

Titre: Développement d'une méthode d'analyse du cycle de vie
Title: dynamique pour l'évaluation des impacts sur le réchauffement
climatique

Auteur: Annie Levasseur
Author:

Date: 2011

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Levasseur, A. (2011). Développement d'une méthode d'analyse du cycle de vie
Citation: dynamique pour l'évaluation des impacts sur le réchauffement climatique [Thèse
de doctorat, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie.
<https://publications.polymtl.ca/706/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie:
PolyPublie URL: <https://publications.polymtl.ca/706/>

**Directeurs de
recherche:** Réjean Samson, & Pascal Lesage
Advisors:

Programme: Génie chimique
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

DÉVELOPPEMENT D'UNE MÉTHODE D'ANALYSE DU CYCLE DE VIE
DYNAMIQUE POUR L'ÉVALUATION DES IMPACTS SUR LE
RÉCHAUFFEMENT CLIMATIQUE

ANNIE LEVASSEUR

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

THÈSE PRÉSENTÉE EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE PHILOSOPHIAE DOCTOR
(GÉNIE CHIMIQUE)

NOVEMBRE 2011

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Cette thèse intitulée:

DÉVELOPPEMENT D'UNE MÉTHODE D'ANALYSE DU CYCLE DE VIE DYNAMIQUE
POUR L'ÉVALUATION DES IMPACTS SUR LE RÉCHAUFFEMENT CLIMATIQUE

présentée par : LEVASSEUR Annie

en vue de l'obtention du diplôme de : Philosophiae doctor

a été dûment acceptée par le jury d'examen constitué de :

M. PERRIER Michel, Ph.D., président

M. SAMSON Réjean, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. LESAGE Pascal, Ph.D., membre et codirecteur de recherche

M. LEGROS Robert, Ph.D., membre

Mme BLANC Isabelle, Doctorat, membre

DÉDICACE

À Marc-Antoine et Étienne

Pour que vous ne perdiez jamais courage

« Ce qui est simple est toujours faux. Ce qui ne l'est pas est inutilisable. »

Paul Valéry

« In God we trust; all others must bring data. »

W. Edwards Deming

REMERCIEMENTS

Je voudrais d'abord remercier Réjean, Pascal et Manuele pour leur support tout au long de ce projet. Réjean, merci de m'avoir accueillie au sein de la Chaire en me confiant un projet si intéressant et stimulant. Merci aussi pour toute la confiance que tu m'as accordée et pour toutes les opportunités que tu m'as offertes, je t'en serai toujours reconnaissante. Pascal et Manuele, ce fut un immense honneur de travailler avec des gens aussi compétents, attentionnés et motivés que vous. Je me considère privilégiée. Merci encore à tous les trois, vous m'avez donné le goût pour la recherche et avez fait en sorte que je ne regrette pas une seule seconde mon changement de carrière.

Merci à Miguel pour la collaboration, ce fut un plaisir de travailler avec toi. Obrigada et macello ! Aussi à toute l'équipe du JRC à Ispra au sein de laquelle j'ai eu le privilège de travailler pendant deux mois. Merci pour votre accueil. Thank you, grazie, gracias, danke...

Je voudrais remercier Louise et Gontran, mes co-directeurs de la première heure. Merci pour votre appui lors des premiers balbutiements de mon projet.

Merci aux partenaires industriels de la Chaire pour leur support financier. Un merci particulier à l'équipe d'ArcelorMittal, Jean-Pierre, Jean-Sébastien, Anne-Laure et Mauro pour leur intérêt dans ce projet et les stimulantes discussions.

Merci au CRSNG pour les bourses d'études et la reconnaissance de mon travail.

Un gros merci à tous mes collègues du CIRAIG, présents et passés. Vous êtes une équipe extraordinaire. Je vais toujours me rappeler de votre accueil lors de mes premiers jours parmi vous. On ne voit pas ça partout. L'esprit de collaboration, d'entraide et de bonne humeur qui règne dans cette équipe est indescriptible. Un merci particulier à Guillaume pour le support lors de la programmation de l'outil de calcul Excel.

Finalement, un merci gros comme la Terre à mes trois hommes, Jean-François, Marc-Antoine et Étienne. Merci pour votre patience et votre compréhension quand j'avais la tête trop pleine de mon projet ou quand je vivais des moments plutôt stressants. Merci pour le support inconditionnel lors de mon changement de carrière. Je vous aime.

RÉSUMÉ

Le réchauffement climatique de nature anthropique est principalement causé par les émissions de gaz à effet de serre (GES) provenant des différentes activités humaines. Pour réduire l'impact de ces activités sur le climat, il faut être en mesure de quantifier les émissions de GES, ainsi que leur impact relatif sur le réchauffement climatique, afin d'identifier les sources principales et les solutions permettant d'atteindre les objectifs de réduction fixés. Pour ce faire, l'unité de mesure généralement utilisée est le GWP (« Global Warming Potential »), proposé par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), qui transforme les émissions des différents GES en kg CO₂-eq.

L'utilisation de plus en plus répandue du GWP et des méthodes de comptabilisation des émissions de GES a fait poindre certaines limites concernant les aspects temporels des émissions. En effet, le développement d'un nombre croissant de projets d'atténuation du réchauffement climatique par la foresterie a soulevé la question de l'impact de la séquestration et du stockage temporaire de carbone en forêt. De plus, de récentes méthodes de calcul pour l'empreinte carbone des produits visent à donner une valeur au stockage temporaire de carbone dans des objets issus de la biomasse pendant leur durée de vie. Finalement, certaines études ont démontré l'importance de la considération de la distribution temporelle des émissions de GES lors de l'évaluation de projets s'étendant sur de longues périodes de temps. Pour chacune de ces problématiques individuelles, des approches ont été proposées au cours des dernières années. Par contre, ces approches sont spécifiques à une situation ou à un problème donné. De plus, elles comportent généralement des lacunes. Par exemple, elles s'appliquent seulement aux émissions de CO₂ et négligent les autres GES, elles donnent des résultats pour un horizon de temps fixe, etc.

L'objectif principal de cette thèse est de développer une méthode d'analyse du cycle de vie (ACV) dynamique pour la catégorie d'impact du réchauffement climatique et de démontrer que cette méthode permet de pallier les lacunes des méthodes existantes concernant les aspects temporels des émissions de GES. La méthode développée doit donc permettre d'analyser l'impact de n'importe quel système de produits dans un cadre temporel cohérent, tout en considérant de façon rigoureuse le devenir atmosphérique de chacun des différents gaz à effet de serre.

La première étape à réaliser pour l'obtention d'une ACV dynamique est de développer un inventaire du cycle de vie qui tient compte de la distribution temporelle des émissions. Pour ce

faire, le cycle de vie est divisé en pas de temps d'une longueur d'une année et toutes les émissions d'un GES donné ayant lieu à une certaine année sont additionnées pour donner une matrice d'inventaire où chaque ligne représente un type de GES et chaque colonne, une année d'émission. Des facteurs de caractérisation dynamiques sont ensuite développés pour deux indicateurs du réchauffement climatique, soit 1) le forçage radiatif, tel qu'utilisé pour le calcul des GWP et 2) l'augmentation de la température atmosphérique. La méthode développée dans cette thèse permet donc de calculer l'impact de n'importe quel inventaire de GES sur le forçage radiatif et sur la température atmosphérique à tout moment t , en utilisant des facteurs de caractérisation qui sont fonction du temps écoulé entre chaque émission et le moment t .

Comme elle utilise des facteurs de caractérisation qui sont fonction du moment de l'émission, l'ACV dynamique permet le calcul des impacts d'émissions de GES réparties dans le temps dans un cadre temporel cohérent. L'application de la méthode à une étude portant sur le remplacement des combustibles fossiles par des biocarburants tout en tenant compte des émissions dues au changement d'affectation des terres démontre que cette incohérence temporelle peut avoir un impact très significatif sur les résultats et sur les décisions qui en découlent. Par exemple, certains biocarburants pourraient être favorisés par une politique exigeant qu'ils atteignent un certain niveau de réduction de GES au bout d'une certaine période de temps si les résultats de l'approche traditionnelle sont utilisés, alors qu'ils seraient exclus suivant les résultats de l'ACV dynamique. Ces résultats démontrent aussi que l'ACV dynamique peut être appliquée à n'importe quel type de profil temporel ou de système de produits, contrairement à certaines approches existantes développées pour le cas particulier des biocarburants.

Les résultats obtenus pour l'évaluation d'un projet de compensation d'une émission de GES par la foresterie démontrent que la séquestration d'une certaine quantité de carbone en forêt ne peut compenser entièrement, à court ou à moyen terme, l'impact causé par une émission initiale équivalente à cause du délai de séquestration et que l'ACV dynamique, en calculant l'impact en fonction du temps, permet d'analyser la sensibilité des résultats au choix d'un horizon temporel. Ces résultats démontrent aussi que l'utilisation unique du forçage radiatif cumulatif pour évaluer l'impact sur le réchauffement climatique n'est pas suffisante, puisque cet indicateur ne permet pas de tenir compte des impacts liés à l'augmentation absolue de température. L'utilisation des deux indicateurs, desquels peuvent découler des conclusions différentes, permet donc de prendre des décisions mieux informées, en se basant sur un éventail d'impacts plus grand.

Finalement, la comparaison entre l'ACV dynamique et les méthodes existantes pour le calcul de l'empreinte carbone démontrent que la méthode développée dans cette thèse propose un calcul plus rigoureux et permet une analyse plus flexible des résultats. En effet, contrairement aux autres approches, l'ACV dynamique tient compte de la dynamique de séquestration du carbone dans la biomasse, considère le devenir atmosphérique spécifique à chaque GES par l'utilisation de facteurs de caractérisation dynamiques propres à chacun des gaz et ne nécessite pas la détermination d'un horizon temporel arbitraire avant le calcul.

Le développement d'une méthodologie générale pour l'intégration des aspects temporels en analyse du cycle de vie est une première dans le domaine et apporte un certain nombre de défis. Différentes opportunités de recherche sont proposées afin d'améliorer la rigueur et la justesse des analyses effectuées à l'aide de cette méthode et d'étendre son application.

- Le développement de facteurs de caractérisation dynamiques pour le réchauffement climatique variant avec la concentration atmosphérique en CO₂;
- La considération des impacts causés par les modifications de l'albedo lors d'un changement d'affectation des terres;
- La modélisation des impacts sur le réchauffement climatique au niveau dommage;
- Le développement de facteurs de caractérisation dynamiques pour d'autres catégories d'impacts;
- Le développement d'une méthode pour l'opérationnalisation du calcul d'inventaire temporel;
- L'adaptation des banques de données ACV à la temporalisation de l'inventaire;
- Le développement des aspects prospectifs en ACV.

ABSTRACT

Anthropogenic global warming is mainly caused by the greenhouse gas (GHG) emissions coming from human activities. In order to reduce their impact on the climate, GHG emissions must be quantified, as well as their relative impact on global warming, so that the main sources are identified and the right solutions are implemented to reach the reduction targets. The metric used to compare the different GHGs is the Global Warming Potential (GWP), proposed by the International Panel on Climate Change (IPCC), which converts GHG emissions into kg CO₂-eq.

The widespread use of GWP and GHG accounting methods has uncovered some limits regarding the temporal aspects of GHG emissions. The increasing number of climate mitigation projects has raised issues about the assessment of temporary carbon sequestration and storage in forests. Moreover, some recently published methods for carbon footprint calculation aim to give a value to temporary carbon storage in long-lived products made from biomass. Finally, some studies have shown the importance of considering the timing of GHG emissions while assessing the impacts of projects over long time frames. For each of these issues, some approaches are proposed in the scientific literature. However, each of these approaches has been developed for a specific situation, and some flaws have been identified. For instance, they can only be applied to CO₂ emissions, they provide results for a fixed time horizon, etc.

The main objective of this thesis is to develop a dynamic life cycle assessment (LCA) method for global warming and to show that this method alleviates the deficiencies identified in the existing approaches regarding the temporal aspects of GHG emissions. The dynamic LCA method must enable the assessment of any type of product system over a consistent time frame, while rigorously considering the specific atmospheric fate of each greenhouse gas.

The first step in performing a dynamic LCA is to develop a life cycle inventory which considers the temporal profile of emissions. The life cycle is thus divided in one-year time steps, and all the emissions of a given GHG occurring on a given year are summed to get an inventory matrix for which each row stands for a particular GHG and each column, for the year of emission. Dynamic characterization factors are then developed for two different global warming indicators: 1) radiative forcing, as used in GWP, and 2) increase in atmospheric temperature. The method developed in this thesis aims to calculate the impact of any GHG inventory on radiative forcing

and atmospheric temperature at any time t , using characterizations factors that depend on the time elapsed between each emission and time t .

By using dynamic characterization factors that depend on the moment of emission, dynamic LCA calculates the global warming impact of GHG emissions over a consistent time frame. The use of dynamic LCA to assess the impact of the replacement of fossil fuels with biofuels while considering land-use change emissions shows that the temporal inconsistency has a very significant impact on LCA results, and on the decisions taken. For instance, some biofuels could be favored by regulations asking for a given GHG reduction over a specified time frame if using the traditional approach, while they would be rejected if using dynamic LCA. These results also show that dynamic LCA can be applied to any type of temporal profile or product system, in opposition to some existing approaches that have been developed for the particular case of biofuel assessment.

The results provided by the assessment of a climate mitigation project through forestry with dynamic LCA show that the sequestration of a given amount of carbon in trees cannot fully compensate an equivalent emission, on a short- or a mid-term perspective, because of the sequestration delay, and that since it provides the time-dependent impact on global warming, the dynamic LCA approach allows analyzing the sensitivity of the results to the choice of a time horizon. These results also show that cumulative radiative forcing is not sufficient as a single global warming indicator, since it does not consider the impacts related to the absolute increase in temperature. Different conclusions can be drawn from the two different indicators, and the use of both of them would make decision making based on a wider range of climate change impacts.

Finally, the comparison between dynamic LCA and the existing methods for carbon footprint calculation show that the method developed in this thesis provides more rigorous results and allows for a more flexible analysis. Unlike the other approaches, dynamic LCA takes into account the temporal profile of the sequestration of carbon in trees, it considers the specific atmospheric fate of every GHG with different characterization factors, and it does not require the determination of an arbitrary time horizon prior to the calculation.

The integration of temporal aspects in life cycle assessment brings new challenges. Some future research opportunities are proposed in order to improve the validity and accuracy of the method, as well as to expand its use.

- Development of dynamic characterization factors for global warming that takes into account the variations of the atmospheric CO₂ concentration;
- Consideration of the albedo effects caused by land-use change;
- Damage modeling of the global warming impacts in life cycle assessment;
- Development of dynamic characterization factors for other impact categories;
- Development of a method for the calculation of temporal life cycle inventories;
- Adaptation of the life cycle databases to the integration of temporal aspects in LCA;
- Development of prospective LCA.

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|--|-------|
| DÉDICACE..... | III |
| REMERCIEMENTS | V |
| RÉSUMÉ..... | VI |
| ABSTRACT | IX |
| TABLE DES MATIÈRES | XII |
| LISTE DES TABLEAUX..... | XV |
| LISTE DES FIGURES | XVI |
| LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS | XVIII |
| LISTE DES ANNEXES | XX |
| AVANT-PROPOS | XXI |
| INTRODUCTION..... | 1 |
| CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE | 3 |
| 1.1 Le réchauffement climatique..... | 3 |
| 1.1.1 La problématique environnementale | 3 |
| 1.1.2 Les indicateurs du réchauffement climatique anthropique | 4 |
| 1.2 La séquestration et le stockage temporaire de carbone | 10 |
| 1.2.1 Les projets de compensation par la foresterie | 10 |
| 1.2.2 Le stockage de carbone dans les produits issus de la biomasse | 15 |
| 1.3 L'analyse du cycle de vie | 18 |
| 1.3.1 L'inventaire du cycle de vie | 19 |
| 1.3.2 Évaluation des impacts du cycle de vie..... | 21 |
| 1.3.3 Le temps en analyse du cycle de vie | 24 |
| 1.4 L'incohérence dans les cadres temporels | 26 |

| | | |
|---|---|----|
| 1.4.1 | La problématique..... | 26 |
| 1.4.2 | Stockage de carbone versus émissions différées..... | 27 |
| 1.4.3 | Le cas des biocarburants et des émissions dues au changement d'affectation des terres | 28 |
| 1.4.4 | Approches existantes pour le cas des biocarburants | 30 |
| CHAPITRE 2 PRÉSENTATION GÉNÉRALE DES TRAVAUX..... | | 33 |
| 2.1 | Hypothèse de recherche et objectifs..... | 33 |
| 2.1.1 | Hypothèse de recherche | 34 |
| 2.1.2 | Objectifs | 34 |
| 2.2 | Méthodologie | 35 |
| 2.2.1 | Développement de l'ACV dynamique pour le réchauffement climatique..... | 35 |
| 2.2.2 | Analyse des impacts des émissions de GES dans un cadre temporel cohérent..... | 37 |
| 2.2.3 | Séquestration et stockage de carbone en forêt | 38 |
| 2.2.4 | Stockage temporaire de carbone dans des produits issus de la biomasse | 44 |
| 2.2.5 | Développement d'un indicateur de température instantanée | 47 |
| CHAPITRE 3 PRÉSENTATION DES RÉSULTATS | | 49 |
| 3.1 | Analyse des impacts des émissions de GES dans un cadre temporel cohérent..... | 49 |
| 3.2 | Séquestration et stockage de carbone en forêt | 51 |
| 3.3 | Stockage temporaire de carbone dans les produits issus de la biomasse | 55 |
| 3.4 | Développement d'un indicateur de température instantanée | 62 |
| CHAPITRE 4 DISCUSSION GÉNÉRALE ET RECOMMANDATIONS | | 64 |
| 4.1 | Les forces de l'ACV dynamique pour le réchauffement climatique..... | 64 |
| 4.2 | Le choix d'un horizon temporel | 66 |
| 4.3 | Les limites de l'ACV dynamique et les défis soulevés..... | 68 |
| 4.4 | Perspectives de recherche..... | 70 |

| | |
|---|-----|
| 4.4.1 Aspects temporels des émissions de GES | 70 |
| 4.4.2 Intégration du temps en ACV..... | 71 |
| CONCLUSION | 75 |
| BIBLIOGRAPHIE | 77 |
| ANNEXE 1 : CONSIDERING TIME IN LCA: DYNAMIC LCA AND ITS APPLICATION TO GLOBAL WARMING IMPACT ASSESSMENTS..... | 88 |
| ANNEXE 2 : ASSESSING TEMPORARY CARBON SEQUESTRATION AND STORAGE PROJECTS THROUGH LAND USE, LAND-USE CHANGE AND FORESTRY: COMPARISON OF DYNAMIC LIFE CYCLE ASSESSMENT WITH TON-YEAR APPROACHES..... | 105 |
| ANNEXE 3 : BIOGENIC CARBON AND TEMPORARY STORAGE ADDRESSED WITH DYNAMIC LIFE CYCLE ASSESSMENT..... | 131 |
| ANNEXE 4 : ON THE VALUE OF TEMPORARY CARBON STORAGE | 154 |

