en évidence que, dans les conditions et hypothèses choisies, la séquestration de CO₂ peut apporter un gain net si la valeur donnée à cette séquestration (coût social du carbone) est suffisamment élevée.

En résumé, la valeur négative du "coût total" indique un bénéfice net (principalement porté par la capacité du bois à stocker du carbone et à substituer des matériaux plus émissifs), qui l'emporte sur les impacts négatifs (coûts de production, perturbation des écosystèmes, émissions de GES, etc.). Concrètement, cela suggère qu'à ce niveau de valorisation du carbone (244 \$/tCO₂) et, selon les hypothèses, chaque mètre cube de bois récolté apporterait à la société un "bilan net favorable" : on capte et on stocke plus de carbone que l'on en émet ou que l'on "détruit" par ailleurs.

4.2 - Comparaison avec le prix de vente du bois :

La valeur sociale du bois telle que calculée dans le cadre de cette étude inclut non seulement les coûts de production pour les entreprises qui distribuent les produits, mais aussi la valeur monétarisée des externalités environnementales occasionnées par la récolte de cette matière première. Comparer la valeur sociale du bois à la valeur marchande, soit le prix auquel cette ressource est commercialisée, nous permet d'apporter une perspective holistique et

pertinente sur l'écart entre la valeur réelle du bois pour la société et sa valorisation actuelle par les marchés. Cela permettrait de fournir une base solide pour éclairer les décisions économiques, environnementales et politiques, incitant à la révision des modèles économiques traditionnels pour mieux intégrer les bénéfices sociétaux et écologiques dans la valorisation des ressources naturelles. Elle pourrait notamment justifier des politiques, telles que des subventions écologiques, des incitations fiscales ou encore une réglementation plus stricte de l'exploitation forestière.

Nous avons calculé la valeur sociale du bois en dollars canadiens pour 1 m³ de bois récolté durant l'année 2020. Pour avoir une comparaison pertinente, nous avons donc choisi de comparer la valeur sociale à la valeur moyenne du prix de vente du bois durant l'année 2020. Pour ce faire, nous avons obtenu des données sur les prix de ventes, à chaque semaine de l'année 2020, via la base de données Bloomberg. La base de données utilisée recense les prix de clôture hebdomadaires tout au long de l'année 2020, et fournit également des moyennes mobiles sur 50, 100 et 200 jours. Le tableau 9 ci-dessous présente les valeurs moyennes de chaque indicateur fourni par Bloomberg, ainsi que la valeur sociale préalablement calculée :

Tableau 10 : Comparaison prix de vente du bois et valeur sociale calculée

Unité	Prix de clôture	SMAVG (50j)	SMAVG (100j)	SMAVG (200j)	Valeur sociale (CAD/m ³)
CAD/1000fbm	688.9445	647.8095	617.4689	560.729	NA
CAD/m ³	291.9256	274.4956	261.6394	237.597	1339.99

Les données obtenues sur Bloomberg sont exprimées en CAD/1000fbm (par 1000 pieds-planches). Nous savons que 1000 pieds-planches sont équivalents à 2,36 m³ (*Unit Converters*), nous avons donc converti les données en \$/m³ à l'aide de la formule suivant :

$$\text{Prix (CAD/m}^3\text{)} = \frac{\text{Prix (CAD/1000 fbm)}}{2,36}$$

La valeur moyenne du prix de clôture reflète la valeur économique perçue par les marchés sur l'ensemble de l'année analysée (2020) en réduisant les fluctuations à court terme. Les valeurs obtenues via la moyenne mobile reflètent quant à elles des tendances plus lissées, ce qui permet d'éviter des biais liés à des pics ou des creux ponctuels dans les données. Ces

données sont plus pertinentes dans le cadre d'une étude sur la stabilité et la volatilité du marché du bois sur l'année.

La comparaison effectuée ici entre la valeur sociale globale (-23,56 CAD/m³ récolté), intégrant à la fois la récolte, la transformation industrielle et le traitement de fin de vie du bois, et le prix moyen du marché pour le bois transformé (291,93 CAD/m³ produit), permet de mesurer l'écart entre la valorisation complète intégrant les externalités environnementales et sociales, et la valorisation économique actuelle réalisée par le marché. Dans le cas présent, cette différence illustre explicitement que les bénéfices nets pour la collectivité (23,56 CAD/m³) ne sont pas reflétés dans les mécanismes de prix : le signal économique demeure environ douze fois supérieur à la valeur sociale que nous avons calculée et ne rémunère que la composante marchande du produit. Même en tenant compte du fait que le prix du marché se rapporte au bois commercialisé après transformation (donc à un volume final inférieur au volume initial récolté), cet écart souligne l'importance d'intégrer systématiquement les externalités environnementales et sociales dans l'évaluation économique des ressources naturelles, afin que les bénéfices réels pour la société ne restent pas invisibles dans les transactions.

4.3 - Analyses de sensibilité :

4.3.1 - Coût social du carbone :

Dans le cadre de l'analyse de sensibilité, un facteur clé de notre analyse est le coût social du carbone choisi, qui détermine toute la monétarisation de certains de nos coûts, comme le coût de séquestration différée du carbone ou encore la consommation de carburant. Jusqu'à lors, nous nous basions sur les estimations utilisées par le Gouvernement canadien. Nous allons étudier ici comment notre estimation du coût de récolte du bois varie si l'on utilise un autre coût social du carbone.

Pour ce faire, nous allons utiliser des estimations alternatives du coût social du carbone issu du modèle DICE-2023, développé par William Nordhaus, prix Nobel d'économie. Ce modèle fait partie des modèles d'évaluation intégrée (IAM) les plus utilisés dans la littérature académique et par les institutions internationales (OCDE, Union européenne) pour estimer les dommages économiques associés aux émissions de CO₂. Bien que les modèles d'évaluation intégrée fassent l'objet de critiques légitimes, notamment en ce qui concerne la fonction de dommage utilisée (généralement quadratique et peu adaptée aux risques extrêmes), ils restent

des outils de référence. Dans une optique d'analyse de sensibilité, nous allons incorporer les estimations du coût social du carbone, produites par le modèle pour évaluer la fluctuation qui peut être occasionnée si l'on choisit de valoriser plus ou moins l'estimation d'une tonne de carbone émise supplémentaire. Le DICE produit différentes estimations, en fonction du taux d'actualisation choisi. Plus le taux d'actualisation est élevé, plus la valeur accordée aux dommages futurs est faible ; à l'inverse, un taux d'actualisation bas reflète une valorisation accrue du bien-être des générations futures en réduisant moins fortement la valeur présente des impacts à long terme. Les taux choisis pour les estimations du DICE vont de 1% à 5%, dans le cadre de cette analyse, nous prendrons donc les 2 valeurs extrêmes, soit 32 \$USD (2019) pour un taux d'actualisation de 5% (vision court-terme) et 485 \$USD (2019) pour un taux d'actualisation de 1% (vision long-terme) (Barrage & Nordhaus, 2024). Ces estimations prennent les valeurs de 43,38 \$CAD (2020) et 657,43 \$CAD (2020) lorsque converties et actualisées. Elles sont représentatives de visions extrêmes dans le débat économique, et nous permettent d'avoir une vision globale, en considérant des scénarios très optimistes, ou à l'inverse pessimistes.

Tableau 11 : Sensibilité du coût total selon le CSC choisi

CSC (\$/tCO ₂)	Coût total (\$/m ³)
43.38	-16.46
244.33	-92.73
657.43	-249.51

Les résultats de l'analyse de sensibilité montrent que le coût environnemental associé à la récolte du bois varie fortement selon la valeur du coût social du carbone retenue. En prenant comme référence le CSC utilisé par le gouvernement canadien (244,33 \$/tCO₂), le bénéfice est estimé à **-92,73 \$/m³** de bois récolté. Toutefois, si l'on retient une hypothèse plus conservatrice (43,38 \$/tCO₂), le bénéfice chute à **-16,46 \$/m³**, tandis qu'une estimation plus élevée (657,43 \$/tCO₂) conduit à un bénéfice de **-249,51 \$/m³**. Cette variation souligne la forte sensibilité des résultats aux hypothèses normatives et méthodologiques liées à la valorisation des émissions de gaz à effet de serre. Pour autant, même dans le scénario le plus conservateur, le bénéfice reste significatif, ce qui confirme que l'impact climatique de la déforestation ne peut être ignoré dans les décisions économiques liées à la gestion des ressources forestières.

Ainsi, cette sensibilité ne remet pas en cause la pertinence de l'intégration du CSC dans l'évaluation des coûts de récolte, mais invite à adopter une approche prudente et transparente dans le choix des paramètres utilisés, en particulier en ce qui concerne le taux d'actualisation et la fonction de dommage sous-jacente.

4.3.2 - Coût de séquestration différée du carbone :

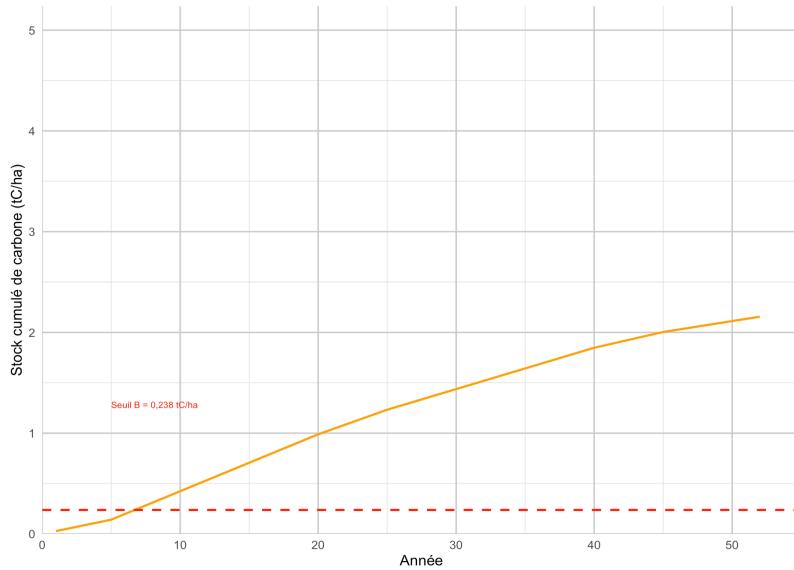
Analyse de sensibilité sur la fréquence à laquelle on replante les arbres :

Dans le cadre de notre analyse, nous avons postulé sur ledit scénario : la forêt est coupée, et replantée directement durant la même année, de manière intégrale. Dans la réalité, les cycles de régénération induits par l'homme peuvent avoir des délais de plantation plus étendus, ce qui a un impact certain sur la capacité de séquestration du carbone. Il convient de tenir compte de ces différences afin d'estimer de manière significative la validité de la valeur trouvée via le scénario de base, et d'affirmer que la coupe des forêts génère un bénéfice au niveau des dynamiques de séquestration du carbone.

Pour ce faire, nous avons également analysé le coût de séquestration différée du carbone pour un scénario alternatif, soit un scénario dans lequel 50% de la forêt est replantée directement (comme dans le scénario de base), et les autres 50% sont replantés 5 ans plus tard. En effet, le *Guide de restauration en forêt Laurentiennes (Eco-corridors laurentiens, Julien Fortier)* insiste sur les facteurs à considérer lors d'une plantation de restauration et sur la diversité des stratégies de plantation (selon la dynamique de la régénération et la capacité du sol à supporter de nouvelles pousses). Le document recommande en général de planter rapidement après la coupe, toutefois, il souligne l'importance d'adapter la date de plantation aux conditions du terrain. Ainsi, une plantation étalée dans le temps peut être cohérente avec les principes d'adaptation exposés dans le guide. De plus, le *Bilan Quinquennal 2018-2023* (Ministère des forêts, de la faune et des parcs, 2018) souligne que la performance en matière de récolte et de reboisement est évaluée au regard d'objectifs fixés sur plusieurs années. C'est pourquoi, un délai de 5 ans peut-être pertinent pour mesurer l'évolution des peuplements avant de compléter la seconde moitié de la plantation.