LISTE DES TABLEAUX

| | |
|--|-----|
| Tableau AP.1 Articles, conférences et livrables | xxi |
| Tableau 1.1 : Inventaire partiel du cycle de vie d'une pièce automobile en acier transportée sur 200 000 km (Jolliet et al., 2005)..... | 19 |
| Tableau 2.1 Description des différents scénarios pour le projet de compensation d'une émission initiale de CO ₂ par un projet d'afforestation (traduction de Levasseur, A., et al., 2011a, tableau 1) | 41 |
| Tableau 2.2 Description de l'étude de cas de la chaise en bois pour trois scénarios de fin de vie (traduction de Levasseur, Lesage, Margni, & Samson, 2011b, tableau 1)..... | 45 |
| Tableau 3.1 Résultats des approches « statique » et « dynamique » des méthodes de Moura-Costa et de Lashof et de l'ACV pour un horizon temporel de 100 ans..... | 54 |
| Tableau 3.2 Résultats d'empreinte carbone (en kg CO ₂ -eq) pour le cas de la chaise en bois pour trois scénarios de fin de vie (traduction de Levasseur, A., et al., 2011b, tableau 3) | 58 |

LISTE DES FIGURES

| | |
|--|----|
| Figure 1.1 : Changement de la température moyenne de surface du globe selon différentes études publiées (tirée de Le Treut, H., et al., 2007, figure 1.3)..... | 3 |
| Figure 1.2 : Chaîne de cause à effet du réchauffement climatique lié à l'émission de gaz à effet de serre | 5 |
| Figure 1.3 : Schéma simplifié du modèle « Bern carbon cycle-climate » (tirée de Joos, F., et al., 2001, Figure 1) | 7 |
| Figure 1.4 : Effet sur la concentration atmosphérique et sur la température de la séquestration et du stockage temporaire d'une tonne de carbone (reproduit avec la permission de Springer Science+Business Media: Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change, Temporary carbon sequestration cannot prevent climate change, 11, 2006, 1151-1164, Kirschbaum, Figure 1)..... | 12 |
| Figure 1.5 : Illustration des méthodes de Moura-Costa et de Lashof pour un horizon de 100 ans (traduction de Levasseur, Lesage, Margni, Brandão, & Samson, 2011a, figure 1) | 14 |
| Figure 1.6 : Comparaison du bénéfice accordé au stockage d'une tonne de CO ₂ selon la méthode de Lashof et la méthode proposée par la spécification britannique PAS 2050 | 17 |
| Figure 1.7 : Exemple simplifié d'un système de produits pour la production de polyéthylène..... | 20 |
| Figure 1.8 : Illustration de l'incohérence temporelle causée par l'utilisation de valeurs de GWP calculées pour un horizon de temps fixe (traduction de Levasseur, Lesage, Margni, Deschênes, & Samson, 2010, figure 2) | 27 |
| Figure 1.9 : Émissions cumulatives nettes causées par le remplacement de l'essence par le bioéthanol produit à partir de maïs en tenant compte des émissions dues au changement d'affectation des terres (traduction de Levasseur, A., et al., 2010, figure 4, données provenant de US EPA, 2009a) | 29 |
| Figure 2.1 Bilan de carbone net d'un projet d'afforestation de zones dénudées de la forêt boréale québécoise (traduction de Levasseur, A., et al., 2011a, figure 2, données provenant de Gaboury, S., et al., 2009)..... | 39 |

| | |
|--|----|
| Figure 3.1 Comparaison des résultats de l'étude du US EPA et de ceux obtenus par l'ACV dynamique pour le remplacement de l'essence par de l'éthanol provenant de grains de maïs (traduction de Levasseur, A., et al., 2010, figure 5)..... | 49 |
| Figure 3.2 Forçage radiatif instantané (a), forçage radiatif cumulatif (b) et ratio de compensation (c) calculés pour un projet de compensation d'une émission initiale de 1 000 kg CO ₂ par la plantation d'arbres en forêt boréale (traduction de Levasseur, A., et al., 2011a, figure 3).... | 52 |
| Figure 3.3 Forçage radiatif instantané (a) et cumulatif (b) de deux cycles de vie consécutifs d'une chaise en bois pour trois scénarios de fin de vie (traduction de Levasseur, A., et al., 2011b, figure 1) | 56 |
| Figure 3.4 Forçage radiatif instantané (a) et cumulatif (b) causés par le cycle de vie d'une chaise en bois incinérée en fin de vie pour deux hypothèses concernant le moment de la séquestration (traduction de Levasseur, A., et al., 2011b, figure 2)..... | 60 |
| Figure 3.5 Forçage radiatif cumulatif (a) et augmentation instantanée de la température (b) causés par le projet de compensation d'une émission de 1 000 kg CO ₂ par la foresterie pour trois différents scénarios..... | 62 |
| Figure 4.1 Erreur induite par la transformation des émissions de méthane en kg CO ₂ -eq pour le calcul de l'impact du méthane en fonction du moment de l'émission | 65 |

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

| | |
|------------------------|---|
| ACV | Analyse du cycle de vie |
| ACVI | Évaluation des impacts du cycle de vie |
| BTIME | Modèle développé pour l'évaluation du remplacement des combustibles fossiles par des biocarburants dans un cadre temporel cohérent |
| CH ₄ | Méthane |
| CO ₂ | Dioxyde de carbone |
| GES | Gaz à effet de serre |
| GIEC | Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat |
| GTP | « Global Temperature Potential » |
| GWP | « Global Warming Potential » |
| ICV | Inventaire du cycle de vie |
| ILCD | « International Reference Life Cycle Data System », lignes directrices pour la réalisation d'ACV élaborées par le centre de recherche de la Commission européenne |
| IPCC | « Intergovernmental Panel on Climate Change » |
| ISO | Organisation internationale de normalisation |
| kg CO ₂ -eq | Kilogramme de CO ₂ équivalent |
| LCA | « Life Cycle Assessment » |
| N ₂ O | Protoxyde d'azote |
| ONU | Organisation des Nations unies |
| PAS 2050 | « Publicly Available Specification » 2050, méthode britannique pour le calcul d'empreinte carbone |
| TCF | « Time Correction Factor », méthode permettant d'amortir une émission de GES initiale sur une période de temps donnée |

UNFCCC « United Nations Framework Convention on Climate Change »

US EPA « United States Environmental Protection Agency »

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE I - Considering Time in LCA: Dynamic LCA and Its Application to Global Warming Impact Assessments (article publié dans Environmental Science & Technology)

ANNEXE II - Assessing temporary carbon sequestration and storage projects through land use, land-use change and forestry: Comparison of dynamic life cycle assessment with ton-year approaches (article soumis pour publication dans Climatic Change)

ANNEXE III - Biogenic carbon and temporary storage addressed with dynamic life cycle assessment (article soumis pour publication dans Journal of Industrial Ecology)

ANNEXE IV - On the value of temporary carbon storage (article de type éditorial accepté pour publication dans Nature Climate Change)

AVANT-PROPOS

Le tableau suivant résume les articles, conférences et autres livrables auxquels les travaux présentés dans cette thèse ont mené.

Tableau AP.1 Articles, conférences et livrables

| Type | Référence | Année |
|---------|--|-------|
| Article | Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Deschênes, L., & Samson, R. (2010). Considering time in LCA: dynamic LCA and its application to global warming impact assessments. <i>Environmental Science & Technology</i> , 44, 3169-3174. | 2010 |
| Article | Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Brandão, M., & Samson, R. (2011). Assessing temporary carbon sequestration and storage projects through land use, land-use change and forestry: comparison of dynamic life cycle assessment with ton-year approaches. <i>Climatic Change</i> , soumis en septembre 2010. | 2011 |
| Article | Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Samson, R. (2011). Biogenic carbon and temporary storage addressed with dynamic life cycle assessment. <i>Journal of Industrial Ecology</i> , soumis en octobre 2011. | 2011 |
| Article | Levasseur, A., Brandão, M., Lesage, P., Margni, M., Pennington, D., Clift, R., Samson, R. (2011). On the value of temporary carbon storage. <i>Nature Climate Change</i> , accepté le 27 septembre 2011. | 2011 |
| Article | Brandão, M., Levasseur, A., Kirschbaum, M.U.F., Marland, G., Weidema, B., Hauschild, M., , Cowie, A., Werner, F., Jørgensen, S.V., Chomkhamsri, K., Pennington, D. (2011). Key issues in accounting for carbon sequestration and temporary storage in life cycle assessment and carbon footprinting: Outcomes of an expert workshop. <i>International Journal of Life Cycle Assessment</i> , soumis en octobre 2011. | 2011 |
| Rapport | Brandão, M., & Levasseur, A. (2011). <i>Assessing Temporary Carbon Storage in Life Cycle Assessment and Carbon Footprinting: Outcomes of an expert workshop</i> . Luxembourg: Publications Office of the European Union. | 2011 |

| | | |
|--|--|------|
| Site web | <p>Levasseur, A. (2011). <i>dynCO₂, l'empreinte carbone nouvelle génération</i></p> <p>Calculateur d'empreinte carbone dynamique : outil excel facilitant l'utilisation de la méthode ACV dynamique.</p> <p>http://www.ciraig.org/dynco2_fr/</p> | 2011 |
| Conférence | <p>Levasseur, A., Bage, G., Deschênes, L., & Samson, R. (2008). Challenges and opportunities of developing dynamic LCA. <i>2nd International Seminar on Society and Materials, Nantes, France.</i></p> | 2008 |
| Conférence | <p>Levasseur, A., Bage, G., Deschênes, L., & Samson, R. (2008). The basics of dynamic LCA development. <i>8th International Conference on Ecobalance, Tokyo, Japon.</i></p> | 2008 |
| Conférence | <p>Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Deschênes, L., & Samson, R. (2009). Assessing climate change and temporary carbon sequestration scenarios with dynamic LCA. <i>3rd International Seminar on Society and Materials, Freiberg, Allemagne.</i></p> | 2009 |
| Conférence | <p>Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Deschênes, L., & Samson, R. (2009). Dynamic LCA development: incentives and prospects. <i>8th World Congress of Chemical Engineering, Montréal, Canada.</i></p> | 2009 |
| Conférence | <p>Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Deschênes, L., & Samson, R. (2009). How dynamic LCA can bring consistency in assessing global warming mitigation scenarios. <i>LCA IX, Boston, USA.</i></p> | 2009 |
| Conférence | <p>Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., & Samson, R. (2010). Dynamic LCA and its application to global warming impact assessment. <i>CYCLE 2010, 4th Canadian Forum on the Life Cycle Management of Products and Services, Montréal, Canada.</i></p> | 2010 |
| Conférence + co-animation de l'atelier avec Miguel Brandão | <p>Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Brandao, M., & Samson, R. (2010). Assessing temporary carbon sequestration and storage projects through LULUCF with dynamic LCA. <i>Expert Workshop on Temporary Carbon Storage for Use in LCA & Carbon Footprinting, Ispra, Italie.</i></p> | 2010 |

| | | |
|------------|---|------|
| Conférence | Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., & Samson, R. (2011). Analyse du cycle de vie (ACV) temporelle et dynamique. <i>Americana 2011, Montréal, Canada.</i> | 2011 |
| Conférence | Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., & Samson, R. (2011). How to consistently assess the impact of temporary carbon storage and delayed GHG emissions with dynamic LCA. <i>5th International Seminar on Society & Materials, Metz, France.</i> | 2011 |
| Conférence | Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Brandao, M., & Samson, R. (2011). Assessing temporary carbon sequestration and storage with dynamic LCA. <i>21st SETAC Europe Annual Meeting, Milan, Italie.</i> | 2011 |
| Conférence | Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., & Samson, R. (2011). Assessing the impact of temporary carbon storage: comparison of dynamic LCA with other approaches and future issues. <i>24th International Expert Group in LCA of Waste Management, Dublin, Irlande.</i> | 2011 |
| Affiche | Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., & Samson, R. (2010). Towards dynamic LCA: a model for global warming impact assessment and its application to GHG emission mitigation. <i>20th SETAC Europe Annual Meeting, Séville, Espagne.</i> | 2010 |
| Affiche | Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Brandao, M., & Samson, R. (2011). Assessing temporary carbon sequestration and storage projects with dynamic life cycle assessment. <i>7th Australian Conference on Life Cycle Assessment, Melbourne, Australie.</i> | 2011 |

INTRODUCTION

Le réchauffement climatique de nature anthropique est la problématique environnementale qui reçoit actuellement le plus d'attention à l'échelle internationale. En effet, les émissions de gaz à effet de serre (GES), qui causent un réchauffement de l'atmosphère à l'échelle planétaire, proviennent en grande partie de l'utilisation de combustibles fossiles, répandue dans toutes les sphères de l'activité économique. De plus, les impacts du réchauffement sur la population humaine et sur les écosystèmes sont nombreux et très importants. C'est pourquoi la plupart des pays se sont regroupés au sein d'un traité international, la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques, afin de déterminer les actions à prendre pour réduire le réchauffement et faire face aux changements climatiques. En 1997, la plupart des pays membres de la Convention ont pris des engagements légaux face à leurs émissions de GES en créant le Protocole de Kyoto (United Nations Framework Convention on Climate Change [UNFCCC], 2011).

Pour réduire l'impact des activités humaines sur le réchauffement climatique, il faut être en mesure de quantifier les émissions de GES ainsi que leur impact relatif sur le réchauffement, afin d'identifier les sources principales et les solutions permettant d'atteindre les objectifs de réduction. L'unité de mesure proposée par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC ou IPCC en anglais), le GWP (« Global Warming Potential »), permet de transformer les émissions des différents GES en kg CO₂-eq en comparant l'impact de chacun des gaz sur le réchauffement climatique à l'impact causé par le dioxyde de carbone (CO₂), le GES le plus répandu (Forster, P., et al., 2007). Le GWP permet donc de comparer l'impact sur le réchauffement climatique de différents produits, projets ou activités et est utilisé autant par les législateurs pour l'élaboration de politiques, que par l'industrie pour l'affichage environnemental, l'identification des potentiels d'amélioration, la conception environnementale, etc.

L'utilisation de plus en plus répandue du GWP et des méthodes de comptabilisation des émissions de GES a fait poindre certaines limites concernant les aspects temporels des émissions. En effet, le développement d'un nombre croissant de projets d'atténuation du réchauffement climatique par la foresterie a soulevé la question de l'impact de la séquestration et du stockage temporaire de carbone en forêt. De plus, de récentes méthodes de calcul pour l'empreinte carbone

des produits visent à donner une valeur au stockage temporaire de carbone dans des objets issus de la biomasse pendant leur durée de vie. Finalement, certaines études ont démontré l'importance de la considération de la distribution temporelle des émissions de GES lors de l'évaluation de projets s'étendant sur de longues périodes de temps. Pour chacune de ces problématiques individuelles, des approches ont été proposées au cours des dernières années. Par contre, ces approches sont spécifiques à une situation ou à un problème donné. De plus, elles comportent généralement des lacunes. Par exemple, elles s'appliquent seulement aux émissions de CO₂ et négligent les autres GES, elles donnent des résultats pour un horizon de temps fixe, etc.

Le choix d'un horizon temporel pour le calcul des valeurs de GWP et pour la prise de décision concernant le potentiel de réduction d'impacts sur le réchauffement climatique de certains projets ou politiques est aussi une problématique temporelle soulevée dans la littérature. En effet, les résultats d'une étude peuvent être significativement différents selon l'horizon temporel choisi. De plus, pour l'utilisation d'indicateurs instantanés tels que l'évolution de la température atmosphérique, le choix arbitraire d'un horizon de temps inapproprié peut biaiser les conclusions.

L'objectif de cette thèse est de proposer une méthode polyvalente, transparente et rigoureuse permettant l'évaluation des impacts sur le réchauffement climatique en fonction du temps, en tenant compte de la distribution temporelle des émissions de façon cohérente. Pour ce faire, une méthode d'analyse du cycle de vie dynamique a été développée et appliquée à quelques études de cas illustrant les différentes problématiques soulevées précédemment.

CHAPITRE 1 REVUE DE LA LITTÉRATURE

Ce chapitre présente la revue de la littérature ayant mené à l'hypothèse de recherche et aux objectifs de cette thèse. La première section explique la problématique du réchauffement climatique ainsi que les indicateurs utilisés pour déterminer l'impact relatif des différents gaz à effet de serre. Ensuite, les différentes limites concernant les aspects temporels des émissions de GES sont présentées, tout comme les approches existantes visant à répondre à ces lacunes. Finalement, la méthodologie d'analyse du cycle de vie est expliquée en détails puisqu'elle constitue la base de la nouvelle méthode développée dans cette thèse.

1.1 Le réchauffement climatique

Le climat est « l'ensemble des phénomènes météorologiques qui caractérisent l'état moyen de l'atmosphère en un lieu donné » (Larousse, 2011). Plus précisément, il s'agit d'une description statistique, établie sur de longues périodes de temps, de certaines caractéristiques météorologiques telles que la température et les précipitations (Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC], 1995).

1.1.1 La problématique environnementale

Le réchauffement climatique, ou réchauffement global, est le nom donné au phénomène d'augmentation de la température atmosphérique moyenne observé depuis le milieu du XX^{ème} siècle, tel qu'illustré à la Figure 1.1.

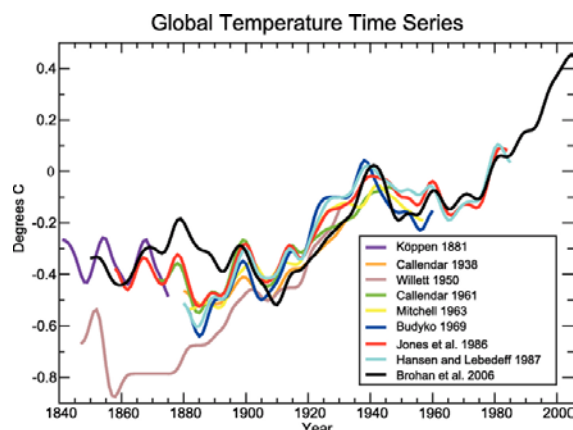


Figure 1.1 : Changement de la température moyenne de surface du globe selon différentes études publiées (tirée de Le Treut, H., et al., 2007, figure 1.3)

Le réchauffement climatique est causé par un ensemble de facteurs dont certains sont d'origine naturelle et d'autres, d'origine anthropique. La principale cause de nature anthropique du réchauffement climatique est l'émission dans l'atmosphère de gaz à effet de serre (GES). Ces gaz ont comme propriété d'absorber, pour certaines longueurs d'onde, le rayonnement infrarouge émis par la surface de la Terre et par les nuages, ce qui occasionne un réchauffement de l'atmosphère à la surface terrestre. Les principaux GES présents dans l'atmosphère sont la vapeur d'eau (H_2O), le dioxyde de carbone (CO_2), le protoxyde d'azote (N_2O), le méthane (CH_4) et l'ozone (O_3) (IPCC, 1995).

L'augmentation de la température moyenne de la surface du globe cause des perturbations en ce qui concerne certaines caractéristiques physiques de la Terre telles que la fonte des glaciers, l'augmentation du niveau des mers, la fonte du pergélisol, l'augmentation de la température des cours d'eau, le changement des caractéristiques climatiques de régions données (désertification, augmentation des précipitations), etc. Ces perturbations entraînent à leur tour un grand nombre d'impacts sur les humains et les écosystèmes tels que l'augmentation des maladies liées aux vagues de chaleur ou à une mauvaise qualité de l'eau, des maladies transmises par des insectes, des décès ou des déplacements de population causés par des inondations, de la disparition de certaines espèces animales et végétales, etc. (Parry, M.L., et al., 2007).

1.1.2 Les indicateurs du réchauffement climatique anthropique

La mise en place de mesures visant à réduire le réchauffement climatique anthropique rend inévitable l'utilisation d'indicateurs permettant de quantifier l'impact des émissions de GES. L'indicateur choisi doit permettre de comparer la contribution de différents gaz à effet de serre ayant différentes durées de vie atmosphériques et différentes propriétés radiatives (Fuglestvedt, J. S., et al., 2003). Pour développer un indicateur, il faut d'abord choisir quel élément de la chaîne de cause à effet (voir Figure 1.2) sera quantifié, puis développer un modèle permettant de déterminer la contribution de chacun des gaz à cet élément.

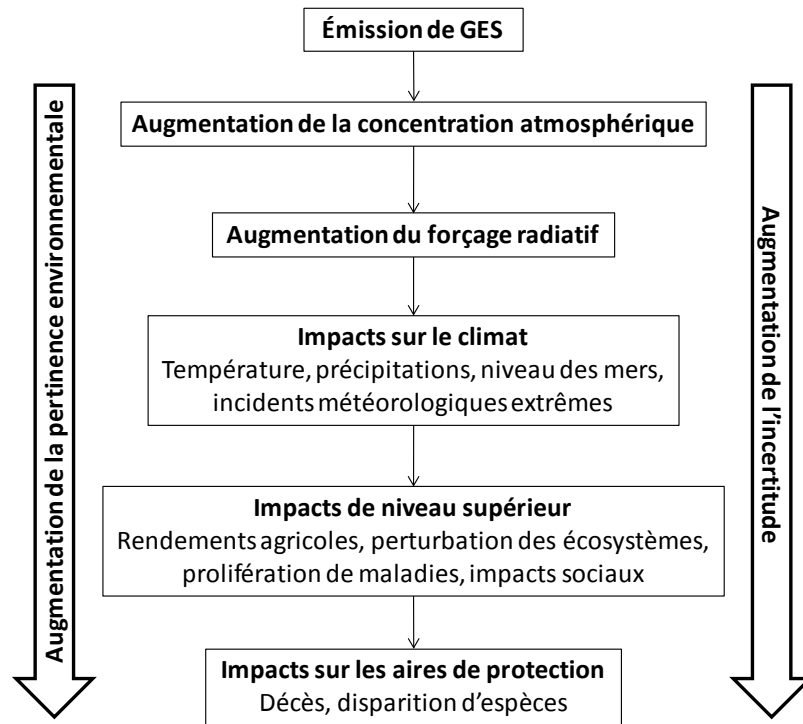


Figure 1.2 : Chaîne de cause à effet du réchauffement climatique lié à l'émission de gaz à effet de serre

1.1.2.1 Forçage radiatif et GWP

Le forçage radiatif est l'indicateur le plus couramment utilisé pour l'évaluation des impacts des émissions de gaz à effet de serre sur le réchauffement climatique. Le forçage radiatif est la mesure de la perturbation du bilan d'énergie radiative de la Terre suite à l'émission d'un GES (Ramaswamy, V., et al., 2001). Le GIEC a proposé, dans son premier rapport d'évaluation, l'utilisation des GWP comme unité de mesure comparative (Shine, Derwent, Wuebbles, & Morcrette, 1990). Le GWP [$\text{kg CO}_2\text{-eq.kg}^{-1}$] représente le forçage radiatif cumulatif d'un certain GES x , intégré sur un horizon de temps TH , relatif au forçage radiatif du CO_2 calculé pour les mêmes conditions (voir Équation 1.1) (Forster, P., et al., 2007).

$$GWP_x = \frac{\int_0^{TH} a_x \cdot C_x(t) dt}{\int_0^{TH} a_{CO_2} \cdot C_{CO_2}(t) dt} \quad (1.1)$$

où a [$\text{W.m}^{-2}.\text{kg}^{-1}$] est le forçage radiatif instantané causé par la présence d'un kilogramme de gaz dans l'atmosphère et $C(t)$ [$\text{kg}_{\text{atm}}.\text{kg}_{\text{émis}}^{-1}$] est la fraction résiduelle atmosphérique d'une émission en fonction du temps.

La fraction résiduelle $C(t)$ suivant une émission est exprimée, pour tous les gaz à l'exception du CO_2 , par une cinétique de dégradation du premier ordre (voir Équation 1.2).

$$C_x(t) = e^{-t/\tau} \quad (1.2)$$

La plus récente mise à jour des valeurs de durée de vie τ [années] et de forçage radiatif instantané a pour chaque gaz, ainsi que les valeurs de GWP calculées pour chaque GES pour trois horizons de temps (20, 100 et 500 ans) sont disponibles dans le tableau 2.14 du quatrième rapport d'évaluation du GIEC (Forster, P., et al., 2007).

1.1.2.2 Modèle « Bern carbon cycle-climate »

L'équation exprimant la fraction résiduelle $C(t)$ suivant une émission de CO_2 est différente de celle des autres GES puisque ce dernier ne se dégrade pas dans l'atmosphère. En effet, le CO_2 est plutôt absorbé par les puits de carbone que sont les océans et la biosphère (Lashof & Ahuja, 1990). La fraction résiduelle de CO_2 est donc obtenue à partir du modèle « Bern carbon cycle-climate » pour une concentration atmosphérique en CO_2 fixée à 378 ppm (voir Équation 1.3) (Joos, F., et al., 2001).

$$C_{\text{CO}_2}(t) = a_0 + \sum_{i=1}^3 a_i \cdot e^{-t/\tau_i} \quad (1.3)$$

$$a_0 = 0,217; a_1 = 0,259; a_2 = 0,338; a_3 = 0,186$$

$$\tau_1 = 172,9 \text{ années}; \tau_2 = 18,51 \text{ années}; \tau_3 = 1,186 \text{ année}$$

La dynamique d'absorption du CO_2 par les puits de carbone est un phénomène très complexe, qui dépend de plusieurs variables, dont la concentration atmosphérique en CO_2 , la température de surface du globe, le cycle hydrologique, etc. Par exemple, l'augmentation de la concentration atmosphérique en CO_2 entraîne une augmentation de la température de surface, ainsi que des changements dans le cycle hydrologique, qui à leur tour entraînent des changements dans le taux de croissance des végétaux ou dans les surfaces recouvertes de forêt (Cramer, W., et al., 2001).

Ces perturbations ont inévitablement un effet sur la dynamique d'absorption du CO₂ par la biosphère.

Le modèle « Bern carbon cycle-climate », représenté schématiquement à la Figure 1.3, est composé de différents modules qui, une fois mis ensemble, permettent de prédire l'effet d'une émission de CO₂ sur le climat (Joos, F., et al., 2001). Les différents scénarios de prédiction des émissions futures développés par le GIEC (SRES emission scenarios) (Nakicenovic & Swart, 2000) sont utilisés par les modules du cycle du carbone et de la chimie de l'atmosphère afin de déterminer les concentrations futures de chacun des GES, lesquelles servent d'entrants au module du forçage radiatif. Le module climatique calcule, quant à lui, les impacts du forçage radiatif sur certains paramètres climatiques tels que la température et les précipitations. Finalement, une boucle de rétroaction permet de tenir compte de l'influence du réchauffement climatique sur les variables du module du cycle du carbone.

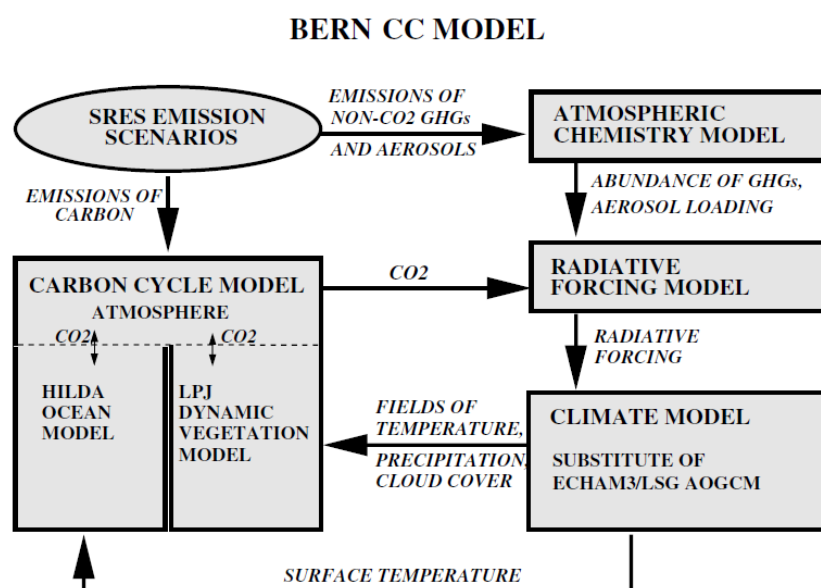


Figure 1.3 : Schéma simplifié du modèle « Bern carbon cycle-climate » (tirée de Joos, F., et al., 2001, Figure 1)

Pour obtenir l'Équation 1.3, la concentration atmosphérique en CO₂ a été fixée à 378 ppm plutôt que de la laisser varier avec les différents scénarios d'émissions (Forster, P., et al., 2007). Ainsi, les valeurs sortant du module de forçage radiatif et du module climatique étant constantes, il est possible de dériver une fonction analytique simple décrivant la réponse du cycle du carbone à l'émission ponctuelle d'une unité de masse de CO₂ en fonction du temps. La disparition du CO₂

de l'atmosphère suite à une émission ponctuelle est alors attribuée à la dissolution dans les océans et à la fixation de carbone par les végétaux par photosynthèse (Joos, F., et al., 1996).

1.1.2.3 Autres indicateurs

Suite à son adoption par le protocole de Kyoto (UNFCCC, 1998), il existe un fort consensus autour de l'utilisation du forçage radiatif cumulatif, exprimé à l'aide des GWP, comme indicateur de réchauffement climatique. Le concept de GWP a l'avantage d'être simple et plutôt juste, l'incertitude des valeurs calculées étant de $\pm 35\%$ pour un intervalle de confiance de 5 à 95% (Forster, P., et al., 2007). Par contre, il comporte aussi certaines limites. Par exemple, les valeurs de GWP sont calculées pour des concentrations atmosphériques en CO_2 fixes et ne tiennent pas compte de l'impact de l'augmentation (ou de la diminution) de la concentration atmosphérique ayant lieu au cours de la période d'intégration (Smith & Wigley, 2000). De plus, l'augmentation du forçage radiatif étant un indicateur situé plutôt en amont dans la chaîne de cause à effet (voir Figure 1.2), sa pertinence environnementale est inférieure à celle d'un indicateur situé plus en aval. En effet, deux séries d'émissions qui sont équivalentes une fois pondérées par leurs valeurs de GWP respectives, peuvent ne pas être équivalentes en termes de réponses sur le climat (Fuglestedt, Berntsen, Godal, & Skodvin, 2000). Autrement dit, la courbe d'évolution du changement de la température de surface du globe ou du niveau des mers suivant une émission de GES n'est pas la même que la courbe d'évolution du forçage radiatif. Un atelier d'experts a été organisé par le GIEC en 2009 afin d'analyser l'état de la science sur les indicateurs de réchauffement climatique pouvant servir d'alternative au GWP, en particulier le GTP (« Global Temperature Potential ») (IPCC, 2009).

Shine, Fuglestedt, Hailemariam, & Stuber (2005) ont développé le GTP afin de comparer l'impact des différents gaz à effet de serre sur la base du changement de température de surface du globe qu'ils causent. Cet indicateur est présenté comme une alternative potentielle au GWP dans le dernier rapport d'évaluation du GIEC, bien que le GWP demeure l'indicateur recommandé (Forster, P., et al., 2007). Le $GTP_P(t)$ est le changement de température atmosphérique ayant lieu t années suivant une émission ponctuelle du GES x , relatif au changement de température causé par une émission équivalente de CO_2 (voir Équation 1.4).

$$GTP_p^x(t) = \frac{\frac{A_x}{C(\alpha^{-1} - \tau_x^{-1})} [\exp(-t/\tau_x) - \exp(-t/\alpha)]}{\frac{A_{CO_2}}{C} \left\{ \alpha a_0 [1 - \exp(-t/\alpha)] + \sum_i \frac{a_i}{(\alpha^{-1} - \tau_i^{-1})} [\exp(-t/\tau_i) - \exp(-t/\alpha)] \right\}} \quad (1.4)$$

où A [$\text{W.m}^{-2}.\text{kg}^{-1}$] est le forçage radiatif instantané causé par la présence d'un kilogramme de gaz dans l'atmosphère, τ_x [années] est la durée de vie du GES x , a_i et τ_i [années] sont les constantes du modèle « Bern carbon cycle-climate » présentées à l'équation 1.3, C [$\text{J.K}^{-1}.\text{m}^{-2}$] est la capacité thermique du système climatique et α [années] est le temps de réponse climatique.

Tout comme le GWP, le GTP a l'avantage de se présenter sous une forme analytique simple, valide pour une concentration atmosphérique en CO_2 fixe. Une différence majeure entre les deux indicateurs est que le GWP est une mesure cumulative, alors que le GTP est une mesure instantanée. En effet, le GWP intègre le forçage radiatif causé par un GES donné sur un horizon de temps choisi, alors que le GTP calcule le changement de température atmosphérique ayant lieu à un certain moment précis suivant l'émission. De plus, le GTP tient compte d'un plus grand nombre de mécanismes environnementaux, puisqu'il englobe la sensibilité climatique au forçage radiatif et le processus d'échange de chaleur entre l'atmosphère et les océans, ce qui augmente son degré d'incertitude (IPCC, 2009).

Un autre avantage de l'utilisation du GTP est que cet indicateur se rapproche plus de l'objectif visé par les politiques climatiques, qui est de s'assurer que le réchauffement ne dépasse pas un certain seuil de température (Shine, Berntsen, Fuglestad, Skeie, & Stuber, 2007). Par contre, comme c'est un indicateur instantané plutôt que cumulatif, le choix arbitraire d'un horizon de temps peut parfois être inapproprié et biaiser les conclusions (IPCC, 2009). Par exemple, la valeur du GTP calculée à 100 ans est de zéro pour certains GES à courte durée de vie, puisque le processus de dégradation est rapide et que la charge atmosphérique suivant une émission tend rapidement vers zéro. Ainsi, si le $GTP(100)$ est l'indicateur choisi, certaines émissions de GES pourraient avoir un impact nul alors qu'en réalité, elles ont causé un réchauffement pendant quelques décennies.

1.1.2.4 Horizon de temps

Le choix d'un horizon de temps est une décision plus politique que scientifique (Fearnside, 2002; Shine, 2009). Dans le cas du GWP, le forçage radiatif ayant lieu au-delà de l'horizon de temps

choisi n'est pas considéré dans le calcul. L'utilisation d'un horizon de temps infini pourrait donc se justifier par la volonté d'éviter le déplacement d'impacts vers des générations futures dans un esprit d'équité intergénérationnelle, suivant la définition du développement durable proposée dans le rapport Brundtland (Organisation des Nations unies [ONU], 1987). Par contre, comme la fraction résiduelle de CO_2 dans l'atmosphère suite à une émission ponctuelle ne tend pas vers zéro (pour $t \rightarrow \infty$, $C_{\text{CO}_2}(t) \rightarrow 0,217$ selon l'Équation 1.3), il est impossible d'utiliser des valeurs de GWP calculées pour un horizon de temps infini. En effet, le CO_2 aurait alors un impact infini, alors que tous les autres GES auraient un impact nul.

Le choix d'un horizon de temps pour le calcul des GWP dépend donc de l'importance à donner aux impacts à court terme par rapport aux impacts à long terme et constitue un jugement de valeur. Si l'utilisateur est plus intéressé à freiner rapidement la vitesse du réchauffement climatique, il optera pour un court horizon de temps, alors que s'il préfère réduire l'ampleur totale des impacts, il choisira un horizon de temps plus long (Ramaswamy, V., et al., 2001). Un horizon de 100 ans est la valeur la plus répandue suite à son adoption par la Conférence des parties de la Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques pour l'application du Protocole de Kyoto (UNFCCC, 1998). Par contre, tel que mentionné par Shine, un des auteurs du premier rapport d'évaluation du GIEC, la valeur de 100 ans a été choisie puisqu'elle était la valeur du milieu parmi les trois horizons de temps présentés dans le rapport du GIEC, soit 20, 100 et 500 ans. Selon cet auteur, l'utilisation répandue du GWP (100) est un consensus accidentel (« inadvertent consensus ») et un débat devrait avoir lieu afin d'évaluer les pour et les contre de différents indicateurs et choix d'horizon de temps (Shine, 2009).

1.2 La séquestration et le stockage temporaire de carbone

L'importance grandissante des changements climatiques auprès de la population et l'application du protocole de Kyoto ont entraîné la création d'un nombre croissant de projets visant à compenser les émissions de GES causées par les activités humaines (Taiyab, 2006).

1.2.1 Les projets de compensation par la foresterie

Certains de ces projets consistent en la séquestration et le stockage de carbone en forêt. En effet, par le processus de photosynthèse, les arbres utilisent le CO_2 présent dans l'atmosphère pour former de la biomasse. Ainsi, les forêts sont d'immenses réservoirs de carbone et le maintien des

couverts forestiers existants ou le reboisement de surfaces dénudées contribuent à atténuer le réchauffement climatique causé par la présence de CO_2 dans l'atmosphère (IPCC, 2000). Par contre, ces projets ont une particularité qui les distingue des projets consistant à la réduction d'émissions d'origine fossile ou à la séquestration permanente de carbone : ils sont réversibles et le carbone peut être relâché à tout moment par un feu de forêt ou par l'exploitation forestière, par exemple (IPCC, 2000; Moura-Costa, 2002).

1.2.1.1 Débat sur les bénéfices des projets de compensation par la foresterie

La réversibilité potentielle de la séquestration de carbone en forêt rend ces projets plutôt controversés. Si un projet de reboisement stockant une certaine quantité de carbone est mis en place pour compenser une émission équivalente de CO_2 et qu'au bout d'une certaine période de temps, la totalité du carbone stocké est réémis à l'atmosphère suite à un feu de forêt, l'émission nette de CO_2 sera la même que si le projet de compensation n'avait jamais eu lieu. Par contre, le CO_2 gardé hors de l'atmosphère pendant la période de stockage aurait eu un impact sur le forçage radiatif s'il n'avait pas été séquestré. Donc, sur un horizon de temps donné, le stockage temporaire de carbone permet de réduire le forçage radiatif cumulatif et ainsi, les impacts sur le réchauffement climatique (IPCC, 2000). De plus, certains auteurs affirment que le fait de retarder des émissions de GES permet de repousser le problème à un moment futur, ce qui laisse du temps pour le développement des technologies et des connaissances dans le domaine du contrôle des impacts sur le réchauffement climatique (Chomitz, 2000; Marland, Fruit, & Sedjo, 2001; Noble & Scholes, 2001).