En appliquant la même méthode de calcul que pour le scénario de base, on obtient les résultats suivants pour le scénario alternatif :

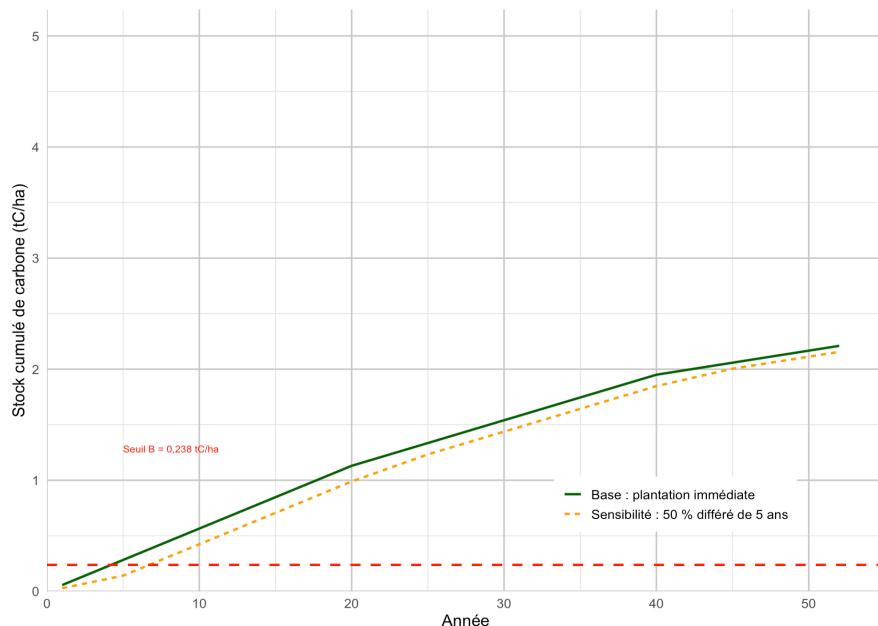
Figure 5 : Scénario de sensibilité : 50% différé de 5 ans



Note : On observe sur le graphique ci-dessus que le stock cumulé de carbone par le nouveau peuplement (replanté immédiatement après la coupe) dépasse le stock cumulé par l'ancien peuplement en environ 7 ans.

On peut observer sur la figure ci-dessous une comparaison des 2 scénarios :

Figure 6 : Comparaison scénario de base et scénario de sensibilité



Note : On observe sur le graphique que le scénario de base met 8 ans à retourner au seuil initial, quand le scénario de sensibilité met 10 ans pour y parvenir.

On peut observer dans le tableau ci-dessous une comparaison des résultats en termes de coût total actualisé et de coût par m³ :

Tableau 12 : Comparaison des coûts associés aux 2 scénarios

Scénario	Coût par m ³ actualisé (\$/m ³)
Base	-92.73
50% différé 5 ans	-79.65

Le report de 50% des plantations de 5 ans a fait perdre environ 13\$ de bénéfice par m³, soit une diminution de 19% par rapport au scénario de base. En valeur absolue, le gain sociétal passe de 13 G\$ à 11 G\$, malgré la diminution, on conserve quand même 80% des bénéfices. Mécaniquement, on interprète que, pendant les cinq premières années, la moitié des surfaces ne séquestre rien, donc le flux net de CO₂ évité est plus faible et une fois actualisé son poids monétaire diminue. Toutefois, dès que ces peuplements retardés entrent en phase de croissance rapide, ils compensent une large partie du déficit initial : le solde reste donc négatif. Le résultat reste donc un bénéfice malgré le délai de 5 ans sur 50% des surfaces : le modèle montre une résilience raisonnable à cette perturbation.

Replanter le plus tôt possible maximise donc le retour sociétal : chaque année de retard érode la valeur présente du stockage futur. Si des contraintes opérationnelles imposent un différé partiel, il reste socialement rentable, mais il convient de limiter la part différée ou de réduire le délai pour maximiser le bénéfice carbone. On notera tout de même que, dans les faits, une partie de la régénération des forêts s'effectue de manière naturelle, mais elle n'est pas prise en compte dans le cadre de notre étude.

Le résultat est aussi sensible au coût social du carbone et au taux d'actualisation : nous allons tester ces variables dans les sections subséquentes pour évaluer la robustesse des résultats dans d'autres contextes économiques.

Analyse de sensibilité sur le taux d'actualisation choisi :

Dans le scénario de base, nous avons choisi un taux d'actualisation de 3 %, conformément à la recommandation issue de l'équation de Ramsey. Cette règle stipule que le

taux d'actualisation optimal correspond à la somme du taux pur de préférence temporelle et du produit entre l'aversion relative au risque et le taux de croissance économique (Johansson-Stenman & Sterner, 2015). Un taux d'actualisation relativement élevé tend à diminuer la valeur actuelle des flux futurs. Or, dans le cadre de notre étude, qui vise à monétariser les externalités environnementales liées à la récolte du bois — et plus précisément à estimer la valeur de la séquestration du carbone par la biomasse forestière — ce paramètre joue un rôle central. En effet, le taux d'actualisation traduit littéralement le poids que nous accordons aujourd'hui aux dommages futurs de nos actions. Dès lors, son choix influence directement l'estimation du coût de séquestration différée du carbone associé au stockage du carbone par les forêts. Un taux faible renforce la valeur accordée aux bénéfices environnementaux futurs, tandis qu'un taux élevé les minimise. Il s'agit donc d'un arbitrage crucial entre équité intergénérationnelle et efficacité économique.

Afin d'étudier la variation entraînée par une modification du taux d'actualisation sur notre coût de séquestration différé, nous avons calculé le coût de séquestration différée du carbone en utilisant également un taux de 1.5% et un taux de 5%. On peut observer les résultats dans le tableau ci-dessous :

Tableau 13 : Comparaison des coûts en fonction du taux d'actualisation choisi

Taux d'actualisation	Coût par m ³ - base (\$/m ³)	Coût par m ³ - 50% différé (\$/m ³)
0.015	-149.64	-132.18
0.030	-92.73	-79.65
0.050	-51.73	-42.33

Cette analyse de sensibilité démontre que le taux d'actualisation est un levier déterminant dans l'évaluation monétaire des bénéfices environnementaux. On observe effectivement que plus le taux d'actualisation augmente, moins la valeur absolue des coûts d'opportunité est élevée. C'est en accord avec la logique économique : un taux d'actualisation faible (1.5%) donne plus de poids aux bénéfices futurs, ce qui augmente la valeur actualisée des flux environnementaux (on accorde une plus grande valeur au carbone stocké). A l'inverse, le taux de 5% aura tendance à minimiser les bénéfices environnementaux qu'on peut associer à la séquestration du carbone par les forêts.

Encore une fois, tous les coûts sont négatifs, cela démontre que, peu importe la valeur qu'on attribue aux flux futurs, la séquestration du carbone par les forêts est définitivement un bénéfice pour la société. De plus, l'écart entre les scénarios diminue avec le taux, ce qui montre que le gain environnemental lié à une replantation immédiate ou différée est perçu comme moins important quand on actualise fortement. Ces résultats soulignent ainsi l'importance d'un choix réfléchi du taux, notamment dans un contexte de crise climatique et d'engagements intergénérationnels.

Analyse de sensibilité sur le CSC choisi :

Le coût de séquestration différée du carbone est calculé directement sur la base du coût social du carbone, nous avons donc conduit une analyse de sensibilité relative au CSC choisi dans le cadre du calcul de ce coût. Nous utilisons encore une fois les taux proposés par le modèle DICE, comme suit :

Tableau 14 : Comparaison des coûts en fonction du CSC choisi

Label CSC	Valeur CSC (\$/tCO ₂)	Coût/m ³ Base	Coût/m ³ 50 % différé	Différence 50 % différé – Base
CSC_0	0.00	0.00	0.00	0.00
CSC_5	43.38	-16.46	-14.14	2.32
CSC_3	244.33	-92.73	-79.65	13.08
CSC_1	657.43	-249.51	-214.33	35.18

Note : le CSC_3 correspond au CSC utilisé par ECCC qui utilise un taux d'actualisation de 3%. CSC_0 correspond au cas dans lequel le CSC prend la valeur de 0.

Trois valeurs ont été testées : une valeur élevée (657,43 \$/tCO₂), une valeur modérée correspondant à la référence utilisée dans l'étude (244,33 \$/tCO₂), et une valeur conservatrice (43,38 \$/tCO₂). Les résultats montrent que le CSC joue un rôle central dans la quantification du coût de séquestration différée du carbone: plus il est élevé, plus la coupe d'arbres est perçue comme coûteuse en termes d'émissions évitées. L'écart entre les deux scénarios (base vs mixte) varie ainsi de 2,32 à 35,18 \$/m³, selon la valeur retenue. Étant donné la valeur du seuil (0,238), la forêt atteint rapidement ce dernier, et donc peu importe la valeur

du CSC, le coût prendra toujours une valeur négative, on peut donc en conclure que la récolte du bois génère un bénéfice sociétal toutes choses étant égales par ailleurs.

Toutefois, lorsque le CSC utilisé est égale à 0, on remarque que le coût de séquestration différée du carbone devient nul, peu importe le résultat. Cela s'explique notamment par le fait que le CSC est une composante à part entière de la formule, sans valorisation monétaire le coût est nul et on ne remarque donc plus de bénéfice.

Tableau 15 : Coût total par m³ de bois récolté pour l'année 2020 pour un CSC nul

Poste	Valeur Unité
Coûts directs de production	
Coût d'opération	60.9200 \$/m ³ bois récolté
Coûts environnementaux	
Émissions de GES (aménagement)	0.0095 t eq CO ₂ /m ³
Perturbation des écosystèmes	15.1900 \$/m ³ bois récolté
Émissions de GES (carburants)	0.0245 t eq CO ₂ /m ³
Coût polluants atmosphériques	18.7800 \$/m ³ bois récolté
Externalités climatiques indirectes	
Coût de séquestration différée du carbone	-92.7300 \$/m ³ bois récolté
Matériaux alternatifs	-0.2315 t eq CO ₂ /m ³
Données carbone	
Coût social du carbone (gouv)	0.0000 \$ de 2020 / tonne de CO ₂
Somme des eq CO ₂	-0.1975 t eq CO ₂ /m ³
Valeur en \$	0.0000 \$/m ³ bois récolté
Coût total	2.1600 \$/m³ bois récolté

Lorsque le CSC est égal à zéro, toutes les composantes exposées en équivalent CO₂ comptent comme nulles dans le calcul du coût total, ce qui fait basculer le bénéfice en charge pour la société. En effet, ce dernier prend la valeur de 2,16\$/m³ ce qui représente une charge de 309 012 183 \$ en 2020 puisque c'est 143 061 196 m³ qui ont été récoltés cette année-là. Cela met en lumière l'importance de la monétarisation des externalités environnementales, sans laquelle les impacts de la récolte de bois sont passées sous silence.