Par contre, certains auteurs remettent en question les bénéfices potentiels des projets de séquestration et de stockage temporaire de carbone (Lashof & Hare, 1999; Korhonen, Pingoud, Savolainen, & Matthews, 2002; Kirschbaum, 2003; Kirschbaum, 2006). La séquestration d'une tonne de carbone peut être interprétée comme une émission négative, puisqu'elle entraîne une réduction du gradient de concentration entre l'atmosphère et les puits de carbone et donc, la réémission de CO_2 de la couche supérieure des océans vers l'atmosphère et une diminution des activités de photosynthèse (Korhonen, R., et al., 2002). La charge atmosphérique en CO_2 suivant la séquestration est donc représentée par l'inverse de la courbe du modèle « Bern carbon cycle-climate » décrite à l'Équation 1.3 (voir Figure 1.4 b, trait continu). Si le carbone séquestré est réémis vingt ans plus tard, la concentration atmosphérique en CO_2 sera plus élevée pendant une

certaine période de temps suivant la fin de la période de stockage (voir Figure 1.4 b, trait discontinu) comparativement à si rien n'avait été fait (voir Figure 1.4 b, trait pointillé). Cette augmentation de la concentration entraîne inévitablement une température atmosphérique plus élevée pendant une certaine période de temps (voir Figure 1.4 c).

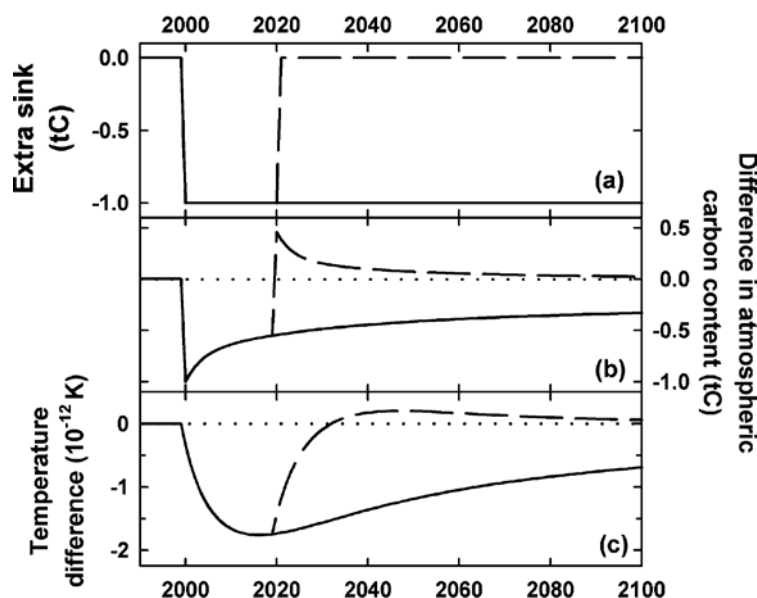


Figure 1.4 : Effet sur la concentration atmosphérique et sur la température de la séquestration et du stockage temporaire d'une tonne de carbone (reproduit avec la permission de Springer Science+Business Media: Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change, Temporary carbon sequestration cannot prevent climate change, 11, 2006, 1151-1164, Kirschbaum, Figure 1)

Autrement dit, la séquestration et le stockage temporaire de carbone entraîne une diminution du forçage radiatif cumulé intégré sur un horizon de temps donné, mais cause une augmentation de la température atmosphérique sur une certaine période. Les projets de séquestration temporaire de carbone par la foresterie peuvent donc jouer un rôle dans l'atténuation des changements climatiques, mais ce rôle dépend de la nature des impacts analysés (Kirschbaum, 2003).

1.2.1.2 Calcul des bénéfices associés à la séquestration et au stockage temporaire de carbone

Afin d'évaluer les bénéfices associés à la séquestration et au stockage temporaire de carbone, il est nécessaire de considérer les aspects temporels des émissions de GES (Feng, 2005). En effet, l'inventaire des émissions de GES, en kg CO₂-eq, est normalement calculé en additionnant le produit de chacune des émissions par sa valeur de GWP respective. Or, un projet qui consiste à

séquestrer une tonne de CO₂ de l'atmosphère, puis à la stocker pendant un certain nombre d'années pour ensuite la réémettre à l'atmosphère, obtiendra un résultat d'inventaire net nul.

Il n'y a actuellement pas de consensus sur l'approche à utiliser pour le calcul des bénéfices liés aux projets de compensation par foresterie. La Conférence des parties (UNFCCC) a pris la décision de ne pas inclure les aspects temporels de ces projets dans les règles de comptabilisation pour l'application du Protocole de Kyoto et d'utiliser plutôt une approche basée sur les changements dans les stocks de carbone (« stock-change approach ») (UNFCCC, 2006). Suivant cette approche, une forêt qui augmente son stock de carbone se verra remettre un certificat temporaire de réduction d'émission pouvant être utilisé pour compenser une émission équivalente. Lors de la prochaine évaluation, le certificat n'est plus valide. Si le stock de carbone de la forêt a augmenté, un nouveau certificat temporaire sera émis et s'il a diminué, une émission de GES devra être déclarée. Ainsi, si le carbone séquestré est réémis à l'atmosphère après une certaine période de temps, l'émission nette déclarée est nulle.

Parmi les approches proposées dans la littérature pour le calcul des bénéfices liés au stockage temporaire de carbone en forêt, les plus discutées sont les approches « ton-year » (tonne-année) (IPCC, 2000). Le principe de ces approches est de calculer un crédit en kg CO₂-eq, correspondant à l'émission de GES pouvant être compensée par le projet, en tenant compte de la quantité de carbone séquestré et du nombre d'années de stockage. Différentes méthodes ont été proposées pour le calcul de facteurs d'équivalence en kg CO₂-eq par tonne-année (Chomitz, 1998; Dobes, Enting, & Mitchell, 1998; Tipper & de Jong, 1998).

1.2.1.3 Méthodes de Moura-Costa et de Lashof

Parmi les approches « ton-year », les méthodes de Moura-Costa et de Lashof reposent sur la courbe de la fraction résiduelle de CO₂ suivant une émission ponctuelle intégrée sur un horizon de temps donné, telle que décrite par l'Équation 1.3 (voir Figure 1.5 a). Pour une période de 100 ans, l'intégrale de cette courbe est d'environ 48 tonne-année.

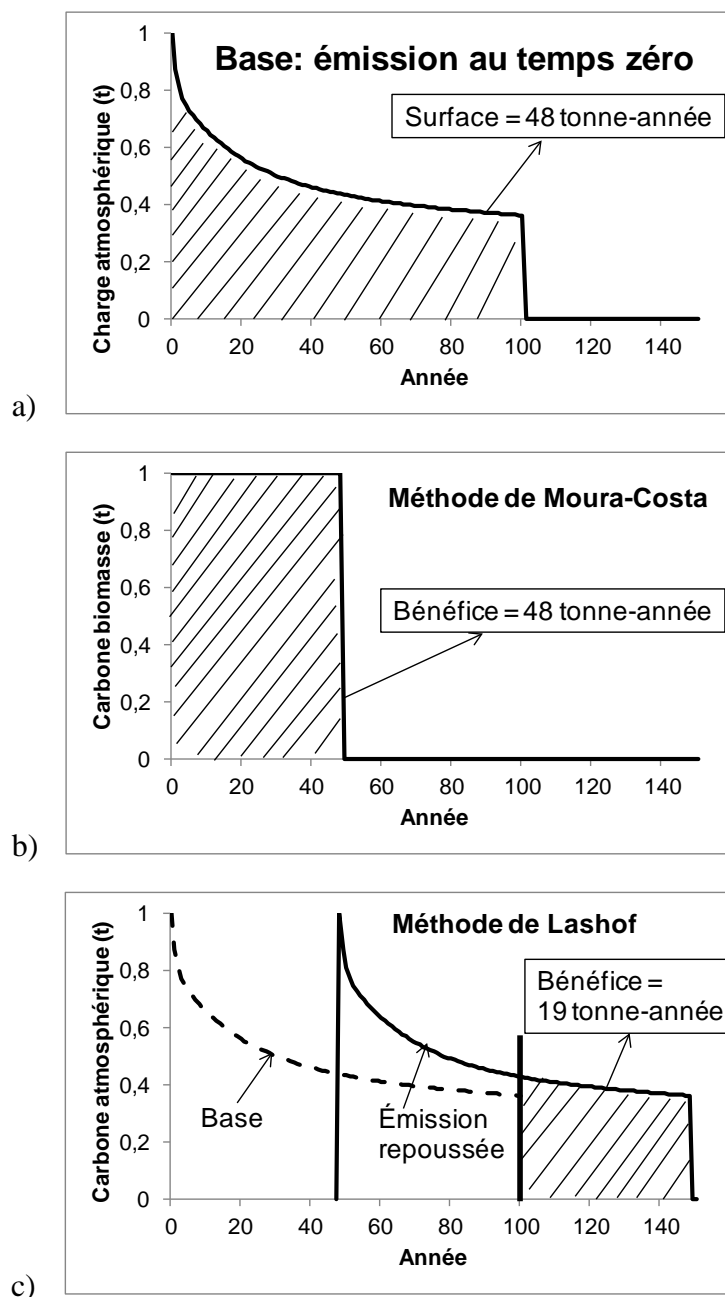


Figure 1.5 : Illustration des méthodes de Moura-Costa et de Lashof pour un horizon de 100 ans (traduction de Levasseur, Lesage, Margni, Brandão, & Samson, 2011a, figure 1)

La méthode de Moura-Costa (Moura-Costa & Wilson, 2000) utilise cette valeur (48 tonne-année par tonne de CO_2) pour générer directement un facteur d'équivalence de 48 ans. En effet, stocker une tonne de CO_2 pendant 48 ans équivaut à éviter une émission ponctuelle d'une tonne de CO_2 , puisque la surface sous la courbe est la même (voir Figure 1.5 b). Les crédits sont ensuite répartis

linéairement; le stockage d'une tonne de CO₂ pendant un an compense donc une émission ponctuelle de 0,02 tonne de CO₂ (1 tonne-année divisée par 48 tonne-année/tonne).

Quant à la méthode de Lashof (Fearnside, Lashof, & Moura-Costa, 2000), elle repose sur le principe suivant : stocker une tonne de CO₂ équivaut à repousser une émission d'une tonne de CO₂ d'un nombre d'années égal à la période de stockage (voir Figure 1.5 c). Ainsi, comme seul le forçage radiatif ayant lieu pendant la période de temps déterminée est considéré, l'impact évité est la portion de la surface sous la courbe se retrouvant au-delà de l'horizon de temps choisi (zone hachurée). Pour fins de comparaison avec la méthode de Moura-Costa, le stockage d'une tonne de CO₂ sur une période de 48 ans permet de compenser une émission ponctuelle de 0,4 tonne de CO₂ (19 tonne-année divisé par 48 tonne-année/tonne). Comme la courbe de la fraction résiduelle de CO₂ suivant une émission ponctuelle n'est pas linéaire, il est impossible de calculer un crédit fixe par année de stockage à l'aide de la méthode de Lashof. La valeur du crédit total varie plutôt selon le nombre d'années pendant lesquelles le carbone est stocké.

Les méthodes de Moura-Costa et de Lashof reposent donc toutes les deux sur le concept de forçage radiatif cumulatif et sur la détermination d'un horizon de temps au-delà duquel l'impact n'est pas considéré. Les crédits calculés avec la méthode de Moura-Costa sont toujours plus élevés que ceux calculés avec la méthode de Lashof (le stockage d'une tonne de carbone pendant 48 temps compense respectivement, pour chaque méthode, des émissions de 1 tonne et de 0,4 tonne), puisque la méthode de Moura-Costa ne tient pas compte de la diminution de la concentration atmosphérique que le CO₂ aurait subie s'il n'avait pas été stocké.

1.2.2 Le stockage de carbone dans les produits issus de la biomasse

Le carbone séquestré par la végétation peut aussi être stocké temporairement dans des produits de consommation issus de la biomasse pendant leur durée de vie.

1.2.2.1 L'empreinte carbone

L'empreinte carbone d'un produit (« carbon footprint » en anglais) consiste en la comptabilisation des émissions de gaz à effet de serre attribuées à ce produit. Le calcul de l'empreinte carbone est généralement basé sur la pensée cycle de vie, i.e. qu'il considère les émissions de GES ayant lieu à chaque étape du cycle de vie du produit, de l'extraction des matières premières à sa disposition finale. De plus en plus de consommateurs, d'industries et de

décideurs politiques sont à la recherche de lignes directrices permettant d'effectuer des calculs d'empreintes carbone cohérents et fiables (British Standards Institution [BSI], 2008; Council of the European Union, 2008). Quelques méthodes, publiées récemment ou encore en développement et visant à répondre à ce besoin, abordent la question des bénéfices liés au stockage temporaire de carbone dans les produits issus de la biomasse pour le calcul de l'empreinte carbone, l'affichage environnemental et l'analyse du cycle de vie en général (BSI, 2008; AFNOR, 2009; European Commission, 2010; World Resources Institute – World Business Council for Sustainable Development [WRI-WBCSD], 2011; Organisation internationale de normalisation [ISO], 2011).

1.2.2.2 Les approches utilisées

1.2.2.2.1 PAS 2050

La spécification britannique PAS 2050 (BSI, 2008) a pour but de donner des lignes directrices pour le calcul de l'empreinte carbone des produits et services. La méthode proposée par cette spécification pour la considération du stockage temporaire de carbone biogénique est basée sur une simplification de la méthode de Lashof (Clift & Brandão, 2008). La quantité de CO₂ stocké dans un produit issu de la biomasse est multipliée par un facteur de pondération représentant le temps moyen où le carbone est gardé hors de l'atmosphère par rapport à la période d'analyse de 100 ans. La valeur obtenue est ensuite considérée comme une valeur négative, en kg CO₂-eq, dans le calcul de l'empreinte carbone. Si la période de stockage est supérieure à la période d'analyse de 100 ans, le stockage est considéré permanent et la quantité de CO₂ stocké peut être directement soustraite du résultat final.

Le facteur de pondération utilisé est obtenu par une approximation linéaire de la méthode de Lashof. En effet, tel que présenté à la section 1.2.1.3, les facteurs calculés à partir d'une courbe non linéaire varient en fonction de la période de stockage, rendant l'application de la méthode un peu plus complexe. Les Équations 1.5 et 1.6 présentent les facteurs de pondération proposés par PAS 2050 pour le calcul des bénéfices attribués au stockage temporaire de carbone (BSI, 2008). Le premier (Équation 1.5) s'applique si le stockage de carbone a lieu entre la deuxième et la vingt-cinquième année suivant la formation du produit et qu'aucun stockage n'a lieu après cette période. Dans tous les autres cas, le deuxième facteur (Équation 1.6) doit être utilisé.

$$\text{Facteur de pondération} = \frac{0,76 \times t_0}{100} \quad (1.5)$$

$$\text{Facteur de pondération} = \frac{\sum_{i=1}^{100} x_i}{100} \quad (1.6)$$

où t_0 est le nombre d'années où le carbone est stocké dans le produit, i représente chaque année pour laquelle du carbone est stocké et x_i est la proportion du carbone toujours stocké à l'année i . Autrement dit, l'Équation 1.6 distribue également les bénéfices sur la période de 100 ans i.e. qu'une tonne de CO₂ stocké se voit attribué un bénéfice de 0,01 tonne de CO₂-eq par année de stockage. L'Équation 1.5, quant à elle, attribue à cette même tonne de carbone un bénéfice de 0,0076 tonne de CO₂-eq par année de stockage.

La Figure 1.6 présente graphiquement le bénéfice accordé au stockage d'une tonne de CO₂ par la méthode de Lashof comparé au bénéfice accordé par la méthode proposée par PAS 2050. La courbe correspondant à l'Équation 1.5 est difficilement visible, car elle suit de très près la courbe correspondant à la méthode de Lashof.

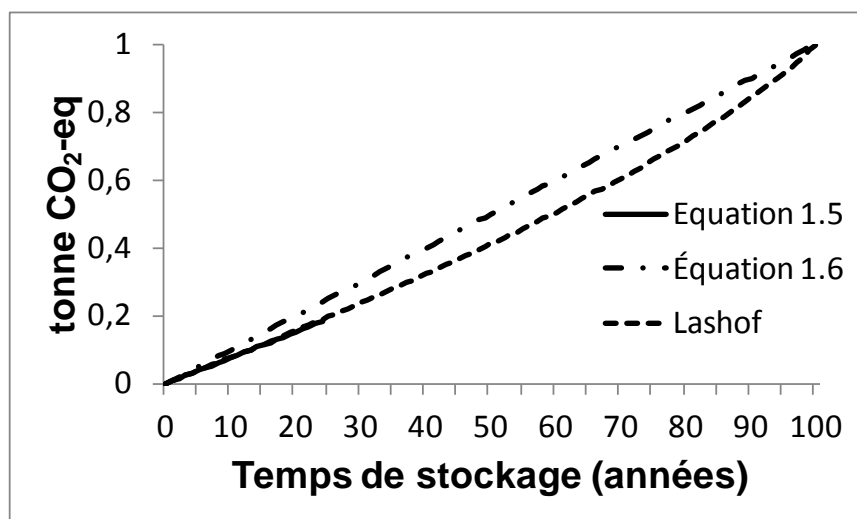


Figure 1.6 : Comparaison du bénéfice accordé au stockage d'une tonne de CO₂ selon la méthode de Lashof et la méthode proposée par la spécification britannique PAS 2050

1.2.2.2.2 ILCD Handbook

Le ILCD Handbook (European Commission, 2010) est un guide développé par le centre de recherche de la Commission Européenne et ayant comme objectif de fournir des lignes directrices

aux industries et aux gouvernements sur les meilleures pratiques concernant la réalisation d'analyse du cycle de vie (ACV). L'ACV, dont la méthodologie est expliquée en détail à la section 1.3, permet d'évaluer l'impact d'un produit sur différentes problématiques environnementales en tenant compte de tout son cycle de vie.

À prime abord, le ILCD Handbook recommande de ne pas considérer le stockage temporaire de carbone lors de la réalisation d'ACV, à moins que ce ne soit explicitement précisé dans les objectifs de l'étude. Dans ce cas, la méthode à utiliser pour la détermination des bénéfices est la même que la deuxième option proposée par PAS 2050, présentée à l'Équation 1.6. Ainsi, le stockage d'une tonne de CO₂ se voit attribué un bénéfice de 0,01 tonne CO₂-eq par année de stockage, jusqu'à un maximum de 1 tonne CO₂-eq pour une période de stockage supérieure ou égale à 100 ans.

1.3 L'analyse du cycle de vie

L'analyse du cycle de vie est une méthode qui permet d'inventorier et de quantifier les impacts environnementaux potentiels de toutes les étapes du cycle de vie d'un produit ou d'un projet, de l'extraction des matières premières jusqu'à l'élimination en fin de vie. C'est une approche holistique, communément appelée « du berceau au tombeau », qui a l'avantage d'éviter le déplacement de problèmes environnementaux d'une étape du cycle de vie à une autre (Guinée, J.B., et al., 2002). L'ACV est donc un outil d'aide à la décision qui permet la comparaison des divers impacts environnementaux potentiels de différents produits ou projets occupant la même fonction (Rebitzer, G., et al., 2004; Jolliet, Saadé, & Crettaz, 2005).