Analyse de sensibilité sur les taux d'accumulation du carbone par les forêts :

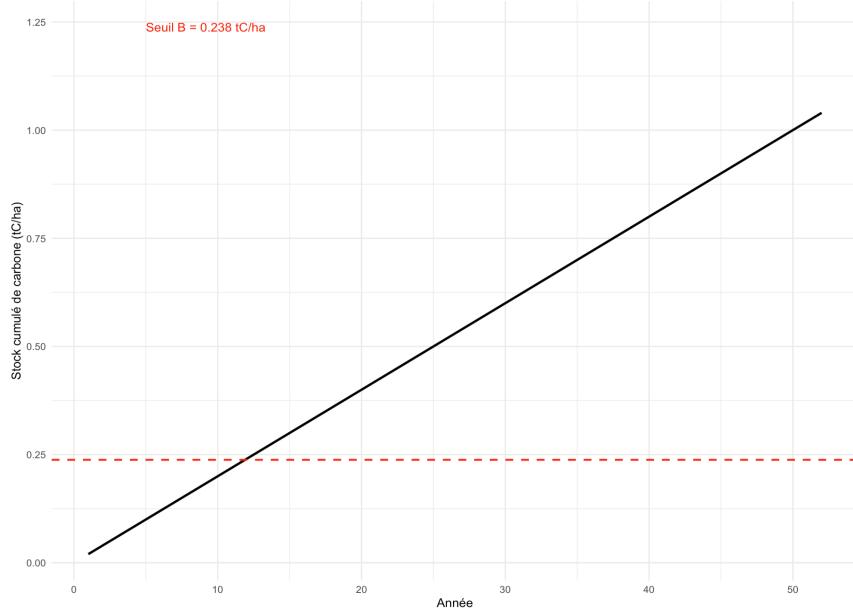
Initialement, nous avons retenu les taux d'accumulation du carbone correspondant au type de forêt « Northern Lake States », car elles ont une composition relativement similaire aux

forêts boréales. C'est un paramètre essentiel du calcul du coût de séquestration différée pour diverses raisons, notamment concernant le degré d'incertitude sur la croissance forestière. En effet, les données de séquestration par tranche d'âge ne sont pas absolument exactes : elles pourraient varier selon l'essence, la fertilité du sol, le climat, ou encore les pratiques sylvicoles. Afin de définir un intervalle plausible de régénération forestière et analyser les fluctuations possibles du coût de séquestration différée (si la forêt repousse plus rapidement ou lentement que prévu), nous allons faire varier les taux d'accumulation du carbone dans 3 scénarios différents. Dans un premier temps, nous étudierons un scénario dans lequel le taux d'accumulation du carbone est fixe. Dans un deuxième temps, un scénario alternatif avec des taux d'accumulation tirés de la même étude que dans le scénario de base, mais pour un type de forêt différent. Finalement, nous observerons les résultats lors d'un scénario pessimiste dans lequel les taux d'accumulation du carbone sont réduits de moitié par rapport au scénario de base.

Taux d'accumulation annuel du carbone constant :

L'avantage d'utiliser un taux d'accumulation constant réside dans le fait que cela revient à donner la valeur sociale de la séquestration du carbone en ignorant la dimension temporelle, différée, du coût que l'on a calculé jusqu'à présent. Nous avons choisi de tester cette hypothèse pour un taux constant de 0,02 tC/ha/an, car il représente le taux d'accumulation de carbone moyen pour les forêts « Northern Lake States ». Intuitivement, on suppose ici que tous les arbres replantés absorberont autant de carbone à chacune de leurs années de vie (relation linéaire). On observe sur le graphique ci-dessous une représentation à travers le temps de la régénération de la capacité de stockage du carbone lorsque le taux est constant. Dans ce cas, il faudrait environ 12 années pour que la forêt atteigne le seuil de régénération après une coupe totale.

Figure 7 : Scénario de sensibilité : taux d'accumulation constant (0,02 tC/ha/an)



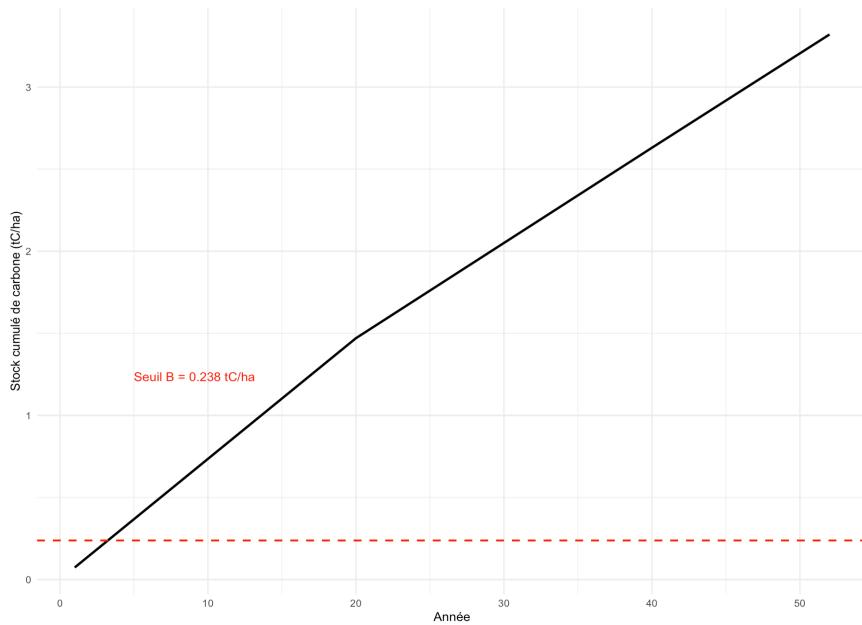
Taux d'accumulation annuels du carbone alternatif :

Nous allons également nous pencher sur le scénario dans lequel on choisit différents taux d'accumulation, correspondant à une autre typologie de forêt, ici les forêts de type « Northeast », qui s'étendent sur une autre partie du territoire des États-Unis. À noter que, pour ce type de forêt (essences ou sols différents), les taux d'accumulation du carbone estimés sont relativement plus élevés.

$$s_{\text{Alt}}(i) = \begin{cases} 0,0735 & \text{pour } i \in [1, 20], \\ 0,0580 & \text{pour } i \in [21, 40], \\ 0,0575 & \text{pour } i \in [41, 52]. \end{cases}$$

Cela nous permet d'évaluer la sensibilité du coût à la variabilité intersites et de comprendre si, pour des peuplements plus « productifs » (qui accumulent plus rapidement et plus jeune du carbone), la prise en compte du carbone devient moins coûteuse. Le graphique ci-dessous illustre qu'il faudrait à peine plus de 3 années à une forêt de type « Northeast » pour atteindre le seuil initial de stockage de carbone établi dans le scénario de base, contre presque 10 années pour une forêt de type « Northern Lake States ».

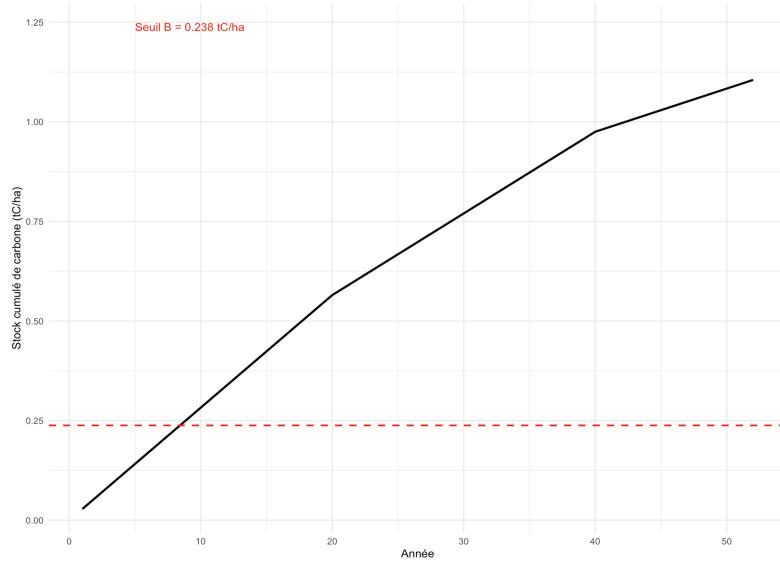
Figure 8 : Scénario de sensibilité : taux d'accumulation pour une forêt alternative



Taux d'accumulation annuel du carbone réduit de moitié :

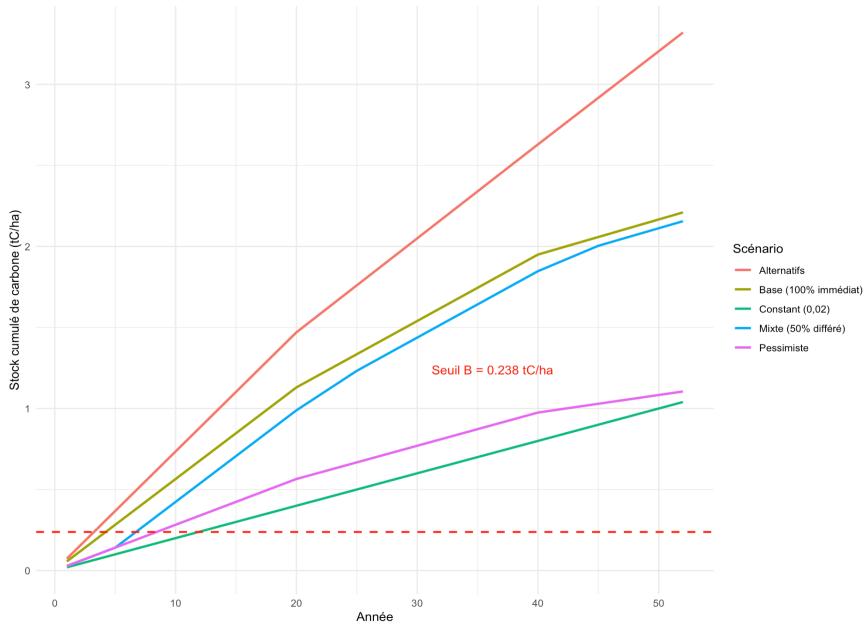
Finalement, nous étudions un scénario de croissance ralentie, qui pourrait être due à des conditions climatiques défavorables ou à un sol dégradé. L'utilisation de taux d'accumulation réduits de moitié nous permet de mesurer la vulnérabilité du modèle dans une situation où la repousse est sous-estimée de manière substantielle. Sur le graphique ci-dessous, on peut constater que, si la forêt se régénère à moitié moins vite, il faudra environ 8 années à cette dernière pour revenir au stock de carbone initial, soit presque 2 fois le temps estimé dans notre scénario de base.

Figure 9 : Scénario de sensibilité : taux d'accumulation réduit de moitié



On peut observer ci-dessous un graphique comparant tous les scénarios étudiés lors de cette analyse de sensibilité. On observe qu'il faudra au maximum 12 années à la forêt pour revenir au stock initial de carbone (dans le cas où le taux d'accumulation du carbone est constant). On remarque également que, lorsque la forêt étudiée est d'un autre type (scénario alternatif), elle prendra un temps réduit (environ 2 années) à revenir au stock initial.

Figure 10 : Comparaison de tous les scénarios de régénération



Nous savons maintenant qu'une variation du taux d'accumulation annuel de carbone entraîne une modification du délai de repousse nécessaire afin de revenir au stock de carbone initial. Le coût de séquestration différée étant une valeur actualisée, cette variation temporelle va se refléter dans sa valeur finale.

Le scénario de base résulte en un bénéfice net pour la société de **-92,73 \$/m³**, qui est attribuable au fait que les fortes absorptions en début de cycle sont plus importantes dans la somme actualisée que les faibles taux en fin de période de régénération.

Lorsqu'on utilise un taux uniforme (scénario constant), on obtient cette fois un bénéfice de **-19,24 \$/m³**. Cela peut s'expliquer par la perte de pondération de hauts taux initiaux et l'allongement du déficit (il faut 21,5 années pour retrouver le stock initial) qui font basculer le solde en charge pour la société. Cette variation met en exergue l'importance de conserver la forme dynamique réelle du vecteur de séquestration.

À l'inverse, en simulant une forêt plus productive, on obtient un bénéfice encore plus élevé que dans le scénario de base : **-134,43 \$/m³**. L'augmentation du bénéfice s'explique par des taux d'accumulation supérieurs au début de la période de régénération : les gains sont concentrés tôt et génèrent un solde très positif. Cela met en évidence que la variabilité intersites ou interessences peut profondément modifier la valeur du stockage du carbone par les forêts.

Enfin, lorsque l'on étudie un scénario de croissance ralentie, le délai pour revenir au stock initial est beaucoup plus long (plus de 40 années). Cela peut s'expliquer par le fait que le nombre de flux négatifs (bénéfices) à agréger dans notre horizon de 52 ans, et ceux qui apparaissent tard, sont fortement réduits par l'actualisation. Cette période de déficit prolongé impact fortement le calcul du coût de séquestration différée, qui génère ici un bénéfice moindre comparé au scénario de base, soit **-32,39 \$/m³**. C'est pour cela que même si le délai est simplement doublé, le coût attribuable à la séquestration différée, lui, est divisé par 7,4 . Ce résultat met en lumière que, même si la croissance forestière chute, le coût de séquestration différée peut rester marginalement positif, bien qu'inférieur à l'hypothèse de base.

Tableau 16 : Comparaison du coût par m³ de tous les scénarios de sensibilité

Scénario	Coût par m ³ (\$/m ³)
Base (100 % immédiate)	-92.73
Constant (0,02 tC/ha/an)	-19.24
Alternatifs (0.0735; 0,058; 0.0575)	-134.43
Pessimiste (½ des taux initiaux)	-32.39

L’analyse de sensibilité autour du taux de séquestration a montré que le choix du taux d’accumulation annuel du carbone peut inverser le signe et multiplier par plus de dix le coût par m³ : un taux constant modéré (0,02 tC/ha/an) diminue le bénéfice (-19,24 \$/m³), alors qu’une forêt plus productive accroît le bénéfice (-134,43 \$/m³) et qu’une croissance ralentie divise les gains par trois(-32,39 \$/m³). C’est d’ailleurs le seul paramètre qui, lorsqu’il a varié, a attribué une valeur positive au coût de séquestration différée. Ces écarts illustrent combien les flux de carbone anticipés — leur distribution dans le temps et leur intensité — pèsent dans la somme actualisée et soulignent l’importance de bien calibrer le taux d’accumulation selon le contexte climatique et sylvicole.

Finalement, l’analyse de sensibilité réalisée sur les quatres paramètres clés (la fréquence de replantation, le taux d’actualisation, le coût social du carbone et le taux d’accumulation du carbone) met en évidence la forte variabilité des résultats selon les hypothèses retenues. Ces variations traduisent dans un premier temps des choix méthodologiques, mais également politiques et éthiques, essentiels à considérer lorsqu’on cherche à intégrer les externalités environnementales dans les indicateurs économiques. D’une part, le report partiel des plantations dans le temps montre que le bénéfice environnemental du bois peut être significativement réduit si les pratiques de reboisement ne sont pas optimisées. Cependant, même avec un différé de 5 ans sur 50 % des surfaces, les bénéfices sociaux liés à la séquestration du carbone demeurent substantiels, ce qui suggère une résilience écologique et économique du modèle à certaines contraintes opérationnelles. D’autre part, la sensibilité aux paramètres économiques — en particulier au taux d’actualisation et au CSC — rappelle à quel point la valeur monétaire des flux environnementaux est dépendante du regard que l’on porte sur le futur. Un taux d’actualisation faible ou un CSC élevé amplifient considérablement le coût de

séquestration différée du carbone, en valorisant davantage les services écosystémiques futurs. À l'inverse, des hypothèses plus conservatrices tendent à minimiser l'enjeu climatique et à invisibiliser une partie des impacts intergénérationnels. Enfin, la sensibilité au taux d'accumulation du carbone a mis en lumière que la forme dynamique de la repousse — qu'elle soit constante, accélérée ou ralentie — peut faire passer le bilan global d'un bénéfice net à une charge nette, et ainsi modifier profondément les recommandations en matière de politique forestière et de tarification carbone.

4.3.3 - Coûts des polluants atmosphériques :

Afin de tenir compte de l'incertitude inhérente à l'estimation monétaire des dommages liés à la pollution atmosphérique, deux jeux de valeurs unitaires (coût par tonne ou par kilogramme de polluant) ont été retenus : valeurs « basses » (coûtLow) : reflétant des hypothèses plus prudentes et des estimations minimales des coûts externes. À l'inverse, on observe les valeurs « hautes » (coûtHigh) intégrant des hypothèses plus strictes (par exemple une valorisation plus élevée de la mortalité ou un abattement carbone plus onéreux) et menant à une quantification économique maximale. Dans l'analyse principale, nous avons décidé d'utiliser les valeurs les plus élevées (coûtHigh) pour mieux traduire la gravité potentielle des impacts sur la santé et l'environnement. En effet, les estimations supérieures soulignent l'ampleur des dommages et constituent un signal fort pour l'évaluation des politiques et des mesures de réduction de la pollution. L'enjeu majeur étant la protection de la santé publique, il est souvent préférable de se prémunir contre la sous-évaluation des impacts. Cela dit, la sensibilité des résultats finaux à cette hypothèse doit être testée.

C'est pourquoi nous avons introduit une analyse de sensibilité dans laquelle les valeurs basses (coûtLow) sont appliquées aux mêmes émissions. Cette double estimation permet d'évaluer l'éventail possible des coûts externes et de quantifier l'ampleur de l'incertitude liée aux hypothèses de valorisation.

Tableau 17 : Comparaison des coûts de pollution atmosphérique par scénario

Scénario	Coût par m ³ (\$/m ³)
Coût bas	6.84
Coût haut	15.19

Le scénario « valeurs hautes » estime le coût de récolte du bois à **15,19\$/m³**, alors que le scénario « valeurs basses » l'estime à **6,84\$/m³** récolté. On notera tout de même que l'importance de ce coût à l'échelle du coût total reste relativement faible, en comparaison avec les autres composantes qui ont des valeurs bien plus élevées. L'écart est significatif : le coût haut est plus du double du coût bas. Cela reflète les différentes hypothèses retenues pour la monétisation de la mortalité, de la morbidité ou des dommages environnementaux (taux de mortalité, valeur de la vie statistique ou de l'année de vie, etc.). Dans l'analyse, l'option haute (15,19 \$/m³) renforce l'idée qu'une sous-estimation des impacts pourrait conduire à négliger des externalités coûteuses à long terme, notamment sur la santé publique et les écosystèmes. En revanche, l'analyse de sensibilité avec l'option basse (6,84 \$/m³) propose une lecture plus conservatrice en termes de coûts, tout en restant cohérente avec certaines études internationales qui privilégiennent une valorisation plus modérée de la mortalité ou des dommages écologiques. Lorsqu'on considère le prix obtenu sur base des valeurs plus basses, le coût social du bois récolté passe de -1339,99\$/m³ à -1348,34\$/m³, ce qui illustre que, lorsqu'on valorise moins les coûts attribuables aux polluants atmosphériques, on obtient un bénéfice encore plus grand pour la société au complet. En effet, lorsqu'on valorise moins le coût des polluants, les bénéfices attribuables à la récolte du bois se font ressentir davantage lors de la monétarisation finale.

La fourchette ainsi obtenue illustre la marge d'incertitude inhérente à tout exercice de monétisation des externalités. Plus cette fourchette est resserrée, plus le résultat est robuste. Ici, la différence notable confirme l'importance des hypothèses économiques et sanitaires adoptées. Dans tous les cas, les valeurs obtenues soulignent que le coût extérieur de la pollution atmosphérique rapporté à chaque mètre cube de bois récolté est loin d'être négligeable et plaide en faveur de mesures d'atténuation ou de prévention pour réduire ces émissions.

L'analyse de sensibilité réalisée dans cette étude met en évidence la forte dépendance des résultats aux hypothèses méthodologiques et normatives retenues. Que ce soit à travers la variation du coût social du carbone, du taux d'actualisation ou encore de la fréquence de replantation, les résultats montrent une variabilité significative du coût environnemental associé à la récolte du bois. En particulier, l'importance du coût social du carbone apparaît comme un levier majeur : selon qu'il est valorisé de manière conservatrice ou ambitieuse, le bénéfice environnemental de la récolte varie. Cette sensibilité confirme que les choix méthodologiques reflètent avant tout une vision normative du poids accordé aux impacts climatiques futurs. De même, le taux d'actualisation influence directement l'évaluation monétaire des flux

environnementaux : un taux faible valorise davantage les bénéfices futurs liés à la séquestration du carbone, tandis qu'un taux élevé tend à les minimiser. L'analyse de la fréquence de replantation montre quant à elle que, si un délai dans la régénération forestière réduit le bénéfice environnemental, il ne l'annule pas. Le modèle démontre une certaine résilience : même avec un différé partiel des plantations, les bénéfices restent substantiels. Cela souligne l'importance d'une gestion proactive et rapide du reboisement pour maximiser la valeur environnementale du bois récolté. Enfin, l'analyse de la sensibilité aux coûts de pollution atmosphérique montre que la valorisation monétaire des impacts sanitaires et environnementaux liés aux émissions reste sujette à une large incertitude. Toutefois, quelle que soit l'hypothèse retenue, les coûts associés ne sont pas négligeables et renforcent la nécessité d'intégrer les externalités dans les décisions économiques.

Ainsi, l'ensemble des analyses de sensibilité confirme la robustesse générale du résultat : malgré la variabilité induite par les choix de paramètres, la coupe du bois, lorsqu'elle est compensée par une replantation rapide et correctement valorisée du point de vue environnemental, génère un bénéfice net pour la société. Ces résultats invitent cependant à adopter une approche prudente et transparente dans l'évaluation économique des services écosystémiques, en assumant explicitement les choix méthodologiques réalisés, notamment en matière de valorisation intergénérationnelle.

Chapitre 5 : Limites de l'étude

Bien que la méthodologie employée dans cette étude soit rigoureuse, plusieurs limites doivent être explicitement reconnues quant aux estimations obtenues. Ces limites peuvent être regroupées en quatre grandes catégories : méthodologiques, liées aux données et valorisations, empiriques et structurelles.

5.1 - Limites méthodologiques :

Premièrement, notre approche repose sur des hypothèses simplificatrices, inhérentes à tout exercice de quantification environnementale. Le modèle développé considère un scénario statique portant sur l'année 2020, sans modéliser les ajustements de long terme ni les rétroactions complexes entre climat, dynamique du marché du bois, ou évolutions écologiques. Par ailleurs, les interactions écosystémiques sont simplifiées : notre approche ne prend pas en compte des phénomènes, tels que l'effet d'albédo (capacité d'une surface à réfléchir le rayonnement solaire) ou les rétroactions liés à la fonte du pergélisol, bien que ces mécanismes puissent jouer un rôle important dans le bilan carbone global. Nous partons également du postulat que les forêts étudiées sont plus ou moins uniformes.

Notre étude mobilise une approche inspirée de l'analyse du cycle de vie (ACV), qui repose sur l'addition d'impacts moyens par mètre cube de bois récolté. Cela implique une hypothèse de linéarité : chaque m^3 de bois supplémentaire génère un impact environnemental proportionnel. Or, dans la réalité, des effets de seuils écologiques ou des dynamiques non linéaires pourraient apparaître si la production augmente fortement, par exemple en cas de dépassement de la capacité de régénération naturelle des forêts. De plus, notre scénario repose sur l'hypothèse d'une gestion durable effective : une replantation immédiate des forêts coupées et l'utilisation majoritaire du bois en construction pour maximiser le stockage carbone.

Si ces conditions ne sont pas réunies — par exemple si le bois est utilisé pour la bioénergie à court cycle ou si le reboisement est partiel —, le bilan environnemental pourrait devenir négatif, ce qui limiterait la validité des conclusions optimistes présentées. En somme, bien que méthodologiquement solide, le cadre d'analyse choisi constitue une modélisation partielle de la réalité, nécessairement simplifiée et incomplète.