La réalisation d'une analyse du cycle de vie est encadrée par deux normes publiées par l'Organisation internationale de normalisation (ISO) (2006a; 2006b). La méthodologie comporte quatre phases : 1) la définition des objectifs et du champ de l'étude, 2) l'inventaire, 3) l'évaluation des impacts et 4) l'interprétation des résultats. La première phase permet de définir l'étude et d'établir, entre autres, la fonction et les frontières du système étudié. La phase d'inventaire consiste à quantifier les ressources naturelles utilisées et les polluants émis à l'environnement durant tout le cycle de vie. Lors de la troisième phase, l'impact potentiel des résultats de l'inventaire est déterminé à l'aide de méthodes de modélisation développées pour différentes catégories de problèmes environnementaux (toxicité humaine, changements climatiques, acidification, écotoxicité aquatique, etc.). Finalement, la phase d'interprétation

permet de tirer des conclusions et des recommandations des résultats obtenus. La base de toute analyse du cycle de vie est l'unité fonctionnelle, c'est-à-dire la quantité de fonction assurée par le produit, le procédé ou le service à l'étude pour laquelle l'impact environnemental potentiel est calculé.

1.3.1 L'inventaire du cycle de vie

Tout flux de matière ou d'énergie provenant de l'environnement et entrant dans le système étudié (ressource naturelle) ou rejeté dans l'environnement par un des processus du système (émission) porte le nom de flux élémentaire (ISO, 2006a). Dans la phase d'inventaire du cycle de vie (ICV), toutes les émissions d'une même substance vers un milieu environnemental donné (eau, air, sol) sont additionnées afin d'obtenir l'équivalent d'une seule émission ponctuelle. Il en est de même pour tous les flux d'une même ressource puisée dans l'environnement. Le Tableau 1.1 présente des résultats d'inventaire typiques, bien que partiels, provenant d'une analyse du cycle de vie réalisée sur une pièce automobile en acier transportée sur 200 000 km. Un inventaire complet comprend généralement plusieurs centaines de ces flux élémentaires.

Tableau 1.1 : Inventaire partiel du cycle de vie d'une pièce automobile en acier transportée sur 200 000 km (Jolliet et al., 2005)

| Flux élémentaire | Unité | Résultat d'inventaire |
|-----------------------------|-------|-----------------------|
| CO ₂ dans l'air | kg | 253,9 |
| CO dans l'air | kg | 0,294 |
| CH ₄ dans l'air | kg | 0,154 |
| N ₂ O dans l'air | kg | 0,0013 |
| NO _x dans l'air | kg | 0,221 |
| SO ₂ dans l'air | kg | 0,439 |
| Particules dans l'air | kg | 0,0383 |
| Plomb dans l'air | kg | 7,16x10 ⁻⁵ |
| Nitrate dans l'eau | kg | 9,30x10 ⁻⁴ |
| Plomb dans l'eau | kg | 2,13x10 ⁻⁴ |
| ... | ... | ... |

Une approche matricielle a été développée par Heijungs & Suh (2002) afin d'exprimer la structure mathématique du calcul d'inventaire. Tout d'abord, le système à l'étude **P**, constitué de

m flux élémentaires et de n processus élémentaires, est décrit par deux matrices : la matrice technologique \mathbf{A} de dimension $n \times n$ et la matrice des flux élémentaires \mathbf{B} , de dimension $m \times n$.

$$\mathbf{P} = \begin{pmatrix} \mathbf{A} \\ \mathbf{B} \end{pmatrix} \quad (1.7)$$

Chaque colonne de \mathbf{P} représente un des n processus élémentaires du système. Chaque ligne de la matrice \mathbf{A} représente un flux économique, c'est-à-dire un flux de matière ou d'énergie échangé entre deux processus. Chaque ligne de la matrice \mathbf{B} représente un des m flux élémentaires, c'est-à-dire une ressource naturelle utilisée ou une substance émise à l'environnement. La Figure 1.7 présente un exemple fictif très simplifié de la description d'un système de produits à l'aide d'une matrice technologique et d'une matrice des flux élémentaires pour la production de polyéthylène. Le système comporte deux processus élémentaires représentés par chacune des colonnes de la matrice. Par convention, un flux entrant est représenté par une valeur négative, alors qu'un flux sortant se voit attribué une valeur positive.

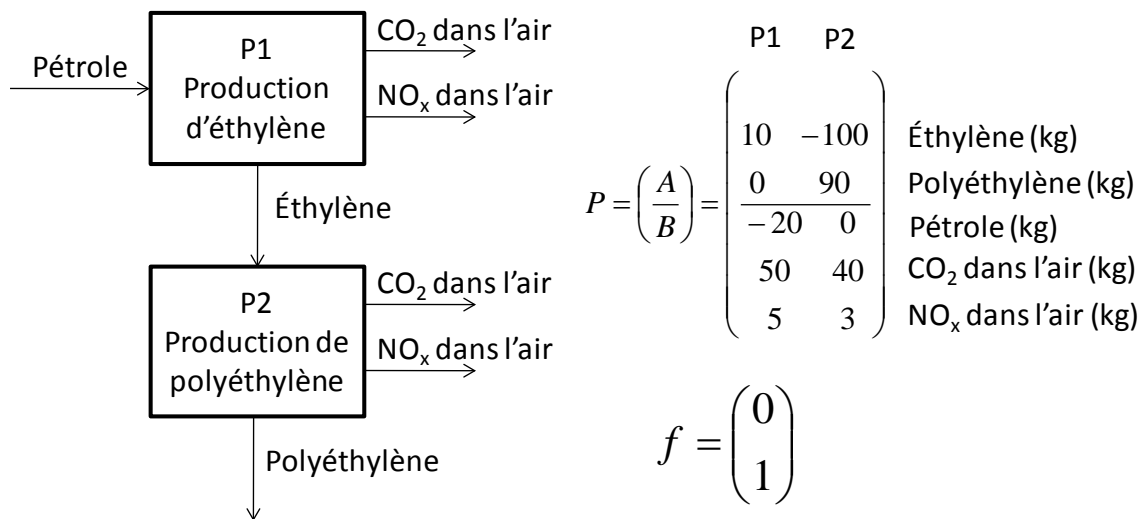


Figure 1.7 : Exemple simplifié d'un système de produits pour la production de polyéthylène

Le vecteur de demande finale \mathbf{f} , de dimension $n \times 1$, contient le ou les flux de référence, c'est-à-dire le ou les flux économique(s) nécessaire(s) à la réalisation de l'unité fonctionnelle définie dans la première phase de l'analyse du cycle de vie. Dans l'exemple de la Figure 1.7, le vecteur

de demande finale est défini pour l'unité fonctionnelle suivante : la production de un kilogramme de polyéthylène. Pour relier la matrice technologique A au vecteur de demande finale f , il faut définir le vecteur des facteurs de mise à l'échelle s de dimension $n \times 1$. Celui-ci exprime combien de chacun des processus élémentaires est nécessaire pour réaliser l'unité fonctionnelle désirée. L'Équation 1.8 représente donc un système d'équations de bilans de matière et d'énergie réalisés sur chacun des flux économiques du système à l'étude.

$$As = f \quad (1.8)$$

Le vecteur des facteurs de mise à l'échelle peut être calculé en inversant la matrice technologique, tel qu'illustré à l'Équation 1.9. Il est important de noter que pour pouvoir réaliser ce calcul, la matrice technologique A doit être carrée et non singulière.

$$s = A^{-1} f \quad (1.9)$$

Le vecteur d'inventaire g , de dimension $m \times 1$, peut maintenant être calculé en multipliant la matrice des flux élémentaires B par le vecteur des facteurs de mise à l'échelle s , ce qui équivaut à multiplier les flux élémentaires de chaque processus par la quantité de chaque processus nécessaire à la réalisation de l'unité fonctionnelle.

$$g = Bs \quad (1.10)$$

Finalement, en combinant les Équations 1.9 et 1.10, on obtient l'équation générale sous forme matricielle du calcul de l'inventaire.

$$g = BA^{-1} f \quad (1.11)$$

1.3.2 Évaluation des impacts du cycle de vie

L'objectif de la phase d'évaluation des impacts du cycle de vie (ACVI) est de déterminer quel est l'impact potentiel sur l'environnement des émissions et utilisations de ressources quantifiées lors de l'inventaire. Il faut donc utiliser des méthodes qui permettent de relier chacune des émissions à un ou plusieurs problèmes environnementaux dont elle peut être la cause (Jolliet et al., 2005). Selon les normes ISO (2006a; 2006b), trois étapes sont obligatoires lors de l'évaluation des impacts du cycle de vie : 1) la sélection des catégories d'impacts, des indicateurs et des modèles, 2) la classification et 3) la caractérisation. La classification consiste à identifier quels flux élémentaires sont impliqués dans chacune des catégories d'impacts choisies. La caractérisation,

quant à elle, consiste à quantifier le score d'impacts potentiel total pour chaque catégorie à l'aide de facteurs de caractérisation spécifiques à chaque polluant. Ces facteurs de caractérisation sont développés par des modèles de caractérisation basés sur les sciences naturelles.

1.3.2.1 Calcul du score d'impact

Le calcul d'ACVI peut être exprimé par les Équations 1.12 et 1.13 en utilisant l'approche matricielle de Heijungs & Suh (2002).

$$h_i = \sum_j (q_i)_j g_j \quad (1.12)$$

$$\mathbf{h} = \mathbf{Qg} \quad (1.13)$$

Le score d'impacts h pour la catégorie i est obtenu en additionnant les impacts causés par tous les flux élémentaires j susceptibles d'en être la cause. Chacun de ces impacts est déterminé par la multiplication du résultat d'inventaire g par le facteur de caractérisation q quantifiant la contribution du flux élémentaire j au problème environnemental i . Le facteur de caractérisation représente donc, de façon linéaire, la contribution à une catégorie d'impacts donnée d'une unité d'un polluant spécifique émis à l'environnement (Pennington, D.W., et al., 2004).

1.3.2.2 Développement des facteurs de caractérisation

La première étape à effectuer pour le développement de facteurs de caractérisation est la construction d'une chaîne de cause à effet reliant les différents mécanismes environnementaux d'une catégorie d'impacts donnée (Udo de Haes, H.A., et al., 2002). La Figure 1.2 est une représentation simplifiée de la chaîne de cause à effet pour la catégorie d'impacts des changements climatiques. L'émission d'un GES entraîne l'augmentation de la concentration atmosphérique de ce gaz, qui entraîne à son tour une augmentation du forçage radiatif. Un forçage radiatif plus élevé cause différentes perturbations climatiques telles qu'une augmentation de la température, du niveau des mers et des événements météorologiques extrêmes, des variations dans les niveaux de précipitations, etc. Ces perturbations climatiques entraînent à leur tour une série d'impacts sur la santé humaine, la qualité des écosystèmes et la société.

La deuxième étape à réaliser est le choix d'un indicateur à l'intérieur de la chaîne de cause à effet permettant de calculer la contribution relative de chaque polluant à la catégorie d'impacts donnée (Pennington, D.W., et al., 2004). Tel que mentionné à la section 1.1.2, l'indicateur

couramment utilisé pour la catégorie d'impacts des changements climatiques est l'augmentation du forçage radiatif intégré sur un horizon de temps donné. Les facteurs de caractérisation, qui correspondent au concept de GWP, sont développés en comparant la valeur du forçage radiatif cumulatif calculée pour tous les GES à la valeur calculée pour la substance de référence, soit le CO₂. Les indicateurs choisis et les modèles environnementaux utilisés pour le développement des facteurs de caractérisation varient d'une catégorie d'impacts à l'autre. Le résultat obtenu est, dans tous les cas, un score d'impacts exprimé en kg-équivalent de la substance de référence.

1.3.2.3 Indicateurs de niveaux « problème » et « dommage »

Deux différents niveaux de caractérisation peuvent être utilisés lors de l'évaluation des impacts du cycle de vie : le niveau « problème » et le niveau « dommage » (respectivement « midpoint » et « endpoint » en anglais). Un indicateur de niveau « dommage » est situé à la toute fin de la chaîne de cause à effet et représente l'impact des polluants sur les différentes aires de protection que sont la santé humaine, les écosystèmes, les ressources naturelles et l'environnement bâti (Hauschild, 2005). Un indicateur de niveau « problème » se situe à une position intermédiaire, plus en amont dans la chaîne de cause à effet. Toujours pour la catégorie d'impacts des changements climatiques, un indicateur de niveau « dommage » serait le nombre de décès causés par le réchauffement climatique ou le nombre d'espèces vivantes disparues, alors qu'un indicateur de niveau « problème » serait l'augmentation du forçage radiatif, l'augmentation de la température ou l'augmentation du niveau des mers, par exemple.

Parmi les méthodes d'évaluation des impacts du cycle de vie existantes, certaines privilégient la modélisation au niveau « dommage », certaines s'en tiennent au niveau « problème », alors que d'autres offrent des facteurs de caractérisation pour les deux niveaux de modélisation. Plus un indicateur se trouve en aval de la chaîne de cause à effet, plus sa pertinence environnementale est élevée, puisque l'impact modélisé se rapproche plus des aires de protection privilégiées (Udo de Haes, H.A., et al, 2002). En contrepartie, l'incertitude reliée aux facteurs de caractérisation est aussi plus élevée (Hauschild, 2005). L'augmentation du forçage radiatif causé par une émission de GES dépend de très peu de facteurs (le devenir atmosphérique du gaz en fonction du temps et le forçage radiatif instantané par unité de masse) et peut être calculé avec relativement peu d'incertitude ($\pm 35\%$ pour un intervalle de confiance de 5 à 95%) (Forster, P., et al., 2007). Par contre, la modélisation du nombre de décès supplémentaires causés par le réchauffement

provoqué par la même émission de GES est beaucoup plus complexe, dépend d'un nombre très élevé de paramètres et d'hypothèses et comporte donc une incertitude beaucoup plus importante (Udo de Haes, H.A., et al., 2002).

1.3.3 Le temps en analyse du cycle de vie

La nature holistique de l'ACV est la principale force de cette approche, tout en étant l'une de ses limites (Guinée, J.B., et al., 2002). En effet, la structure actuelle de la méthodologie néglige les aspects spatial et temporel des processus du cycle de vie à l'étude (Owens, 1997a; Goedkoop & Spriensma, 2001; ISO, 2006a). Les résultats d'inventaire sont des charges massiques agrégées, car ils proviennent de la somme de quantités émises par différentes activités dispersées dans le temps et dans l'espace (Heijungs, 1995). Ces résultats agrégés ne donnent donc aucune indication sur l'endroit ou le moment où ont lieu les émissions (Owens, 1997b). Ceci implique que les émissions qui ont lieu maintenant sont ajoutées aux émissions qui auront lieu l'année prochaine, tout comme les émissions qui ont lieu au Canada sont ajoutées aux émissions européennes. De même, les émissions très importantes sont additionnées aux émissions négligeables, tout comme les émissions ponctuelles sont ajoutées aux émissions se déroulant pendant une longue période de temps (Guinée, J.B., et al., 1996).

1.3.3.1 Absence de considération pour la distribution temporelle des émissions

Le fait de ne pas considérer les distributions spatiale et temporelle des émissions en analyse du cycle de vie a souvent été critiqué dans la littérature au cours des quinze dernières années (Owens, 1997a; Owens, 1997b; Herrchen, 1998; Hofstetter, 1998; Udo de Haes, Heijungs, Suh, & Huppel, 2004; Levine, Gloria, & Romanoff, 2007; Reap, Roman, Duncan, & Bras, 2008). Le sujet de la différenciation spatiale fait de plus en plus partie des travaux des chercheurs, qui travaillent à la régionalisation des modèles d'évaluation des impacts du cycle de vie (Potting, Schöpp, Blok, & Hauschild, 1998; Norris, 2002; Potting & Hauschild, 2006; Manne, Margni, & Deschênes, 2010). Par contre, la distribution temporelle des émissions est encore très peu considérée et fait partie des sophistications à apporter dans le futur afin d'augmenter la pertinence environnementale de l'ACV (Zamagni, A., et al., 2010; Guinée, J.B. et al., 2011).

Comme les résultats d'inventaire sont des valeurs agrégées, les modèles utilisés pour l'évaluation des impacts environnementaux sont des modèles en régime permanent, indépendants du profil

temporel des émissions (Reap, Bras, Newcomb, & Carmichael, 2003). L'utilisation de modèles non dynamiques introduit une incertitude dans les résultats d'évaluation des impacts, plus ou moins importante pour chaque catégorie selon ses propres caractéristiques temporelles (ISO, 2006a). Prenons l'exemple de la toxicité. L'agrégation des émissions lors de l'inventaire du cycle de vie sous-tend l'hypothèse que toutes ces émissions peuvent être combinées en une seule émission ponctuelle qui aura exactement le même effet sur les sujets exposés que s'ils étaient soumis à une série d'émissions d'importance variable et réparties dans le temps (Owens, 1997b). Or, cette hypothèse est fautive. En effet, l'impact toxique varie de façon importante avec le temps d'exposition et la concentration à laquelle le sujet est exposé (Guinée, J.B., et al., 1996).

Les modèles environnementaux utilisés pour le développement de facteurs de caractérisation sont sensibles aux aspects temporels des émissions de différentes façons, selon les catégories d'impacts. Par exemple, la formation d'ozone photochimique (smog) est extrêmement sensible aux variations saisonnières et même quotidiennes de différents facteurs tels que la concentration en composés organiques volatils, la vitesse des vents, l'intensité de l'énergie solaire, etc. Un autre exemple concerne l'acidification terrestre. En effet, les impacts causés par les pluies acides varient avec la capacité tampon des sols, qui est fonction, entre autres, de l'historique de déposition de composés acides (Udo de Haes, H.A., et al., 2002).

1.3.3.2 L'évaluation des impacts du cycle de vie et les horizons de temps

Les facteurs de caractérisation sont généralement calculés en intégrant l'indicateur choisi sur un horizon de temps donné. Pour certaines catégories d'impacts, l'intégration se fait sur une période de temps infinie afin d'inclure tous les impacts potentiels, sans égard au moment où ils ont lieu. C'est le cas, par exemple, pour les impacts toxiques et écotoxiques des substances chimiques. Une autre approche consiste à fixer un horizon de temps plus court sur lequel les impacts potentiels sont intégrés. Cette façon de faire implique que les impacts ayant lieu au-delà de l'horizon de temps choisi ne doivent pas être considérés, et ce, pour différentes raisons, soit parce qu'ils sont considérés trop incertains ou parce qu'il est pris pour acquis que les générations futures auront les moyens de les éviter (Udo de Haes, H.A., et al., 1999). C'est ce qui est fait pour la catégorie d'impacts du réchauffement climatique, ce qui entraîne une problématique bien particulière.