5.2 - Limites liées aux données et valorisations monétaires :

Deuxièmement, nos résultats sont fortement conditionnés par les données et valeurs économiques mobilisées, qui comportent elles-mêmes des incertitudes. L'évaluation économique des impacts sanitaires, notamment via la valeur d'une vie humaine ou d'une année de vie gagnée, repose sur des hypothèses économiques et éthiques discutables. Ces valeurs varient selon les méthodes employées et les contextes culturels, ce qui affecte la robustesse des comparaisons internationales. En outre, plusieurs paramètres utilisés proviennent de contextes différents : par exemple, le coût des polluants atmosphériques est extrapolé à partir d'estimations européennes, tandis que les coûts d'opération sont issus de données spécifiques au Québec, généralisées ensuite à l'ensemble du Canada. Cette extrapolation introduit une marge d'erreur, car les caractéristiques écologiques, économiques et sociales varient à travers les régions. De plus, notre approche n'intègre pas systématiquement les coûts liés à certains paramètres sociaux économiques (emplois, communautés autochtones) ou au patrimoine culturel, conduisant probablement à une sous-estimation des coûts environnementaux et sociaux réels. La monétarisation des impacts, si elle permet de rendre les enjeux environnementaux comparables aux indicateurs économiques traditionnels, repose sur des conventions normatives et politiques. Comme tout exercice de valorisation, il est nécessaire de rappeler que nos résultats doivent être interprétés avec prudence et ne prétendent pas capturer l'intégralité des valeurs associées aux ressources naturelles.

Le coût social du carbone (CSC), fondamental pour notre analyse, présente également des limites notables, mises en lumière par l'Institut Climatique du Canada (ICC). L'Institut Climatique du Canada (ICC), dans son article « *Le Canada sous-estime-t-il les effets bénéfiques de la lutte contre les changements climatiques* », soulève différentes limites quant au CSC sur lequel se base le gouvernement canadien, et par conséquent notre étude. En grande partie, l'ICC considère que les estimations d'ECCC sont trop basses pour plusieurs raisons. Dans un premier temps, l'ICC souligne le fait que certaines répercussions des changements climatiques ne sont pas pleinement considérées, comme la fonte du pergélisol (sol qui demeure à une température de 0°C), la maladie de Lyme, la productivité du travail ou encore les effets des catastrophes naturelles sur les tensions sociales et la perte de biodiversité. Aussi, les modèles ne tiennent pas compte de la corrélation entre les inégalités sociales et l'impact du changement climatique, dans le sens où une hausse relativement faible des températures peut avoir des effets destructeurs sur

les personnes pauvres et à faibles revenus. Également, l'ICC juge que le taux d'escompte pourrait être responsable de l'hypothèque des générations à venir. C'est un phénomène qui a été mis en exergue lorsque l'administration du président Trump aux États-Unis a fait diminuer la valeur du CSC en augmentant le taux d'escompte et en excluant les dommages à l'échelle internationale pour ne tenir compte que des dommages concernant le pays. Rappelons également que le CSC canadien est en grande partie basé sur la valeur attribuée par les États-Unis et ses fluctuations. De plus, de récentes approches proposent des valeurs revisitées du CSC sur base de modèles enrichis, soit des alternatives conceptuelles pour fixer le prix du carbone, tandis que d'autres critiquent les incertitudes entourant les fonctions de dommages climatiques. Par exemple, le rapport « *La valeur de l'action pour le climat : une valeur tutélaire du carbone pour évaluer les investissements et les politiques publiques* » publié par France Stratégie, propose une approche normative plutôt qu'empirique pour valoriser le carbone. Plutôt que d'estimer les dommages, elle part des objectifs de l'Accord de Paris (neutralité carbone) et en déduit le prix du carbone nécessaire pour y parvenir. Le rapport recommande une trajectoire de valeur tutélaire du CO₂ atteignant 250 euros par tonne en 2030, et 775 euros par tonne en 2050. Ces valeurs, nettement supérieures au prix de marché actuel du carbone, sont celles jugées essentielles pour orienter investissements et politiques vers la neutralité. Cette approche offre un angle alternatif au CSC traditionnel, dans une logique tournée autour d'un « coût à payer pour éviter la catastrophe » plutôt qu'un « coût de dommage ». Ce rapport nous incite à nous questionner sur le « coût optimal du carbone » (fondé sur les dommages, avec toutes les incertitudes que cela comporte) et à considérer une approche centrée sur un prix « cible » aligné sur un budget carbone. À la lumière de ces faits et principes, il paraît évident de considérer les valeurs de CSC choisies et leurs estimations comme une limite de notre étude également.

5.3 - Limites empiriques et contextuelles :

Troisièmement, notre analyse est centrée sur l'année 2020, un contexte très particulier marqué par la pandémie de COVID-19 et un ralentissement certain de l'économie mondiale. Ce contexte exceptionnel a entraîné une baisse des émissions industrielles (environ 3,5 Mt eq-CO₂ pour l'industrie du bois en 2020 contre une moyenne de 135,15 Mt eq-CO₂ sur la décennie précédente) et des perturbations dans les marchés des ressources naturelles, notamment celui du bois. Cette situation pourrait affecter la représentativité de certaines données et rendre les comparaisons temporelles moins robustes. Par ailleurs, les résultats sont spécifiques au contexte

canadien et ne peuvent être généralisés sans précaution à d'autres pays où les structures forestières, la biodiversité et les pratiques sylvicoles diffèrent sensiblement. Une extension naturelle de l'étude serait de répliquer les calculs sur d'autres périodes (par exemple 2010-2020) ou dans d'autres contextes économiques pour tester la stabilité et la robustesse des résultats obtenus. Également, en ce qui concerne le coût de la pollution atmosphérique, ce dernier est basé sur des coûts calculés à partir de données Européennes, faute d'estimations Nord-Américaines. Il est important de noter que ces estimations pourraient fortement varier si elles étaient calculées à partir de données Canadiennes par exemple.

5.4 - Limites structurelles :

Enfin, bien que notre étude suggère un bénéfice net pour la société en termes de bilan climatique associé à l'exploitation forestière, il est important de rappeler que toute évaluation monétaire de ce type présente des limites structurelles majeures. Au-delà des limites méthodologiques, empiriques et liées aux données, plusieurs limites structurelles doivent être soulignées. Premièrement, notre analyse considère les impacts environnementaux de l'industrie forestière de manière isolée, sans modéliser les effets cumulatifs intersectoriels. Or, dans la réalité, les pressions exercées sur les écosystèmes résultent souvent de l'interaction entre plusieurs secteurs économiques (agriculture, urbanisation, exploitation minière), ce qui pourrait amplifier les dégradations environnementales au-delà de ce qui est estimé ici. Deuxièmement, notre cadre d'analyse repose sur une représentation probabiliste classique des incertitudes, sans prendre en compte l'existence de risques d'incertitude radicale. Certains phénomènes, comme l'effondrement brutal d'écosystèmes ou des accélérations climatiques imprévues, échappent aux modèles conventionnels et ne peuvent être anticipés par une simple distribution de probabilités. Enfin, notre évaluation suppose une absence de fuite carbone : elle postule que la substitution du bois aux matériaux conventionnels permet une réduction nette des émissions mondiales. Toutefois, il est possible que la coupe de bois au Canada induise, de manière indirecte, des effets de déplacement de la pression forestière vers d'autres régions ou secteurs, limitant ainsi l'impact positif attendu.

En définitive, bien que cette étude propose une évaluation rigoureuse et argumentée des coûts environnementaux associés à l'exploitation forestière, elle repose sur un ensemble d'hypothèses, de données et de modèles qui en limitent la portée. Les résultats doivent ainsi être interprétés avec prudence, en gardant à l'esprit les incertitudes méthodologiques, empiriques et structurelles identifiées. Ces limites ne remettent pas en cause la pertinence de l'analyse, mais invitent à considérer ses conclusions comme des ordres de grandeur indicatifs, utiles pour orienter les décisions publiques et privées, tout en reconnaissant la complexité et l'évolution constante des systèmes environnementaux.

Conclusion

Ce mémoire s'est attaché à évaluer et à monétariser l'ensemble des coûts environnementaux liés à la production de bois au Canada, afin d'ajuster la valeur sociale de cette ressource naturelle. À travers une méthodologie rigoureuse fondée sur l'analyse du cycle de vie (ACV), nous avons quantifié les externalités associées à chaque étape, depuis la récolte jusqu'à la fin de vie des produits de bois. Nous avons intégré aussi bien les coûts directs liés aux procédés industriels, que les coûts environnementaux, tels que la pollution atmosphérique et la perturbation des écosystèmes forestiers, sans oublier le coût de séquestration différée du carbone, lié à la perte temporaire de capacité de stockage.

La comparaison entre l'externalité globale positive (**46,11 \$/m³**), qui inclut à la fois les coûts directs de production (abattage, transport, transformation industrielle) et les externalités environnementales actualisées, et le prix moyen du marché (**291,93 \$/m³**) pour le bois transformé souligne un écart important entre l'impact net pour la société et sa valorisation purement marchande. En effet, le résultat négatif indique que les bénéfices environnementaux, notamment liés à la séquestration du carbone et aux effets de substitution, surpassent l'ensemble des coûts privés associés à la récolte et à la transformation du bois. Autrement dit, dans les hypothèses retenues, chaque mètre cube récolté et transformé génère un bénéfice social net d'environ 46\$ qui n'est pas reflété dans les prix actuels du marché. Cet écart met en évidence une sous-évaluation de la contribution environnementale du bois. Cette asymétrie majeure révèle que la valorisation actuelle du bois par les marchés ne capture qu'une fraction infime de son véritable coût pour la société.

L'approche proposée présente plusieurs atouts majeurs. Premièrement, elle repose sur des flux environnementaux physiques mesurables, évitant ainsi les biais méthodologiques associés aux préférences déclarées ou aux fonctions de dommage macroscopiques. Deuxièmement, elle mobilise des bases de données publiques, fiables et reproductibles, assurant une transparence et une robustesse accrues dans la quantification des externalités. Enfin, la méthodologie est transposable : elle pourrait être adaptée pour d'autres ressources naturelles, comme l'eau, les sols ou les ressources minérales, ouvrant la voie à une comptabilité environnementale plus fine, sectorielle et opérationnelle.

Néanmoins, il est essentiel de rappeler que cette étude repose sur un ensemble d'hypothèses spécifiques, telles que l'utilisation d'un taux unique de séquestration du carbone pour les peuplements forestiers, des facteurs d'émission moyens pour la consommation de carburants, ou encore des valeurs standardisées pour le coût social du carbone. Ces hypothèses, bien que fondées sur les meilleures données disponibles, introduisent des marges d'incertitude qui doivent être prises en compte dans l'interprétation des résultats. De plus, certaines dimensions, comme la valorisation du bois utilisé comme bioénergie n'ont pas encore été pleinement intégrées et pourraient faire l'objet d'approfondissements futurs pour capturer l'ensemble des bénéfices environnementaux liés au cycle de vie complet du bois.

Les résultats obtenus suggèrent que les décisions actuelles en matière de gestion forestière et de tarification du bois sous-évaluent de manière significative les contributions des forêts au bien-être collectif. Intégrer les coûts environnementaux réels dans l'évaluation économique du bois pourrait justifier la mise en place de mécanismes, tels que les paiements pour services écosystémiques, les politiques de compensation, ou des instruments de tarification du carbone spécifiquement adaptés au secteur forestier. En définitive, ce travail montre combien il est crucial de repenser la notion même de "valeur" des ressources naturelles, en y intégrant pleinement les dimensions écologiques, sociales et intergénérationnelles. Ce n'est qu'à cette condition que les décisions d'aujourd'hui permettront de préserver, pour les générations futures, les bénéfices écologiques que les forêts canadiennes offrent encore aujourd'hui.

Annexe 1 : Calcul du coût des polluants atmosphériques (Code R)

```
library(readxl)
library(dplyr)
library(tidyr)
library(stringr)
library(knitr)
library(kableExtra)
options(scipen = 999)

# Importer les datasets
emissions      <- read_excel("/Users/margauxchristiany/Library/CloudStorage/OneDrive-HECMontréal/Master/Memoire/Data/donneesdechetspolluants.xlsx")
prices         <- read_excel("/Users/margauxchristiany/Library/CloudStorage/OneDrive-HECMontréal/Master/Memoire/Data/polluant-prix.xlsx")

# Sélection des polluants d'intérêt
polluants_interet <- c(
  "PM2.5 - Particulate Matter <= 2.5 Micrometers",
  "Sulphur dioxide",
  "Nitrogen oxides (expressed as nitrogen dioxide)",
  "Volatile Organic Compounds (VOCs)",
  "Carbon monoxide",
  "Ammonia (total)",
  "Lead (and its compounds)",
  "Cadmium (and its compounds)",
  "Mercury (and its compounds)",
  "Dioxins and furans - total",
  "PAHs, total unspciated"
)
)

# Création de la DF avec seulement les polluants d'intérêt
emissions_dechets <- emissions %>% filter(ReportYear == 2020) %>%
  filter(Detail_NPRI_SubstanceInfo.NameEn %in% polluants_interet) %>%
  select(ReportYear,
         Detail_NPRI_SubstanceInfo.NameEn,
         Detail_UnitType.NameEn,
         Quantity,
         DescriptionEn,
         GroupEn,
         NAICSTitleFr )

summary(emissions_dechets)

# DF avec noms correspondants au nom des prix pour chaque polluant
new_emissions <- emissions_dechets %>%
```

```

mutate(
  Pollutant_Mapped = case_when(
    Detail_NPRI_SubstanceInfo.NameEn == "PM2.5 - Particulate Matter <= 2.5
Micrometers" ~ "PM2.5",
    Detail_NPRI_SubstanceInfo.NameEn == "Sulphur dioxide" ~ "SOx",
    Detail_NPRI_SubstanceInfo.NameEn == "Nitrogen oxides (expressed as nitrogen
dioxide)" ~ "NOx",
    Detail_NPRI_SubstanceInfo.NameEn == "Volatile Organic Compounds (VOCs)" ~
"VOCs",
    Detail_NPRI_SubstanceInfo.NameEn == "Carbon monoxide" ~ "CO",
    Detail_NPRI_SubstanceInfo.NameEn == "Ammonia (total)" ~ "NH3",
    Detail_NPRI_SubstanceInfo.NameEn == "Lead (and its compounds)" ~ "Pb",
    Detail_NPRI_SubstanceInfo.NameEn == "Cadmium (and its compounds)" ~ "Cd",
    Detail_NPRI_SubstanceInfo.NameEn == "Mercury (and its compounds)" ~ "Hg",
    Detail_NPRI_SubstanceInfo.NameEn == "Dioxins and furans - total" ~
"Dioxins_Furans",
    Detail_NPRI_SubstanceInfo.NameEn == "PAHs, total unspciated" ~ "PAHs",
    TRUE ~ NA_character_
  )
)

# Liste des polluants à convertir en kg
polluants_en_kg <- c("Pb", "Cd", "Hg", "Dioxins_Furans", "PAHs")

# Conversion des quantités selon l'unité cible par polluant
new_emissions <- new_emissions %>%
  mutate(
    Quantite_Standardisee = case_when(
      # Pour les polluants à convertir en kg:
      Pollutant_Mapped %in% polluants_en_kg & Detail_UnitType.NameEn == "g" ~ Quantity
      / 1000,
      Pollutant_Mapped %in% polluants_en_kg & Detail_UnitType.NameEn == "g TEQ" ~
      Quantity / 1000,
      Pollutant_Mapped %in% polluants_en_kg & Detail_UnitType.NameEn == "kg" ~
      Quantity,
      Pollutant_Mapped %in% polluants_en_kg & Detail_UnitType.NameEn == "tonnes" ~
      Quantity * 1000,
      # Pour tous les autres polluants, conversion en tonnes
      !(Pollutant_Mapped %in% polluants_en_kg) & Detail_UnitType.NameEn == "g" ~
      Quantity / 1e6,
      !(Pollutant_Mapped %in% polluants_en_kg) & Detail_UnitType.NameEn == "g TEQ" ~
      Quantity / 1e6,
      !(Pollutant_Mapped %in% polluants_en_kg) & Detail_UnitType.NameEn == "kg" ~
      Quantity / 1000,
      !(Pollutant_Mapped %in% polluants_en_kg) & Detail_UnitType.NameEn == "tonnes" ~
      Quantity,
      TRUE ~ NA_real_
    )
  )

```

```

)
)

# On calcul la quantité totale émise en 2020 par polluant
emissions_totales_2020 <- new_emissions %>%
  group_by(Pollutant_Mapped) %>%
  summarise(
    Emissions_Totales = sum(Quantite_Standardisee, na.rm = TRUE)
  ) %>%
  arrange(desc(Emissions_Totales))

# On multiplie par prix hig et prix low
clean_emissions <- emissions_totales_2020 %>%
  mutate(Pollutant_Mapped = str_trim(str_to_lower(Pollutant_Mapped)))

clean_prices <- prices %>%
  mutate(Pollutant_Mapped = str_trim(str_to_lower(polluant)))

emissions_with_prices <- clean_emissions %>%
  left_join(clean_prices, by = "Pollutant_Mapped")

# Correction spécifique pour le CO : conversion des quantités pour obtenir l'équivalent CO2
# Ici, au lieu de modifier le prix on multiplie les quantités.
# Pour le CO, on applique la conversion : Q_CO2eq = Q_CO * 3.67 (source : 2006 IPCC
# Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories)
emissions_with_prices <- emissions_with_prices %>%
  mutate(
    Emissions_Corrected = ifelse(Pollutant_Mapped == "co", Emissions_Totales * 3.67,
    Emissions_Totales),
    Total_Cost_Low = Emissions_Corrected * coutlow,
    Total_Cost_High = Emissions_Corrected * couthigh
  )
# Somme des coûts bas
sum_low <- sum(emissions_with_prices$Total_Cost_Low, na.rm = TRUE)
print(sum_low)
# Somme des coûts hauts
sum_high <- sum(emissions_with_prices$Total_Cost_High, na.rm = TRUE)
print(sum_high)

```

Annexe 2 : Calcul du coût de séquestration différée du carbone (Code R)

```
install.packages("flextable")
install.packages("knitr")
install.packages("kableExtra")
install.packages("ggplot2")
library(knitr)
library(dplyr)
library(tidyr)
library(kableExtra)
library(flextable)
library(ggplot2)

CSC <- 244.33      # Coût social du carbone, en $/tCO2
CSC_AS_5 <- 43.38    # Coût social du carbone (DICE 5%)
CSC_AS_1 <- 657.43     # Coût social du carbone (DICE 1%)
r <- 0.03          # Taux d'actualisation (3 %)
volume_par_ha <- 201.4   # Volume récolté en 2020, en m3/ha
conversion_CO2 <- 3.7    # 1 tC = 3.67 tCO2
annees <- 1:52        # temps de régénération
surface_totale <- 710333 # Superficie totale récoltée en 2020
facteur_actualisation <- (1 + r) ^ annees

sequestration_initiale <- c(
  rep(0.14, 10), # années 70 à 80
  rep(0.16, 40), # années 81 à 120
  rep(0.41, 2)  # années 121 à 122
)

stockinitial <- sum(sequestration_initiale)
B <- 0.238
#taux d'accumulation de carbone années par années en tC/ha/an pour le nouveau peuplement

#correction des taux annuels cumulés par tranche (tC/ha sur toute la tranche)
cumul_tls <- c(1.13, 0.82, 0.26) # 1-20, 21-40, 41-52 ans
largeur_tls <- c(20, 20, 12) # années dans chaque tranche
sequestration_ha <- rep(cumul_tls / largeur_tls, largeur_tls)

# Stock total de carbone que la forêt replantée a reconstitué à la fin de chaque année
stock_cumule <- cumsum(sequestration_ha)

# Différence entre le stock initial B et le stock reconstitué par année (tC/ha)
delta_tC <- (B - stock_cumule)

# Conversion en CO2 (tCO2/ha)
delta_tCO2 <- delta_tC * conversion_CO2
```

```

# Conversion en valeur monétaire avec CSC ($/ha)
valeur_ha <- delta_tCO2 * CSC

# Actualisation des flux de pertes
valeur_actualisee <- valeur_ha / facteur_actualisation

# Compilation des résultats par hectare
tableau_opportunite <- data.frame(
  annee = annees,
  taux_absorption_tC_ha = round(sequestration_ha, 2),
  stock_cumule_tC_ha = round(stock_cumule, 2),
  delta_tC_ha = round(delta_tC, 2),
  delta_tCO2_ha = round(delta_tCO2, 2),
  valeur_en_dollars_ha = round(valeur_ha, 2),
  facteur_actualisation = round(facteur_actualisation, 4),
  valeur_actualisee_dollars_ha = round(valeur_actualisee, 2)
)

# Résultats
cout_total_par_ha <- sum(valeur_actualisee)
cout_total_base <- cout_total_par_ha * surface_totale
volume_total <- volume_par_ha * surface_totale
cout_par_m3_base <- cout_total_base / volume_total

cat("SCÉNARIO DE BASE — Plantation immédiate\n")
cat("Coût total actualisé :", format(round(cout_total_base, 0), big.mark = ","), "$\n")
cat("Coût par m3 :", round(cout_par_m3_base, 2), "/m3\n\n")

#analyse de sensibilité sur le moment où ont été replantés les arbres
# Stock direct : même que scénario de base
stock_direct <- stock_cumule

# Stock différé : décalé de 5 ans
stock_retarde <- c(rep(0, 5), stock_direct[1:(52 - 5)])

# Stock mixte combiné (50 % immédiat, 50 % différé)
stock_mixte <- 0.5 * stock_direct + 0.5 * stock_retarde

# Perte de carbone en tC/ha par an
delta_tC_mixte <- (B - stock_mixte)
delta_tCO2_mixte <- delta_tC_mixte * conversion_CO2
valeur_ha_mixte <- delta_tCO2_mixte * CSC
valeur_actualisee_mixte <- valeur_ha_mixte / facteur_actualisation

# Compilation des résultats
tableau_sensibilite <- data.frame(
  annee = annees,
  taux_absorption_tC_ha = round(sequestration_ha, 2),
  stock_cumule_mixte_tC_ha = round(stock_mixte, 2),