1.4 L'incohérence dans les cadres temporels

Les facteurs de caractérisation utilisés en analyse du cycle de vie pour quantifier l'impact des émissions de GES sur le réchauffement climatique sont les valeurs de GWP développées par le GIEC (Udo de Haes, H. A., et al., 2002). Le fait d'additionner toutes les émissions d'un GES donné ayant lieu sur l'ensemble du cycle de vie et de multiplier la valeur obtenue par le GWP correspondant, calculé pour un horizon de temps fixe, entraîne une incohérence entre le cadre temporel représenté par les résultats de l'évaluation des impacts et le cadre temporel choisi pour l'analyse (O'Hare, M., et al., 2009).

1.4.1 La problématique

La figure 1.8 illustre cette incohérence pour l'exemple fictif d'un bâtiment ayant une durée de vie de 75 ans. Un horizon de 100 ans est choisi pour l'analyse. En utilisant le GWP(100) pour évaluer l'impact d'une émission de GES, seul le forçage radiatif ayant lieu pendant les 100 années suivant l'émission à caractériser est considéré. Lorsqu'une ACV est réalisée sur un bâtiment d'une durée de vie de 75 ans, toutes les émissions du cycle de vie sont multipliées par leur valeur de GWP(100) respective. Ainsi, pour une émission ayant lieu à l'an 0, le forçage radiatif de l'an 0 à l'an 100 est considéré. Pour une émission ayant lieu 25 ans plus tard, le forçage radiatif de l'an 25 à l'an 125 est considéré. Toujours selon la même logique, pour la dernière émission du cycle de vie (an 75), le forçage radiatif considéré est celui ayant lieu de l'an 75 à l'an 175.

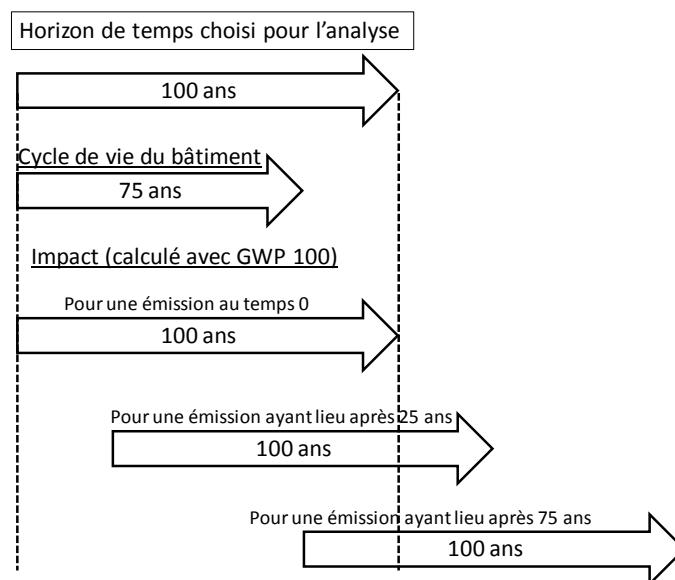


Figure 1.8 : Illustration de l'incohérence temporelle causée par l'utilisation de valeurs de GWP calculées pour un horizon de temps fixe (traduction de Levasseur, Lesage, Margni, Deschênes, & Samson, 2010, figure 2)

La période de temps couverte par les résultats de l'ACVI dépend donc du profil temporel des émissions du cycle de vie et ne correspond pas à l'horizon temporel choisi pour le calcul des GWP, soit 100 ans pour cet exemple. La comparaison de résultats d'ACV réalisées sur différents produits ou projets pour lesquels le profil temporel des émissions est différent peut donc entraîner des conclusions biaisées, puisque les résultats ne sont pas considérés sur une même période de temps pour chacune des options.

1.4.2 Stockage de carbone versus émissions différées

Pour évaluer l'impact des émissions de GES de façon cohérente à l'intérieur d'un horizon temporel donné, les mêmes principes que ceux utilisés pour l'évaluation des bénéfices reliés au stockage temporaire de carbone peuvent être utilisés. En effet, la méthode de Lashof repose sur le fait que de stocker temporairement du carbone est équivalent à repousser une émission de CO₂ et que le forçage radiatif cumulé intégré sur un horizon de temps donné pour cette émission différée est inférieur au forçage radiatif cumulé d'une émission équivalente ayant lieu à l'an zéro (Fearnside, P. M., et al., 2000). C'est pourquoi la spécification PAS 2050 (BSI, 2008) et le ILCD Handbook (European Commission, 2010) considèrent les émissions différées de la même façon que le stockage temporaire de carbone.

Par exemple, pour le PAS 2050, toutes les émissions du cycle de vie, à l'exception des émissions attribuées aux phases d'utilisation et de disposition finale, sont d'abord agrégées en une seule émission, considérée comme ayant lieu au tout début du cycle de vie. Si la durée de vie du produit est inférieure à un an, les émissions des phases d'utilisation et de disposition finale sont considérées de la même façon. Dans le cas contraire, les émissions de GES de ces deux phases sont pondérées par un facteur représentant le temps moyen de présence des émissions dans l'atmosphère comparé à la période d'analyse fixée à 100 ans (BSI, 2008). Autrement dit, plus une émission a lieu tard dans le cycle de vie, plus petit est son temps de résidence dans l'atmosphère sur une période de 100 ans et plus faible sera son impact.

1.4.3 Le cas des biocarburants et des émissions dues au changement d'affectation des terres

L'analyse du cycle de vie est de plus en plus souvent utilisée pour comparer la performance environnementale des biocarburants à celle des combustibles fossiles (Menichetti & Otto, 2009). Ces études sont, entre autres, utilisées dans l'élaboration de politiques visant à réduire les émissions de GES associées aux combustibles fossiles afin de s'assurer que les biocarburants rencontrent les cibles de réduction fixées (United States Environmental Protection Agency [US EPA], 2009a). Des chercheurs ont récemment démontré l'importance de tenir compte des émissions dues au changement d'affectation des terres lors de l'évaluation environnementale des biocarburants (Fargione, Hill, Tilman, Polasky, & Hawthorne, 2008; Searchinger, T., et al., 2008). Or, la considération de ces émissions, qui ont majoritairement lieu la première année suivant le début de la production du biocarburant, entraîne une incohérence dans les cadres temporels d'analyse lors de la comparaison avec les combustibles fossiles, semblables à ce qui a été expliqué à la Figure 1.8 (O'Hare, M., et al., 2009; US EPA, 2009b).

Une augmentation de la consommation de biocarburants entraîne inévitablement l'utilisation de nouvelles terres, soit 1) pour la culture de la biomasse nécessaire à la production des biocarburants (effet direct) ou soit, 2) dans le cas où des terres agricoles existantes seraient utilisées, pour la culture des produits agricoles qui devront remplacer la biomasse utilisée pour la production de biocarburants (effet indirect). L'utilisation de nouvelles terres pour la production de biomasse nécessite l'enlèvement de la végétation existante, ce qui entraîne des émissions de GES supplémentaires dans les premières années d'exploitation, tout comme la perte d'une

certaine capacité naturelle de séquestration de carbone pour les décennies suivantes (Fargione, J., et al., 2008; Searchinger, T., et al., 2008).

La Figure 1.9 compare les émissions de GES (en kg CO₂-eq) associées au cycle de vie de l'essence à celles du bioéthanol produit à partir du maïs, en incluant les émissions dues au changement d'affectation des terres, selon une étude réalisée par l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (US EPA, 2009a). Les émissions de GES par unité d'énergie pour le bioéthanol sont très importantes la première année de production, à cause du changement d'affectation des terres et diminuent les années suivantes pour devenir inférieures à celles de l'essence. Les émissions cumulatives nettes sont calculées pour chaque année (ligne pointillée) en soustrayant les émissions cumulatives de l'essence à celles du bioéthanol. Ainsi, pour un horizon de temps choisi, l'on peut comparer les émissions cumulatives nettes à une cible de réduction fixée par une politique gouvernementale. Pour cet exemple, les émissions cumulatives nettes atteignent zéro à l'an 35, ce qui signifie que pour un horizon de temps inférieur à 35 ans, le remplacement de l'essence par le bioéthanol entraîne plus d'émissions de GES (en kg CO₂-eq), alors que pour un horizon de temps supérieur à 35 ans, on observe une réduction des émissions.

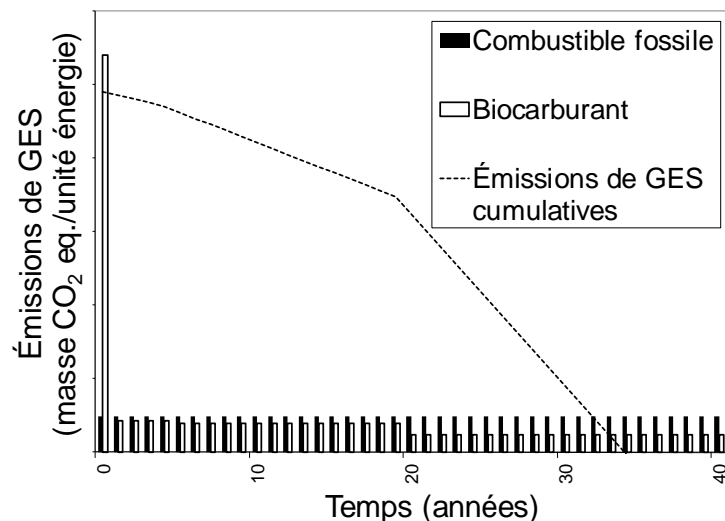


Figure 1.9 : Émissions cumulatives nettes causées par le remplacement de l'essence par le bioéthanol produit à partir de maïs en tenant compte des émissions dues au changement d'affectation des terres (traduction de Levasseur, A., et al., 2010, figure 4, données provenant de US EPA, 2009a)

Les résultats de la Figure 1.9 (en kg CO₂-eq par unité d'énergie) ont été obtenus en additionnant le produit de chacune des émissions de GES par la valeur de GWP respective calculée pour un horizon de 100 ans. Le forçage radiatif considéré pour chaque émission a donc lieu pendant les 100 années suivant l'émission. Dans le cas où l'on veut connaître la réduction d'impacts causée par le remplacement des combustibles fossiles par des biocarburants à une certaine date cible, pour être cohérent, il faut tenir compte du fait que plus tôt a lieu une émission, plus longue est sa présence dans l'atmosphère par rapport à la date cible et plus grand sera son impact sur le réchauffement climatique (O'Hare, M., et al., 2009). Dans ce cas, l'utilisation de valeurs de GWP calculées pour un horizon de temps fixe comme facteur de caractérisation n'est pas approprié.

1.4.4 Approches existantes pour le cas des biocarburants

O'Hare et al. (2009) proposent le modèle BTIME pour déterminer de façon cohérente si le remplacement d'un combustible fossile par un biocarburant entraîne une augmentation ou une réduction d'impacts sur un horizon de temps donné. Ce modèle convertit chaque émission E [kg] du GES i associée au cycle de vie du biocarburant et du combustible fossile en kg CO₂-eq en la multipliant par le GWP(100) correspondant. Il calcule ensuite l'émission totale par unité d'énergie en faisant la somme de toutes les émissions du cycle de vie pour chacun des carburants (voir Équations 1.14 et 1.15). Les émissions annuelles dues au changement d'affectation des terres $CDT(t)$ [kg], aussi converties en kg CO₂-eq, sont ajoutées aux émissions du cycle de vie du biocarburant pour chaque année suivant le début de la production afin d'obtenir des résultats semblables à ceux présentés à la Figure 1.9 (voir Équation 1.16).

$$\text{Impact}_{bio} = \sum_i [(E_i)_{bio} \times GWP_i(100)] \quad (1.14)$$

$$\text{Impact}_{fos} = \sum_i [(E_i)_{fos} \times GWP_i(100)] \quad (1.15)$$

$$\text{Impact}_{bio\text{total}}(t) = \text{Impact}_{bio} + \sum_i [CDT_i(t) \times GWP_i(100)] \quad (1.16)$$

Le modèle « Bern carbon cycle-climate », présenté à l'Équation 1.3, est ensuite utilisé pour calculer la charge massique atmosphérique intégrée CMI [kg_{atm}.an.kg_{émis}⁻¹] sur la période de temps entre l'année d'émission t et l'horizon de temps choisi pour l'analyse TH (voir Équation 1.17). Finalement, le « Fuel Warming Potential » (FWP) du biocarburant est calculé en faisant le

ratio de la somme des charges massiques intégrées pour le biocarburant par la somme des charges massiques intégrées pour le combustible fossile (voir Équation 1.18).

$$CMI(t) = \int_0^{TH-t} C_{CO_2}(t) dt \quad (1.17)$$

$$FWP(TH) = \frac{\sum_{t=0}^{TH} [Im\ pact\ bio\ total(t) \times CMI(t)]}{\sum_{t=0}^{TH} [Im\ pact\ fos \times CMI(t)]} \quad (1.18)$$

Ce modèle a l'avantage de permettre l'analyse du remplacement des combustibles fossiles par des biocarburants dans un cadre temporel cohérent en considérant le temps de résidence du CO₂ entre le moment de l'émission et l'horizon de temps choisi pour l'analyse. Par contre, en convertissant toutes les émissions de GES en kg CO₂-eq à l'aide du GWP(100), elle ne tient pas compte des cinétiques de dégradation spécifiques à chaque gaz.

Kendall, Chang, & Sharpe (2009) proposent l'utilisation d'un facteur de correction *TCF* afin d'amortir l'impact des émissions dues au changement d'affectation des terres ayant lieu la première année sur un horizon de temps choisi et de les ajouter à l'impact par unité d'énergie du cycle de vie des biocarburants. Ce facteur de correction est calculé comme le ratio entre les charges massiques atmosphériques intégrées sur l'horizon de temps choisi d'une émission ponctuelle d'un kilogramme de CO₂ à l'an zéro et d'une émission d'un kilogramme de CO₂ répartie également sur le nombre d'années de la période de temps choisie (voir Équation 1.19).

$$TCF(TH) = \frac{CMI(0)}{\frac{1}{TH} \sum_{t=0}^{TH} CMI(t)} \quad (1.19)$$

La somme des émissions de CO₂ dues au changement d'affectation des terres est ensuite multipliée par le facteur de correction, divisée par l'horizon de temps pour la répartir annuellement, puis ajoutée aux émissions du cycle de vie du biocarburant suivant l'Équation 1.20.

$$Im\ pact\ bio\ total = \frac{\sum_t [CDT_{CO_2}(t)] \times TCF(TH)}{TH} + Im\ pact\ bio \quad (1.20)$$

L'utilisation du facteur de correction permet de tenir compte du temps écoulé entre l'émission et la date cible prévue pour l'analyse lors de la comparaison des biocarburants avec les combustibles fossiles qu'ils remplacent. Par contre, cette approche ne considère que le CO₂, tout comme la méthode précédente et n'est applicable que pour l'amortissement de l'impact d'une émission importante ayant lieu la première année, le profil temporel des émissions devant être identique entre les systèmes comparés pour les années suivantes.

CHAPITRE 2 PRÉSENTATION GÉNÉRALE DES TRAVAUX

Différentes limites ont été identifiées concernant les aspects temporels des émissions de GES lors de l'évaluation des impacts sur le réchauffement climatique. Des méthodes ont été proposées dans la littérature pour pallier ces limites : 1) les méthodes de Moura-Costa et de Lashof pour le calcul des bénéfices liés à la séquestration et au stockage temporaire de carbone en forêt, 2) les méthodes proposées par PAS 2050 et ILCD Handbook pour la considération du stockage temporaire de carbone dans des produits issus de la biomasse et pour la considération de la distribution temporelle des émissions pour l'évaluation de l'impact de produits à longue durée de vie et 3) les méthodes BTIME et TCF pour la considération des émissions dues au changement d'affectation des terres dans un cadre temporel cohérent pour les études analysant le remplacement de combustibles fossiles par des biocarburants.

Ces méthodes sont spécifiques à chacune des problématiques et aucune d'entre elles ne permet d'effectuer, pour n'importe quel système de produits ou projet, l'évaluation de l'impact sur le réchauffement climatique en considérant de façon cohérente les aspects temporels des émissions de GES. De plus, ces méthodes ont été développées pour les émissions de CO₂ seulement et assimilent les émissions des autres GES à des émissions de CO₂, bien que leur courbe de dégradation atmosphérique soit différente.

L'utilisation du forçage radiatif cumulatif comme indicateur du réchauffement climatique a aussi été critiquée au cours des dernières années. Certains chercheurs ont mentionné le fait que cet indicateur était lié à un certain type d'impacts, tel que l'augmentation du niveau des mers, mais ne permettait pas de capturer les impacts liés à l'augmentation ponctuelle de la température atmosphérique. Un indicateur basé sur l'augmentation instantanée de la température (GTP) a été développé récemment. Par contre, comme c'est un indicateur instantané plutôt que cumulatif, le choix d'un horizon de temps non approprié peut considérablement biaiser les conclusions, puisque le résultat consiste en quelque sorte en un cliché de l'impact pris à un moment bien précis suivant l'émission.

2.1 Hypothèse de recherche et objectifs

Suite à cette analyse des problématiques et des méthodes existantes, l'hypothèse de recherche suivante a été développée.

2.1.1 Hypothèse de recherche

Une méthodologie d'analyse du cycle de vie intégrant la distribution temporelle des émissions permettrait de calculer, dans un cadre temporel cohérent, les impacts des différentes émissions de GES sur le forçage radiatif cumulatif et sur la température atmosphérique instantanée pour tout type de système de produits, tout en tenant compte des impacts liés au stockage temporaire de carbone.

2.1.2 Objectifs

L'objectif principal de cette thèse est de développer une méthode d'analyse du cycle de vie dynamique pour la catégorie d'impacts du réchauffement climatique permettant de pallier les lacunes des méthodes existantes et de démontrer l'importance de considérer de façon cohérente et rigoureuse les aspects temporels des émissions de GES à travers différentes applications. La méthode développée doit donc permettre d'analyser l'impact de n'importe quel système de produits dans un cadre temporel cohérent, tout en considérant de façon rigoureuse le devenir atmosphérique de chacun des différents gaz à effet de serre.

Pour atteindre cet objectif, les étapes suivantes doivent être réalisées :

- 1) Développer une méthodologie d'analyse du cycle de vie dynamique pour le réchauffement climatique. Pour ce faire, un inventaire temporel doit être défini afin de tenir compte de la distribution temporelle des émissions de GES et des facteurs de caractérisation dynamiques doivent être développés permettant de déterminer le forçage radiatif d'une émission de GES en fonction du temps écoulé depuis l'émission;
- 2) Démontrer que la méthode développée au premier point permet d'analyser, dans un cadre temporel cohérent, l'impact des émissions de GES à l'aide d'une étude portant sur le remplacement de combustibles fossiles par des biocarburants incluant les émissions dues au changement d'affectation des terres;
- 3) Démontrer que la méthode développée au premier point permet d'évaluer, pour tout type de scénario, la séquestration et le stockage de carbone en forêt de façon rigoureuse et que la considération de la dynamique de séquestration a un impact significatif sur les résultats et les conclusions qui en découlent;

- 4) Démontrer que la méthode développée au premier point permet de considérer de façon cohérente les impacts du stockage temporaire de carbone dans les produits issus de la biomasse et que les résultats sont sensibles aux aspects temporels des émissions de GES et de la séquestration de carbone atmosphérique;
- 5) Développer des facteurs de caractérisation dynamiques permettant de calculer l'augmentation instantanée de la température atmosphérique en fonction du temps causée par un inventaire temporel de GES et démontrer que l'ajout de cet indicateur à l'ACV dynamique permet une analyse plus complète et éclairée des résultats.