```

```

delta_tC_ha = round(delta_tC_mixte, 2),
delta_tCO2_ha = round(delta_tCO2_mixte, 2),
valeur_en_dollars_ha = round(valeur_ha_mixte, 2),
facteur_actualisation = round(facteur_actualisation, 4),
valeur_actualisee_dollars_ha = round(valeur_actualisee_mixte, 2)
)

# Coût total
cout_total_par_ha_mixte <- sum(valeur_actualisee_mixte)
cout_total_mixte <- cout_total_par_ha_mixte * surface_totale
cout_par_m3_mixte <- cout_total_mixte / volume_total

cat("⌚ SCÉNARIO ALTERNATIF — 50 % replantés avec 5 ans de délai\n")
cat("Coût total actualisé :", format(round(cout_total_mixte, 0), big.mark = ","), "$\n")
cat("Coût par m3 :", round(cout_par_m3_mixte, 2), "$/m3\n")

#graphiques
#scénario de base
df <- data.frame(annees, stock_cumule)
ggplot(df, aes(x = annees, y = stock_cumule)) +
  geom_line(colour = "darkgreen", linewidth = 1) +
  geom_hline(yintercept = B, colour = "red", linewidth = 1,
             linetype = "dashed") +
  annotate("text", x = 5, y = B + 1,
           label = "Seuil B = 0,238 tC/ha",
           colour = "red", hjust = 0, vjust = -0.2, size = 3) +
  scale_x_continuous(limits = c(0, 55), expand = c(0, 0)) +
  scale_y_continuous(limits = c(0, max(B + 5, max(stock_cumule))), expand = c(0, 0)) +
  labs(title = "Scénario de base : plantation immédiate",
       x = "Année",
       y = "Stock cumulé de carbone (tC/ha)") +
  theme_minimal(base_size = 14) +
  theme(panel.grid.major = element_line(colour = "grey80"),
        panel.grid.minor = element_line(colour = "grey90"))

#scénario sensibilité
df_mixte <- data.frame(annees, stock_mixte)
ggplot(df_mixte, aes(x = annees, y = stock_mixte)) +
  geom_line(colour = "orange", size = 1) +
  geom_hline(yintercept = B, colour = "red", linetype = "dashed", size = 1) +
  annotate("text", x = 5, y = B + 1,
           label = "Seuil B = 0,238 tC/ha",
           colour = "red", hjust = 0, vjust = -0.2, size = 3) +
  scale_x_continuous(limits = c(0, 55), expand = c(0, 0)) +
  scale_y_continuous(limits = c(0, max(B + 5, max(stock_mixte))), expand = c(0, 0)) +
  labs(title = "Scénario de sensibilité : 50 % différé de 5 ans",
       x = "Année",
       y = "Stock cumulé de carbone (tC/ha)") +
  theme_minimal(base_size = 14) +

```

```

theme(panel.grid.major = element_line(colour = "grey80"),
      panel.grid.minor = element_line(colour = "grey90"))

# Comparaison des 2 scénarios
df_base <- data.frame(annees, stock = stock_cumule, scenario = "Base : plantation
immédiate")
df_mixte <- data.frame(annees, stock = stock_mixte, scenario = "Sensibilité : 50 % différé de
5 ans")
df_all <- rbind(df_base, df_mixte)

cols <- c("Base : plantation immédiate"      = "darkgreen",
         "Sensibilité : 50 % différé de 5 ans" = "orange")
ggplot(df_all, aes(x = annees, y = stock, colour = scenario, linetype = scenario)) +
  geom_line(size = 1) +
  scale_colour_manual(values = cols) +
  geom_hline(yintercept = B, colour = "red", linetype = "dashed", size = 1) +
  annotate("text", x = 5, y = B + 1,
           label = "Seuil B = 0,238 tC/ha",
           colour = "red", hjust = 0, vjust = -0.2, size = 3) +
  scale_x_continuous(limits = c(0, 55), expand = c(0,0)) +
  scale_y_continuous(limits = c(0, max(B + 5, df_all$stock)), expand = c(0,0)) +
  labs(
    title = "Comparaison des scénarios de régénération",
    x     = "Année",
    y     = "Stock cumulé de carbone (tC/ha)"
  ) +
  theme_minimal(base_size = 14) +
  theme(
    panel.grid.major = element_line(colour = "grey80"),
    panel.grid.minor = element_line(colour = "grey90"),
    legend.position = c(0.75, 0.15),
    legend.background = element_rect(fill = "white", colour = NA),
    legend.title    = element_blank()
  )
#analyse de sensibilité sur le taux d'actualisation
# Liste des taux à tester
taux_r <- c(0.015, 0.03, 0.05)

# Initialisation tableau résultat
resultats_r <- data.frame(
  taux_actualisation = taux_r,
  cout_total_base = NA,
  cout_par_m3_base = NA,
  cout_total_mixte = NA,
  cout_par_m3_mixte = NA
)
# Boucle sur chaque taux d'actualisation
for (i in seq_along(taux_r)) {

```

```

r_test <- taux_r[i]
facteur_actualisation_test <- (1 + r_test) ^ annees

# Scénario de base
valeur_actualisee_base_r <- valeur_ha / facteur_actualisation_test
cout_total_base_r <- sum(valeur_actualisee_base_r) * surface_totale
cout_par_m3_base_r <- cout_total_base_r / volume_total

# Scénario sensibilité
valeur_actualisee_mixte_r <- valeur_ha_mixte / facteur_actualisation_test
cout_total_mixte_r <- sum(valeur_actualisee_mixte_r) * surface_totale
cout_par_m3_mixte_r <- cout_total_mixte_r / volume_total

resultats_r[i, "cout_total_base"] <- round(cout_total_base_r, 0)
resultats_r[i, "cout_par_m3_base"] <- round(cout_par_m3_base_r, 2)
resultats_r[i, "cout_total_mixte"] <- round(cout_total_mixte_r, 0)
resultats_r[i, "cout_par_m3_mixte"] <- round(cout_par_m3_mixte_r, 2)

}

# Résultats
print(resultats_r)

# Analyse de sensibilité sur la valeur du CSC

# Liste des CSC à tester
liste_CSC <- list(
  "CSC_1" = CSC_AS_1,
  "CSC_3" = CSC,
  "CSC_5" = CSC_AS_5,
  "CSC_0" = 0
)

resultats <- data.frame(
  CSC_label      = character(),
  CSC_val        = numeric(),
  cout_m3_base   = numeric(),
  cout_m3_mixte  = numeric(),
  diff_mixte_moins_base = numeric(),
  stringsAsFactors = FALSE
)
# Boucle sur chaque CSC alternatif
for (label in names(liste_CSC)) {
  CSC_test <- liste_CSC[[label]]

  # Scénario de base
  valeur_ha_test_base <- delta_tCO2 * CSC_test
  valeur_actualisee_test_base <- valeur_ha_test_base / facteur_actualisation
  cout_total_par_ha_test_base <- sum(valeur_actualisee_test_base)
  cout_total_test_base <- cout_total_par_ha_test_base * surface_totale
}

```

```

cout_par_m3_test_base <- cout_total_test_base / volume_total

# Scénario de sensibilité
valeur_ha_test_mixte <- delta_tCO2_mixte * CSC_test
valeur_actualisee_test_mixte <- valeur_ha_test_mixte / facteur_actualisation
cout_total_par_ha_test_mixte <- sum(valeur_actualisee_test_mixte)
cout_total_test_mixte <- cout_total_par_ha_test_mixte * surface_totale
cout_par_m3_test_mixte <- cout_total_test_mixte / volume_total

# Résultats
cat(paste0("\n ANALYSE DE SENSIBILITÉ — ", label, "\n"))
cat("Scénario base : ", round(cout_par_m3_test_base, 2), "$/m³\n")
cat("Scénario mixte : ", round(cout_par_m3_test_mixte, 2), "$/m³\n")

resultats <- rbind(resultats, data.frame(
  CSC_label      = label,
  CSC_val        = CSC_test,
  cout_m3_base   = round(cout_par_m3_test_base, 2),
  cout_m3_mixte  = round(cout_par_m3_test_mixte, 2),
  diff_mixte_moins_base = round(cout_par_m3_test_mixte - cout_par_m3_test_base, 2),
  stringsAsFactors = FALSE
))
}
print(resultats)

```

```
# Définition des scénarios de sensibilité taux d'accumulation annuel du carbone
```

```
#taux constant
constant = rep(0.02, length(annees))
```

```
#taux alternatif
```

```
alternatifs <- c(
  rep(1.47 / 20, 20),  # 1-20 ans
  rep(1.16 / 20, 20),  # 21-40 ans
  rep(0.69 / 12, 12)  # 41-52 ans
)
```

```
#taux pessimiste
pessimiste = sequestration_ha * 0.5
```

```
scenarios_sequestration <- list(
  constant = constant,
  alternatifs = alternatifs,
  pessimiste = pessimiste
)
```

```
# Fonction pour calculer coût par m³ d'un scénario donné
calc_scenario <- function(sequestration_vec, label) {
```

```

# Calcul du stock cumulé et des deltas
stock_cumule_scen <- cumsum(sequestration_vec)
delta_tC_scen    <- B - stock_cumule_scen
delta_tCO2_scen   <- delta_tC_scen * conversion_CO2

# Valeur monétaire avant actualisation
valeur_ha_scen   <- delta_tCO2_scen * CSC

# Actualisation
valeur_actu_scen <- valeur_ha_scen / facteur_actualisation

# Coût total et coût par m3
cout_total_ha     <- sum(valeur_actu_scen)
cout_total_scen   <- cout_total_ha * surface_totale
cout_par_m3_scen  <- cout_total_scen / volume_total

data.frame(
  scenario      = label,
  cout_total_base = round(cout_total_scen, 0),
  cout_m3        = round(cout_par_m3_scen, 2),
  stringsAsFactors = FALSE
)
}

# Boucle sur tous les scénarios
resultats_scenarios <- do.call(rbind,
  lapply(names(scenarios_sequestration), function(lbl) {
    calc_scenario(scenarios_sequestration[[lbl]], lbl)
  })
)

# Affichage du tableau résumé
library(knitr)
kable(
  resultats_scenarios,
  caption = "Analyse de sensibilité : nouveaux scénarios de taux d'accumulation",
  col.names = c("Scénario", "Coût total actualisé ($)", "Coût par m3 ($/m3)"),
  align = c("l", "r", "r")
) %>%
  kable_styling(full_width = FALSE)

#calcul des stocks cummulés
stock_base <- stock_cumule
stock_mixte <- stock_mixte
stock_constant <- cumsum(scenarios_sequestration$constant)
stock_alternatifs<- cumsum(scenarios_sequestration$alternatifs)
stock_pessimiste <- cumsum(scenarios_sequestration$pessimiste)

#df pour le plot

```

```

df_scenarios <- tibble(
  annee    = rep(annees, 5),
  stock_tC_ha= c(stock_base,
                  stock_mixte,
                  stock_constant,
                  stock_alternatifs,
                  stock_pessimiste),
  scenario = rep(c("Base (100% immédiat)",
                  "Mixte (50% différé)",
                  "Constant (0,02)",
                  "Alternatifs",
                  "Pessimiste"),
                  each = length(annees)))
)

# Fonction utilitaire pour un plot individuel

plot_scenario <- function(label, B = 0.238) {
  df_scenarios %>%
    filter(scenario == label) %>%
    ggplot(aes(x = annee, y = stock_tC_ha)) +
    geom_line(size = 1) +
    # ligne horizontale de seuil
    geom_hline(yintercept = B, color = "red", linetype = "dashed", size = 0.8) +
    # annotation du seuil
    annotate(
      "text",
      x = 5,
      y = B + 1,
      label = paste0("Seuil B = ", B, " tC/ha"),
      color = "red",
      hjust = 0
    ) +
    labs(
      title = paste("Stock cumulé – scénario", label),
      x    = "Année",
      y    = "Stock cumulé de carbone (tC/ha)"
    ) +
    theme_minimal()
}

plot_scenario("Constant (0,02)")
plot_scenario("Alternatifs")
plot_scenario("Pessimiste")

#graphique de comparaison
df_scenarios %>%
  filter(scenario %in% c("Constant (0,02)",
                         "Alternatifs",
                         "Pessimiste")) %>%

```

```

ggplot(aes(x = annee, y = stock_tC_ha, color = scenario)) +
  geom_line(size = 1) +
  labs(title = "Comparaison des 3 scénarios de sensibilité",
       x = "Année",
       y = "Stock cumulé de carbone (tC/ha)",
       color = "Scénario") +
  theme_minimal()

ggplot(df_scenarios, aes(x = annee, y = stock_tC_ha, color = scenario)) +
  geom_line(size = 1) +
  geom_hline(yintercept = B, linetype = "dashed", color = "red", size = 0.8) +
  annotate(
    "text",
    x = max(df_scenarios$annee) * 0.6,
    y = B + 1,
    label = paste0("Seuil B = ", B, " tC/ha"),
    color = "red",
    hjust = 0
  ) +
  labs(
    title = "Comparaison de tous les scénarios de régénération",
    x = "Année",
    y = "Stock cumulé de carbone (tC/ha)",
    color = "Scénario"
  ) +
  theme_minimal()
#on rajoute la comparaison avec le scenario de base
base_m3 <- round(cout_par_m3_base, 2)

df_comparatif <- tibble(
  Scénario = c(
    "Base (100 % immédiate)",
    "Constant (0,02 tC/ha/an)",
    "Alternatifs (0.0735; 0,058; 0.0575)",
    "Pessimiste (½ des taux initiaux)"
  ),
  `Coût par m³ ($/m³)` = c(
    base_m3,
    resultats_scenarios %>% filter(scenario == "constant") %>% pull(cout_m3),
    resultats_scenarios %>% filter(scenario == "alternatifs") %>% pull(cout_m3),
    resultats_scenarios %>% filter(scenario == "pessimiste") %>% pull(cout_m3)
  )
)

df_comparatif %>%
  kable(
    caption = "Comparaison des coûts par m³ selon les scénarios",
    align = c("l", "r")
  ) %>%
  kable_styling(full_width = FALSE)

```

Bibliographie

- Avril, M.-L. (2025). Comment les forêts séquestrent-elles du carbone ? *Reforestaction*.
- Bagstad, K. J., Berik, G., & Gaddis, E. J. B. (2014). Methodological developments in US state-level Genuine Progress Indicators : Toward GPI 2.0. *Ecological Indicators*, 45, 474-485. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.05.005>
- Barrage, L., & Nordhaus, W. (2024). Policies, projections, and the social cost of carbon : Results from the DICE-2023 model. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 121(13), e2312030121. <https://doi.org/10.1073/pnas.2312030121>
- Besançon, Y. (2013). L'hégémonie anachronique du PIB: *Idées économiques et sociales*, N° 173(3), 43-48. <https://doi.org/10.3917/idee.173.0043>
- Bureau du Forestier en Chef. (2024). *Aménagement durable des forêts du domaine de l'Etat—Analyse de la période 2018-2023*. <https://forestierenchef.gouv.qc.ca/amenagement-durable/periode-2018-2023/>
- Bureau du Forestier en Chef, & Gouvernement du Québec. (2018). *Coût d'approvisionnement. Fascicule 4.21. Manuel de détermination des possibilités forestières 2018-2023*. https://forestierenchef.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/4-21_cout-dapprovisionnement.pdf
- Campagna, M. (1996). *Le cycle du carbone et la forêt : De la photosynthèse aux produits forestiers*. Ministère des ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier, Service de l'évaluation environnementale. <https://mffp.gouv.qc.ca/nos-publications/cycle-carbone-foret-produits-forestiers/#:~:text=Les%20forêts%20captent%20du%20carbone,la%20combustion%20par%20le%20feu>.
- Cornillier, C., & Vial, E. (2008). *L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) appliquée aux produits bois : Bilan énergétique et prise en compte du carbone biomasse*. 16.

Darmstadter, J., & Krupnick, A. (2013). *Estimating the Social Cost of Carbon : Robert Pindyck's Critique*. <https://www.resources.org/common-resources/estimating-the-social-cost-of-carbon-robert-pindycks-critique/>

Dasgupta, P. (2021). *The Economics of Biodiversity : The Dasgupta Review*.
https://assets.publishing.service.gov.uk/media/602e92b2e90e07660f807b47/The_Economics_of_Biodiversity_The_Dasgupta_Review_Full_Report.pdf

DellaCamera, C. (2025). Sawmills & Wood Production in Canada : Lumbering on : The industry benefits from growing demand for lumber. *IBIS WORLD*, 41.

Environnement et Changement climatique Canada. (2016). *Mise à jour technique des estimations du coût social des gaz à effet de serre réalisées par Environnement et Changement climatique Canada*. Environnement et Changement climatique Canada.
https://publications.gc.ca/collections/collection_2016/eccc/En14-202-2016-fra.pdf

Environnement et Changement climatique Canada. (2023). *Coût social des émissions de gaz à effet de serre—Orientation provisoire actualisée pour le gouvernement du Canada*.
<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/changements-climatiques/recherche-donnees/cout-social-ges.html>

Environnement et Changement climatique Canada. (2024a). *Rapport d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques du Canada 1990—2022*.
https://publications.gc.ca/collections/collection_2024/eccc/En81-30-2022-fra.pdf

Environnement et Changement climatique Canada. (2024b). *Rapport d'inventaire national 1990-2022—Sources et puits de GES au canada*.
<https://publications.gc.ca/site/fra/9.502402/publication.html>

European Environment Agency, & European Topic Centre Human health and the environment. (2024). *Estimating the external costs of industrial air pollution : Trends*

2012-2021. https://www.eea.europa.eu/publications/the-cost-to-health-and-the-technical-note_estimating-the-external-costs/view

Fox, M.-J. V., & Erickson, J. D. (2020). Design and meaning of the genuine progress indicator : A statistical analysis of the U.S. fifty-state model. *Ecological Economics*, 167, 106441. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106441>

Gadrey, J. (2018). Le PIB nous mène dans l'impasse: *Revue Projet*, N° 362(1), 5-10.
<https://doi.org/10.3917/pro.362.0005>

Groner, T., & Moradi, A. (2024). Sacrificing sustainability for a higher GDP growth rate. *Development and Sustainability in Economics and Finance*, 2-4, 100015.
<https://doi.org/10.1016/j.dsef.2024.100015>

Hequet, C. (2016). *L'évaluation monétaire de la nature*. https://iris-recherche.qc.ca/wp-content/uploads/2021/03/Externalite_s-WEB.pdf

Hoover, C. M., & Smith, J. E. (2023). Effects of Stand Age on Aboveground Live Tree Carbon Stock and Change in Forests. *Carbon Balance and Management*, 18(1), 7.
<https://doi.org/10.1186/s13021-023-00227-z>

Irving, W., Nakane, H., & T. Villarin, J. R. (2006). *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. <https://www.ipcc-nccc.iges.or.jp/public/2006gl/>

Johansson-Stenman, O., & Sterner, T. (2015). Discounting and relative consumption. *Journal of Environmental Economics and Management*, 71, 19-33.
<https://doi.org/10.1016/j.jeem.2015.01.006>

Kim, S.-H. (2006). Evaluation of negative environmental impacts of electricity generation : Neoclassical and institutional approaches. *Energy Policy*, 35(1), 413-423.
<https://doi.org/10.1016/j.enpol.2005.12.002>

Ministère de la Transition Ecologique et solidaire de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable. (2017). *L'analyse du cycle de vie : Enjeux*

tour de sa monétarisation.

<https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/publications/Théma%20-%20L%27analyse%20du%20cycle%20de%20vie%20%20-%20Enjeux%20autour%20de%20la%20monétarisation.pdf>

Ministère des forêts, de la faune et des parcs. (2018). *Bilan quinquennal de l'aménagement durable des forêts—Portrait de la régénération naturelle.* 9.

Ministry of Forests, Lands, Natural Resources operations and Rural Development. (2019). *Major Primary Timber Processing Facilities In British Columbia—2017.*

Mosterd, R., & Schenau, S. (2024). *Publishing and interpreting from the monetary SEEA Ecosystem accounts.* Statistics Netherland. https://www-cbs-nl.translate.goog/en-gb/background/2024/10/publishing-and-interpreting-data-from-the-monetary-seea-ecosystem-accounts?_x_tr_sl=en&_x_tr_tl=fr&_x_tr_hl=fr&_x_tr_pto=sc

Nation Unies. (2021). *Système de comptabilité économique et environnementale—Comptabilité des écosystèmes (SCEE-CE) Livre blanc, préédition du texte soumis à édition officielle.*

https://seea.un.org/sites/seea.un.org/files/documents/EA/seea_ea_french_unofficial_translation_may_2023.pdf

Orlando, B., Baldock, D., Canger, S., Mackensen, J., Maginnis, S., Socorro Manguiat, M., Rietbergen, S., & Schneider, N. (2002). *Le carbone, les forêts et l'homme : Vers une gestion intégrée du piégeage du carbone, de l'environnement et des moyens d'existence durable.* IUCN. <https://iucn.org/fr/resources/publication/le-carbone-les-forets-et-lhomme-vers-une-gestion-integree-du-piegeage-du>

Pizzol, M., Weidema, B., Brandão, M., & Osset, P. (2015). Monetary valuation in Life Cycle Assessment : A review. *Journal of Cleaner Production, 86*, 170-179.

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.007>

- Plateform for Collaboration on Tax. (s. d.). *Indicateurs de tarification du carbone*. 66.
- Prahl, B. F., Rybski, D., Boettle, M., & Kopp, J. P. (2016). Damage functions for climate-related hazards : Unification and uncertainty analysis. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 16(5), 1189-1203. <https://doi.org/10.5194/nhess-16-1189-2016>
- Rennert, K., Errickson, F., Prest, B. C., Rennels, L., Newell, R. G., Pizer, W., Kingdon, C., Wingenroth, J., Cooke, R., Parthum, B., Smith, D., Cromar, K., Diaz, D., Moore, F. C., Müller, U. K., Plevin, R. J., Raftery, A. E., Ševčíková, H., Sheets, H., ... Anthoff, D. (2022). Comprehensive evidence implies a higher social cost of CO₂. *Nature*, 610(7933), 687-692. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05224-9>
- Ressources Naturelles Canada. (2023). *L'état des forêts au Canada RAPPORT ANNUEL 2023*. 116.
- Sambo, S. (2002). *Fuel consumption for ground-based harvesting systems in western Canada*. 3(29), 12.
- Söderbaum, P. (1992). Neoclassical and institutional approaches to development and the environment. *Ecological Economics*, 5(2), 127-144. [https://doi.org/10.1016/0921-8009\(92\)90042-Q](https://doi.org/10.1016/0921-8009(92)90042-Q)
- Statistique Canada. (2006). *Concepts, sources et méthodes du système des comptes de l'environnement et des ressources du Canada*. Statistique Canada, Division des comptes et de la statistique de l'environnement.
<https://www150.statcan.gc.ca/n1/fr/catalogue/16-505-G1997001>
- Suter, F., Steubing, B., & Hellweg, S. (2017). Life Cycle Impacts and Benefits of Wood along the Value Chain : The Case of Switzerland. *Journal of Industrial Ecology*, 21(4), 874-886. <https://doi.org/10.1111/jiec.12486>

United Nations. (2014). *Cadre central du système de comptabilité économique et environnementale, 2012*. UNO.

https://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seearev/cf_trans/seea_cf_final_fr.pdf

Wood, S., Dupras, J., Bergevin, C., & Kermagoret, C. (2019). *La valeur économique des écosystèmes naturels et agricoles de la Communauté métropolitaine de Québec et de la Table de concertation régionale pour la gestion intégrée du Saint-Laurent*.

https://cmquebec.qc.ca/wp-content/uploads/2019/09/2019-09_Valeur-économique-écosystèmes_UQO_Rapport-final.pdf

World Bank. (2021). *The Changing Wealth of Nations 2021 : Managing Assets for the Future*.

<https://openknowledge.worldbank.org/entities/publication/e1399ed3-ebe2-51fb-b2bc-b18a7f1aaaed>

World Economic Forum. (2022). *The Global Risk Report 2025—20th Edition, Insight Report* (Edition 1.0). Forum Publishing. <https://www.weforum.org/publications/global-risks-report-2025/>

Yu, Z., Liu, S., Li, H., Liang, J., Liu, W., Piao, S., Tian, H., Zhou, G., Lu, C., You, W., Sun, P., Dong, Y., Sitch, S., & Agathokleous, E. (2024). Maximizing carbon sequestration potential in Chinese forests through optimal management. *Nature Communications*, 15(1), 3154. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-47143-5>