2.2 Méthodologie

Cette section présente les travaux à réaliser afin de répondre aux objectifs de cette thèse. La méthodologie détaillée, ainsi que les résultats obtenus, ont été présentés dans trois articles soumis à différentes publications et disponibles en annexe de cette thèse. Les deux premiers points ont été abordés dans l'article « Considering time in LCA: Dynamic LCA and its application to global warming impact assessments » publié dans la revue « Environmental Science & Technology » en 2010 (voir Annexe I). Le troisième point constitue le sujet de l'article « Assessing temporary carbon sequestration and storage projects through land use, land-use change and forestry: Comparison of dynamic life cycle assessment with ton-year approaches » soumis à la revue « Climatic Change » en septembre 2010 (voir Annexe II). Finalement, le quatrième point est présenté dans l'article « Biogenic carbon and temporary storage addressed with dynamic life cycle assessment » soumis à la revue Journal of Industrial Ecology en octobre 2011 (voir Annexe III). Quant au cinquième point présenté dans cette thèse, il fera l'objet d'un article futur.

2.2.1 Développement de l'ACV dynamique pour le réchauffement climatique

La première étape à réaliser pour l'obtention d'une ACV dynamique est de développer un inventaire du cycle de vie qui tient compte de la distribution temporelle des émissions. La méthode développée dans cette thèse est nommée ACV dynamique puisque la considération des aspects temporels du cycle de vie permet la résolution dynamique des modèles d'évaluation des impacts environnementaux. Pour ce faire, le cycle de vie est divisé en pas de temps t , le temps étant considéré comme un paramètre discret plutôt qu'une variable continue. Les GES ayant généralement un très long temps de résidence atmosphérique (plusieurs décennies, voire plusieurs

siècles), l'échelle de temps du cycle de vie est divisée en années. Le temps de référence $t=0$ est fixé au moment où a lieu la première émission du cycle de vie. Ensuite, toutes les émissions d'un GES donné i ayant lieu à une certaine année t sont additionnées pour donner la matrice d'inventaire \mathbf{G} où chaque ligne représente un type de GES et chaque colonne, l'année d'émission (voir Équation 2.1).

$$\mathbf{G} = \begin{bmatrix} g_{10} & \cdots & g_{1t} \\ \vdots & & \vdots \\ g_{i0} & \cdots & g_{it} \end{bmatrix} \quad (2.1)$$

Une fois que l'inventaire temporel des émissions de GES du cycle de vie est défini, il est possible de déterminer l'impact sur le forçage radiatif à tout moment t en utilisant des facteurs de caractérisation qui sont fonction du temps écoulé entre chaque émission et le moment t . Ces facteurs de caractérisation dynamiques $DCF(t)$ sont obtenus en intégrant l'expression du forçage radiatif (numérateur de l'Équation 1.1) pour chaque pas de temps tel que montré à l'Équation 2.2.

$$DCF_i(t) = \int_{t-1}^t a_i \times C_i(t) dt \quad (2.2)$$

$C_i(t)$ est donné par l'Équation 1.3 pour le CO_2 et par l'Équation 1.2 pour les autres GES. Les valeurs du forçage radiatif instantané a et de durée de vie τ pour chaque gaz sont les mêmes que celles utilisées pour le calcul des GWP dans le quatrième rapport d'évaluation du GIEC (Forster, P., et al., 2007). Finalement, l'impact instantané sur le forçage radiatif $GWI_{inst}(t)$ est calculé en additionnant l'impact au temps t causé par chacune des émissions du cycle de vie. L'impact de chacune de ces émissions est déterminé en multipliant la quantité émise par le facteur de caractérisation calculé pour la période se déroulant entre le moment de l'émission j et le temps t (voir Équation 2.3).

$$GWI_{inst}(t) = \sum_i \sum_{j=0}^t g_{ij} \times DCF_i(t-j) \quad (2.3)$$

Autrement dit, pour connaître l'impact sur le forçage radiatif au temps t , il faut d'abord multiplier la quantité émise au temps t par $DCF(0)$, puisque l'émission vient tout juste d'avoir lieu, puis additionner à la valeur obtenue le produit de l'émission ayant eu lieu au temps $t-1$ par $DCF(1)$, puisque cette émission a eu lieu un an avant. On additionne ainsi l'impact de chaque émission

jusqu'à la toute première émission du cycle de vie, qui est multipliée par $DCF(t)$, puisqu'elle a eu lieu il y a t années. Le forçage radiatif cumulatif $GWI_{cum}(t)$ peut ensuite être calculé en additionnant la valeur du forçage radiatif instantané des années précédentes, tel que présenté à l'Équation 2.4.

$$GWI_{cum}(t) = \sum_{k=0}^t GWI_{inst}(k) \quad (2.4)$$

Cette méthode permet donc de calculer le forçage radiatif cumulatif, causé par le cycle de vie à l'étude, intégré sur une période de temps définie, en tenant compte du devenir atmosphérique spécifique à chaque GES.

2.2.2 Analyse des impacts des émissions de GES dans un cadre temporel cohérent

La méthode ACV dynamique pour le réchauffement climatique développée au point précédent est appliquée à une étude publiée par l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (US EPA) analysant le remplacement de combustibles fossiles par différents biocarburants tout en tenant compte des émissions dues au changement d'affectation des terres (US EPA, 2009a).

Dans cette étude, les émissions du cycle de vie sont calculées pour deux carburants d'origine fossile, soit l'essence et le diesel, ainsi que pour plusieurs types de biocarburants, comme par exemple le bioéthanol provenant du maïs, du panic, des résidus de culture du maïs ou de la canne à sucre et le biodiesel provenant du soya ou d'huiles usées. Toutes les émissions du cycle de vie de chacune des filières étudiées sont multipliées par leur valeur de GWP(100) respective, puis additionnées pour donner un score d'impacts sur le réchauffement climatique en kg CO₂-eq par unité d'énergie. Ensuite, les émissions dues au changement d'affectation des terres sont modélisées pour chaque type de biocarburants, pour chaque année suivant la mise en culture, afin d'obtenir un graphique semblable à celui présenté à la Figure 1.9. Finalement, l'émission équivalente cumulative est calculée pour différents horizons de temps (30, 50 et 100 ans) et différents taux d'actualisation (0, 2 et 3 %). Puis le pourcentage de réduction ou d'augmentation d'impacts causée par le remplacement d'un combustible fossile par un biocarburant est calculé à l'aide de l'Équation 2.5. Les valeurs obtenues sont comparées aux cibles de réduction prévues par le « Energy Independence and Security Act » adopté par le gouvernement américain en 2007.

$$\% \text{ réduction ou augmentation} = \frac{\sum_{t=0}^{TH} \frac{GES_t^{bio}}{(1+r)^t} - \sum_{t=0}^{TH} \frac{GES_t^{fos}}{(1+r)^t}}{\sum_{t=0}^{TH} \frac{GES_t^{fos}}{(1+r)^t}} \times 100 \quad (2.5)$$

où GES_t est le score d'impact du carburant donné pour l'année t (en kg CO₂-eq par unité d'énergie), r est le taux d'actualisation et TH , l'horizon temporel choisi.

Le concept d'actualisation, souvent utilisé dans le domaine de l'économie, permet de donner un poids plus élevé aux émissions les plus rapprochées dans le temps. Le choix d'un taux d'actualisation est une décision subjective, plus politique que scientifique (Fearnside, 2002) et l'utilisation de ce concept pour la pondération temporelle des impacts environnementaux est un sujet très controversé (Hellweg, Hofstetter, & Hungerbühler, 2003; Nordhaus, 2007; Stern, 2007; O'Hare, M., et al., 2009). Pour fins de comparaison, les résultats de l'application de l'ACV dynamique à cette étude de cas sont calculés pour les mêmes horizons de temps et les mêmes taux d'actualisation que ceux utilisés par l'US EPA, sans porter de jugement sur les valeurs choisies.

L'ACV dynamique est utilisée pour déterminer le potentiel de réduction d'impacts associé au remplacement des combustibles fossiles par les biocarburants. Pour ce faire, un inventaire détaillé dans le temps pour les trois GES principaux (CO₂, CH₄ et N₂O) est développé pour chaque type de carburant en utilisant les données de l'US EPA, sans multiplier chacune des émissions par la valeur de GWP(100) respective. Le forçage radiatif instantané en fonction du temps est calculé pour chaque inventaire à l'aide de l'Équation 2.3. Le forçage radiatif cumulatif est ensuite calculé à l'aide de l'Équation 2.4 pour des horizons de temps de 30, 50 et 100 ans, puis intégré dans l'équation 2.5 afin de calculer le % de réduction ou d'augmentation d'impacts causée par le remplacement du combustible fossile par le biocarburant donné. Une valeur positive indique que l'utilisation du biocarburant entraîne plus de forçage radiatif cumulatif sur la période de temps choisi que le combustible fossile qu'il remplace, alors qu'une valeur négative indique l'effet contraire.

2.2.3 Séquestration et stockage de carbone en forêt

Un projet hypothétique de compensation des émissions de GES par la foresterie est développé et les résultats de l'ACV dynamique sont comparés aux résultats des méthodes de Moura-Costa et

de Lashof. Une émission initiale de 1 000 kg CO₂ doit être compensée par la séquestration en forêt d'une quantité équivalente de carbone. Les données de séquestration utilisées proviennent d'une étude réalisée sur la plantation d'épinettes noires dans des zones dénudées de la forêt boréale québécoise (Gaboury, Boucher, Villeneuve, Lord, & Gagnon, 2009). La Figure 2.1 présente le bilan de carbone net en fonction du temps pour un hectare planté, i.e. la différence entre le bilan de carbone du projet d'afforestation et celui de la régénération naturelle qui aurait eu lieu en l'absence de projet.

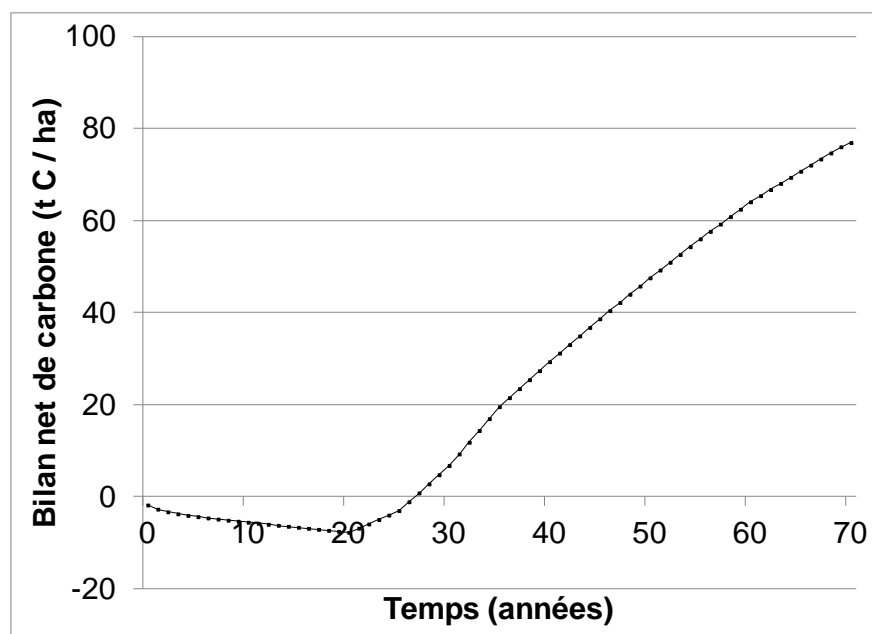


Figure 2.1 Bilan de carbone net d'un projet d'afforestation de zones dénudées de la forêt boréale québécoise (traduction de Levasseur, A., et al., 2011a, figure 2, données provenant de Gaboury, S., et al., 2009)

Durant les premières vingt années, le bilan a une pente négative, car la quantité de CO₂ émis par la respiration et par la décomposition de matières organiques libérées lors de la plantation est supérieure à la quantité de CO₂ séquestré par les arbres en croissance. Pour les années suivantes, la pente devient positive et au bout de 70 ans, le bilan cumulatif net de carbone est de 77 tonnes par hectare. La surface nécessaire à la séquestration de 1 000 kg CO₂ au bout de 70 ans (34,6 m²) est déterminée à l'aide de l'Équation 2.6.

$$Surface \left[m^2 \right] = \frac{1000 kg CO_2 \times \frac{0,2727 kg C}{1 kg CO_2}}{77000 kg C / ha \times \frac{1 ha}{10000 m^2}} \quad (2.6)$$

L'inventaire dynamique est constitué de l'émission initiale de 1 000 kg CO₂ à l'an 1 et des flux annuels de CO₂ associés à l'afforestation de 34,6 m² pour les 70 années suivantes. Différents scénarios ont été développés en ce qui a trait à la fin de vie du projet une fois ces 70 ans écoulés. Les émissions de CO₂ et de CH₄ causées par ces scénarios de fin de vie sont ajoutées à l'inventaire dynamique aux années correspondantes. Le Tableau 2.1 présente ces scénarios et les détails de chacun d'eux se trouvent dans l'article présenté à l'Annexe II.

Tableau 2.1 Description des différents scénarios pour le projet de compensation d'une émission initiale de CO₂ par un projet d'afforestation (traduction de Levasseur, A., et al., 2011a, tableau 1)

| SCÉNARIO | DESCRIPTION | | |
|------------------|---|--|--|
| | Temps t=0 | Temps 0<t<70 | Temps t>=70 |
| Émission de base | <ul style="list-style-type: none"> • 1 000 kg de CO₂ émis | <ul style="list-style-type: none"> • Aucune activité de séquestration | <ul style="list-style-type: none"> • Aucune activité de séquestration |
| Neutre | | <ul style="list-style-type: none"> • Séquestration de 1 000 kg de CO₂ sur 70 ans par l'afforestation de 34.6 m² d'épinettes noires en forêt boréale au Québec | <ul style="list-style-type: none"> • Aucune séquestration ni émission après t=70 ans |
| Feu | | | <ul style="list-style-type: none"> • À t=70 ans, tout le carbone séquestré dans la biomasse est émis sous forme de CO₂ suite à un feu de forêt |
| Exploitation | | | <ul style="list-style-type: none"> • À t=70 ans, les arbres sont coupés pour produire des matériaux de construction et les parties de l'arbre non commercialisées (branches, feuilles, etc.) sont brûlées (carbone émis sous forme de CO₂) • À t=145 ans, les matériaux sont brûlés (carbone émis sous forme de CO₂) |
| Feu multi-gaz | | | <ul style="list-style-type: none"> • Identique au scénario feu, mais le carbone est émis sous forme de CO₂ (99.7%) et de méthane (0.3%) |
| Enfouissement | | | <ul style="list-style-type: none"> • Identique au scénario exploitation, mais le carbone est émis sous forme de CO₂ (99.7%) et de méthane (0.3%) à t=70 ans et les matériaux sont enfouis à t=145 ans |

Les forçages radiatifs instantané et cumulatif sont calculés à l'aide des Équations 2.3 et 2.4 pour chacun des scénarios. Ensuite, afin de déterminer si le projet d'afforestation compense bien les impacts causés par l'émission initiale de 1 000 kg CO₂, le ratio de compensation $ratio_seq(t)$ est calculé en fonction du temps en divisant l'impact cumulatif du projet d'afforestation par l'impact cumulatif de l'émission à compenser (voir Équation 2.7).

$$ratio_seq(t) = \frac{[GWI_{cum}(t)]_{baseline} - [GWI_{cum}(t)]_{scenario}}{[GWI_{cum}(t)]_{baseline}} \quad (2.7)$$

Pour un horizon de temps donné, un ratio égal à 1 indique que le projet d'afforestation a permis d'épargner, sur la période de temps choisie, une quantité totale de forçage radiatif égale au forçage radiatif cumulatif causé par l'émission initiale. Un ratio inférieur à 1 indique que le projet n'a pas permis de compenser la totalité de l'impact causé par l'émission initiale sur cet horizon de temps, alors qu'un ratio supérieur à 1 indique l'inverse.

Les méthodes de Moura-Costa et de Lashof sont ensuite appliquées au même projet de compensation pour un horizon de 100 ans. Ces méthodes sont conçues pour calculer le bénéfice, en kg CO₂-eq, associé à la séquestration et au stockage de carbone en forêt. Elles sont donc appliquées ici à l'afforestation de 34,6 m² et le résultat est comparé à l'impact de l'émission initiale à compenser, soit 1 000 kg CO₂-eq. Deux approches sont utilisées : 1) une approche « statique » qui ne tient pas compte de la dynamique de séquestration et prend pour acquis que tout le carbone est séquestré la première année, puis stocké sur une période de 70 ans et 2) une approche « dynamique » qui tient compte de la variation du bilan de carbone dans le temps et qui prend donc pour acquis que la durée de stockage n'est pas la même pour chaque molécule de carbone et dépend du moment où elle a été séquestrée par rapport à la date cible de 70 ans.

Tel qu'expliqué à la section 1.2.1.3, la méthode de Moura-Costa (MC) donne un crédit de 0,02 kg CO₂-eq pour chaque année où 1 kg de CO₂ est stocké. Le résultat de l'approche « statique » (s) est donc obtenu en multipliant la quantité totale de carbone séquestré par la période de séquestration et par le crédit annuel (voir Équation 2.8).

$$MC(s) = 1000 \text{ kg CO}_2 \times 70 \text{ ans} \times \frac{0,02 \text{ kg CO}_2 \text{ eq}}{\text{kg CO}_2 \cdot \text{an}} \quad (2.8)$$

Le résultat de l'approche « dynamique » (d) est obtenu en multipliant le CO_2 séquestré à chaque année par le crédit et par le nombre d'années écoulées entre le moment de la séquestration et la fin du projet (70 ans). Pour les années où le bilan de carbone montre une émission plutôt qu'une séquestration (0 à 20 ans), l'émission en question est soustraite du résultat final (voir Équation 2.9).

$$MC(d) = \sum_{t=21}^{70} [CO_2 \text{ séquestré}(t) \times (70-t) \times 0,02] - \sum_{t=1}^{20} CO_2 \text{ émis}(t) \quad (2.9)$$

Le résultat de l'approche « statique » de la méthode de Lashof (L) est obtenu en multipliant la quantité totale de carbone séquestré par la portion de la surface sous la courbe qui est repoussée au-delà de 100 ans (voir Figure 1.5). Comme la période de stockage est de 70 ans, la surface à utiliser est celle se situant entre 30 et 100 ans ($AREA_{30 \text{ to } 100}$). La valeur obtenue est ensuite divisée par la surface totale d'une émission ayant lieu à l'an zéro afin d'obtenir un résultat en kg CO_2 -eq (voir Équation 2.10).

$$L(s) = \frac{1000 \text{ kg} \times AREA_{30 \text{ to } 100} \text{ kg} \cdot \text{an} / \text{kg}}{AREA_{0 \text{ to } 100} \text{ kg} \cdot \text{an} / \text{kg}} \quad (2.10)$$

Finalement, le résultat de l'approche « dynamique » de la méthode de Lashof est obtenu à l'aide de l'Équation 2.11. Le bénéfice de stockage est calculé pour chaque quantité de carbone séquestré annuellement en fonction du nombre d'années de stockage. Tout comme il a été fait avec la méthode de Moura-Costa, les émissions ayant lieu pendant les 20 premières années suivant la plantation sont soustraites du résultat final.

$$L(d) = \sum_{t=21}^{70} \frac{[AREA_{(t+30) \text{ to } 100} \times CO_2 \text{ séquestré}(t)]}{AREA_{0 \text{ to } 100}} - \sum_{t=1}^{20} CO_2 \text{ émis}(t) \quad (2.11)$$

Pour fins de comparaison, comme les méthodes de Moura-Costa et de Lashof sous-tendent l'hypothèse que le carbone est réémis à la fin de la période de stockage, des résultats ont été calculés avec cette même hypothèse pour les méthodes ACV traditionnelle ($LCA(s)$) et dynamique ($LCA(d)$). Tel que montré par l'Équation 2.12, l'ACV traditionnelle fait la somme de toutes les quantités de CO_2 émis et séquestré et multiplie ce résultat par la valeur de GWP(100), qui est égale à 1 kg CO_2 -eq.kg⁻¹ pour le CO_2 .

$$LCA(s) = \sum_{t=1}^{70} (CO_{2\text{émis}}(t) - CO_{2\text{séquestré}}(t)) \times GWP(100) \quad (2.12)$$

Le résultat de l'ACV dynamique, obtenu tel que décrit précédemment, est transformé en kg CO₂-eq en divisant le forçage radiatif cumulatif calculé sur un horizon de 100 ans pour le projet d'afforestation par le forçage radiatif cumulatif $AGWP(100)$ causé par une émission de 1 kg CO₂ ayant lieu à l'an zéro (voir Équation 2.13).

$$LCA(d) = \frac{GWI_{cum}(100)}{AGWP(100)} \quad (2.13)$$

2.2.4 Stockage temporaire de carbone dans des produits issus de la biomasse

Une étude de cas est développée afin de démontrer les avantages de l'utilisation de l'ACV dynamique pour la prise en compte du stockage temporaire de carbone dans les produits issus de la biomasse par rapport aux méthodes existantes. Tout d'abord, le cycle de vie fictif d'une chaise en bois est défini pour trois scénarios de fin de vie. La chaise a une durée de vie de 50 ans et l'étude est réalisée pour l'unité fonctionnelle suivante : l'utilisation d'une chaise pour 100 ans. L'inventaire dynamique est donc composé des émissions de GES attribuables aux cycles de vie consécutifs de deux chaises. Le Tableau 2.2 présente la description des trois scénarios. Tous les détails de modélisation sont disponibles dans l'article présenté à l'Annexe III.

Tableau 2.2 Description de l'étude de cas de la chaise en bois pour trois scénarios de fin de vie (traduction de Levasseur, Lesage, Margni, & Samson, 2011b, tableau 1)

| | Scénario incinération | Scénario enfouissement | Scénario remise à neuf |
|---------------|---|--|--|
| An 1 | <ul style="list-style-type: none"> La chaise 1 est construite à partir de bois vierge Des arbres sont plantés et vont croître pendant 70 ans | <ul style="list-style-type: none"> La chaise 1 est construite à partir de bois vierge Des arbres sont plantés et vont croître pendant 70 ans | <ul style="list-style-type: none"> La chaise 1 est construite à partir de bois vierge Des arbres sont plantés et vont croître pendant 70 ans |
| An 50 | <ul style="list-style-type: none"> La chaise 1 est incinérée sans valorisation énergétique La chaise 2 est construite à partir de bois vierge Des arbres sont plantés et vont croître pendant 70 ans | <ul style="list-style-type: none"> La chaise 1 est enfouie (émissions de CO₂ et CH₄ sur 500 ans sans récupération de gaz) La chaise 2 est construite à partir de bois vierge Des arbres sont plantés et vont croître pendant 70 ans | <ul style="list-style-type: none"> La chaise 1 est remise à neuf pour donner la chaise 2 |
| An 100 | <ul style="list-style-type: none"> La chaise 2 est incinérée sans valorisation énergétique | <ul style="list-style-type: none"> La chaise 2 est enfouie (émissions de CO₂ et CH₄ sur 500 ans sans récupération de gaz) | <ul style="list-style-type: none"> La chaise 2 est enfouie (émissions de CO₂ et CH₄ sur 500 ans sans récupération de gaz) |

Les émissions incluses dans les inventaires dynamiques sont les émissions causées par les activités d'exploitation de la forêt et de fabrication du bois, celles provenant de la combustion des résidus forestiers lors de la coupe des arbres, la séquestration de carbone dans les arbres plantés suite à la coupe et les émissions causées par les différents processus de fin de vie (incinération et enfouissement). Le bilan de carbone utilisé pour la séquestration dans les arbres est le même que celui utilisé pour le projet d'afforestation et présenté à la Figure 2.1.

Les forçages radiatifs instantané et cumulatif en fonction du temps sont calculés à l'aide des Équations 2.3 et 2.4. Pour fins de comparaison avec les méthodes existantes, les résultats de l'ACV dynamique sont transformés en kg CO₂-eq en divisant le forçage radiatif cumulatif calculé pour deux horizon de temps TH (100 et 500 ans) par le forçage radiatif cumulatif d'une émission de 1 kg CO₂ ayant lieu à l'an zéro (voir Équation 2.14).

$$GWI_{eq} = \frac{GWI_{cum}(TH)}{AGWP(TH)} \quad (2.14)$$

Deux résultats différents sont ensuite calculés avec la méthode ACV traditionnelle pour les deux mêmes horizons de temps TH (100 et 500 ans) : 1) un où les flux (émissions et séquestrations) de CO₂ d'origine biogénique (provenant de la biomasse) ne sont pas inclus dans le calcul ($LCA_{without}$) et 2) un autre où les flux de CO₂ d'origine biogénique sont considérés (LCA_{with}). Les émissions de CO₂ d'origine biogénique sont souvent ignorées lors de l'évaluation des impacts du cycle de vie puisque l'on considère que la même quantité de CO₂ a été séquestrée précédemment et donc que l'émission nette est nulle (Guinee, J.B., et al., 2002; Hirschier, R., et al, 2010). Par contre, l'analyste peut décider d'inclure les flux de CO₂ d'origine biogénique lorsqu'il considère que ceux-ci pourraient jouer un rôle important, comme par exemple pour les systèmes agricoles ou forestiers. Les Équations 2.15 et 2.16 présentent les méthodes de calcul utilisées pour les deux résultats de la méthode ACV traditionnelle.

$$LCA_{without} = \sum_t g_{CO_2 \text{ fossile}}(t) \times GWP_{TH}^{CO_2} + \sum_t g_{CH_4 \text{ fossile+biogénique}}(t) \times GWP_{TH}^{CH_4} \quad (2.15)$$

$$LCA_{with} = \sum_t g_{CO_2}(t) \times GWP_{TH}^{CO_2} + \sum_t g_{CH_4}(t) \times GWP_{TH}^{CH_4} \quad (2.16)$$

Les méthodes proposées par la spécification PAS 2050 et par le ILCD Handbook, présentées à la section 1.2.2.2, sont utilisées pour calculer l'impact sur le réchauffement climatique pour les trois scénarios de fin de vie. Afin de suivre la procédure proposée, l'impact de chacune des deux chaises est calculé individuellement, puis les valeurs obtenues sont additionnées. Comme ces deux méthodes ont fixé l'horizon de temps à 100 ans, aucun résultat n'a été calculé pour un horizon de 500 ans.

La méthode PAS 2050 multiplie toutes les émissions de CO₂ d'origine fossile, ainsi que toutes les autres émissions de GES, par leur valeur de GWP(100) respective. Ensuite, un crédit (valeur

négative) est ajouté afin de tenir compte des bénéfices accordés au stockage temporaire de carbone dans la chaise pendant sa durée de vie (voir Équation 2.17).

$$PAS2050 = \sum_t g_{CO_2 \text{ fossile}}(t) \times GWP_{100}^{CO_2} + \sum_t g_{CH_4}(t) \times GWP_{100}^{CH_4} - [kg \text{ } CO_2 \text{ stocké}] \times \frac{\sum_{i=1}^{100} x_i}{100} \quad (2.17)$$

où i représente chaque année où le stockage a lieu et x_i est la proportion du carbone total toujours en stock à l'année i .

La méthode proposée par le ILCD Handbook, quant à elle, multiplie toutes les émissions de GES, de quelque origine qu'elles soient, par leur valeur de GWP(100) respective. Un crédit est ensuite ajouté pour tenir compte des bénéfices associés au stockage temporaire de carbone. Ce crédit est calculé en multipliant chacune des émissions différées (i.e. toute émission ayant lieu après la première année du cycle de vie) par sa valeur de GWP(100) respective, par le nombre d'années de stockage ou de délais d'émission t et par 0,01 kg CO₂-eq/kg.an (voir Équation 2.18).

$$ILCD = \sum_t g_{CO_2}(t) \times GWP_{100}^{CO_2} + \sum_t g_{CH_4}(t) \times GWP_{100}^{CH_4} - \sum_{t=2}^{100} g_i(t) \times GWP_{100}^i \times t \times 0,01 \quad (2.18)$$

Finalement, une dernière étape est réalisée afin démontrer la sensibilité des résultats aux hypothèses concernant le timing de la séquestration. Dans l'étude de cas originale, la séquestration commence après la coupe des arbres, puisque de nouveaux arbres sont plantés pour renouveler la ressource. Deux nouveaux inventaires dynamiques sont développés pour une seule chaise incinérée en fin de vie. Dans le premier inventaire, la séquestration a lieu de l'an -70 à l'an 0 pendant la croissance des arbres. À l'an 1, les arbres sont coupés, la chaise est construite, puis incinérée à l'an 50. Le deuxième inventaire est identique, à l'exception du moment de la séquestration, qui a lieu de l'an 1 à l'an 71. Les forçages radiatifs instantané et cumulatif sont calculés avec les Équations 2.3 et 2.4.

2.2.5 Développement d'un indicateur de température instantanée

L'indicateur $GTP(t)$, présenté à la section 1.1.2.3, indique le ratio entre l'augmentation de température atmosphérique ressentie au temps t causée par l'émission au temps zéro d'une unité de masse d'un GES donné et l'augmentation de température causée par une émission équivalente de CO₂. Le numérateur de l'Équation 1.4 indique donc la température atmosphérique instantanée

t années suivant une émission du GES x . Pour le CO_2 , il faut plutôt utiliser le dénominateur, puisque ce gaz a un devenir atmosphérique différent des autres. Ces expressions sont utilisées comme facteurs de caractérisation dynamiques $DCF^{temp}(t)$ pour l'indicateur de température instantanée (voir Équations 2.19 et 2.20).

$$DCF_x^{temp}(t) = \frac{A_x}{C(\alpha^{-1} - \tau_x^{-1})} [\exp(-t/\tau_x) - \exp(-t/\alpha)] \quad (2.19)$$

$$DCF_{CO_2}^{temp}(t) = \frac{A_{CO_2}}{C} \left\{ \alpha a_0 [1 - \exp(-t/\alpha)] + \sum_i \frac{a_i}{(\alpha^{-1} - \tau_i^{-1})} [\exp(-t/\tau_i) - \exp(-t/\alpha)] \right\} \quad (2.20)$$

où A [$\text{W.m}^{-2}.\text{kg}^{-1}$] est le forçage radiatif instantané causé par la présence d'un kilogramme de gaz dans l'atmosphère, τ_x [années] est la durée de vie du GES x , a_i et τ_i [années] sont les constantes du modèle « Bern carbon cycle-climate » présentées à l'équation 1.3, C [$\text{J.K}^{-1}.\text{m}^{-2}$] est la capacité thermique du système climatique et α [années] est le temps de réponse climatique.

Pour calculer l'impact instantané du cycle de vie sur la température atmosphérique $GWI^{temp}(t)$, le principe est le même que celui utilisé lors du calcul de l'impact instantané sur le forçage radiatif. Il faut donc additionner l'impact au temps t causé par chacune des émissions du cycle de vie, lequel est déterminé en multipliant la quantité émise par le facteur de caractérisation $DCF^{temp}(t)$ calculé au temps t (voir Équation 2.21).

$$GWI^{temp}(t) = \sum_i \sum_{j=0}^t g_{ij} \times DCF_i^{temp}(t-j) \quad (2.21)$$

Les inventaires dynamiques développés pour le projet de compensation d'émissions de GES par afforestation présenté à la section 2.2.3 sont repris afin de calculer l'impact de ce projet sur la température atmosphérique instantanée pour les différents scénarios à l'aide de l'Équation 2.21.

CHAPITRE 3 PRÉSENTATION DES RÉSULTATS

Ce chapitre présente les résultats obtenus suite à l'application de l'ACV dynamique aux différentes études de cas développées. Ces résultats sont comparés aux méthodes existantes et une discussion détaillée fait le point sur les avantages et les limites de l'approche proposée.

3.1 Analyse des impacts des émissions de GES dans un cadre temporel cohérent

L'ACV dynamique a d'abord été appliquée à l'étude du US EPA analysant le remplacement de combustibles d'origine fossile par des biocarburants. La Figure 3.1 présente le pourcentage de réduction ou d'augmentation d'impacts obtenu avec l'ACV dynamique en comparaison à celui obtenu par le US EPA pour l'éthanol provenant des grains de maïs, pour trois horizons de temps (30, 50 et 100 ans) et deux taux d'actualisation (0 et 2%). Une discussion détaillée de ces résultats se trouve dans l'article « Considering time in LCA: dynamic LCA and its application to global warming impact assessments » présenté à l'Annexe I.

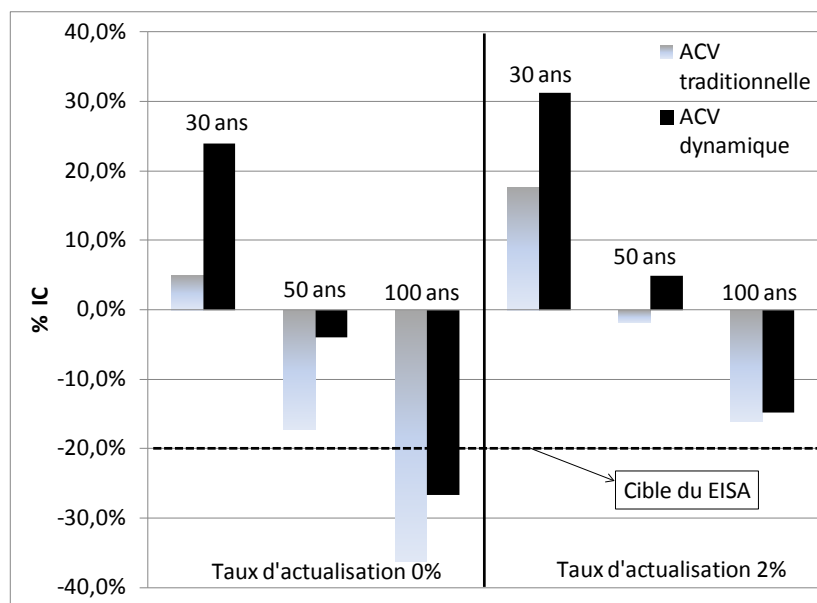


Figure 3.1 Comparaison des résultats de l'étude du US EPA et de ceux obtenus par l'ACV dynamique pour le remplacement de l'essence par de l'éthanol provenant de grains de maïs (traduction de Levasseur, A., et al., 2010, figure 5)

L'ACV dynamique défavorise les biocarburants qui ont d'importantes émissions dues au changement d'affectation des terres (comme l'éthanol provenant de grains de maïs) par rapport à la méthode traditionnelle. En effet, avec la méthode traditionnelle, l'impact est évalué sur les 100 années suivant chacune des émissions, et ce, pour toutes les émissions ayant lieu à l'intérieur de l'horizon temporel choisi pour l'analyse. Par contre, avec l'ACV dynamique, l'impact considéré est l'impact ayant lieu entre le moment de chacune des émissions et la fin de la période d'analyse. Autrement dit, pour un horizon de 30 ans, le bénéfice causé par la réduction d'émissions de GES comptabilisée à l'an 29 (voir Figure 1.9) est calculé sur un an, alors que l'impact causé par l'importante émission due au changement d'affectation des terres de la première année est calculé sur une période de 30 ans. Plus l'horizon de temps choisi est court, plus la différence entre les résultats des deux méthodes est grande et plus il est important de tenir compte des aspects temporels des émissions pour une analyse cohérente.

En utilisant des facteurs de caractérisation qui sont fonction du moment de l'émission, l'ACV dynamique permet le calcul des impacts d'émissions de GES réparties dans le temps dans un cadre temporel cohérent. Tel que démontré à la Figure 3.1, cette incohérence temporelle peut avoir un impact très significatif sur les résultats et sur les décisions qui en découlent. Par exemple, certains biocarburants pourraient être favorisés par une politique exigeant qu'ils atteignent un certain niveau de réduction de GES sur une période de 30 ans si les résultats de l'approche traditionnelle sont utilisés, alors qu'ils seraient exclus suivant les résultats de l'ACV dynamique.

L'approche utilisée par les modèles BTIME et TCF présentés à la section 1.4.4 donne des résultats très similaires à ceux de l'ACV dynamique, puisqu'ils s'appuient aussi sur le concept de forçage radiatif cumulatif intégré sur un horizon de temps. Par contre, tel que mentionné par le panel d'experts ayant révisé l'étude du US EPA, ces approches ont le défaut de ne considérer que le CO₂ et d'assimiler toutes les autres émissions de GES à ce gaz (US EPA, 2009b). L'ACV dynamique pallie à cette lacune et considère de façon rigoureuse le devenir atmosphérique spécifique à chaque GES. De plus, l'ACV dynamique est applicable à tout type de profil temporel, contrairement à l'approche TCF qui propose d'amortir l'impact d'une émission initiale sur un certain nombre d'années, le profil temporel devant être identique pour toutes les années suivantes. L'ACV dynamique est aussi applicable à tout type de systèmes de produits ou de

projets, contrairement à l'approche BTIME, conçue spécifiquement pour la problématique des biocarburants.

3.2 Séquestration et stockage de carbone en forêt

La Figure 3.2 présente les résultats de l'ACV dynamique obtenus pour le projet de compensation d'une émission initiale de 1 000 kg CO₂ par la plantation d'arbres en forêt boréale. Les trois graphiques montrent respectivement (a) le forçage radiatif instantané $GW_{inst}(t)$, (b) le forçage radiatif cumulé $GW_{cum}(t)$ et (c) le ratio de compensation $ratio_{seq}(t)$ pour les scénarios décrits au Tableau 2.1. Une discussion détaillée de ces résultats est disponible dans l'article « Assessing temporary carbon sequestration and storage projects through land use, land-use change and forestry: comparison of dynamic life cycle assessment with ton-year approaches » présenté à l'Annexe II.

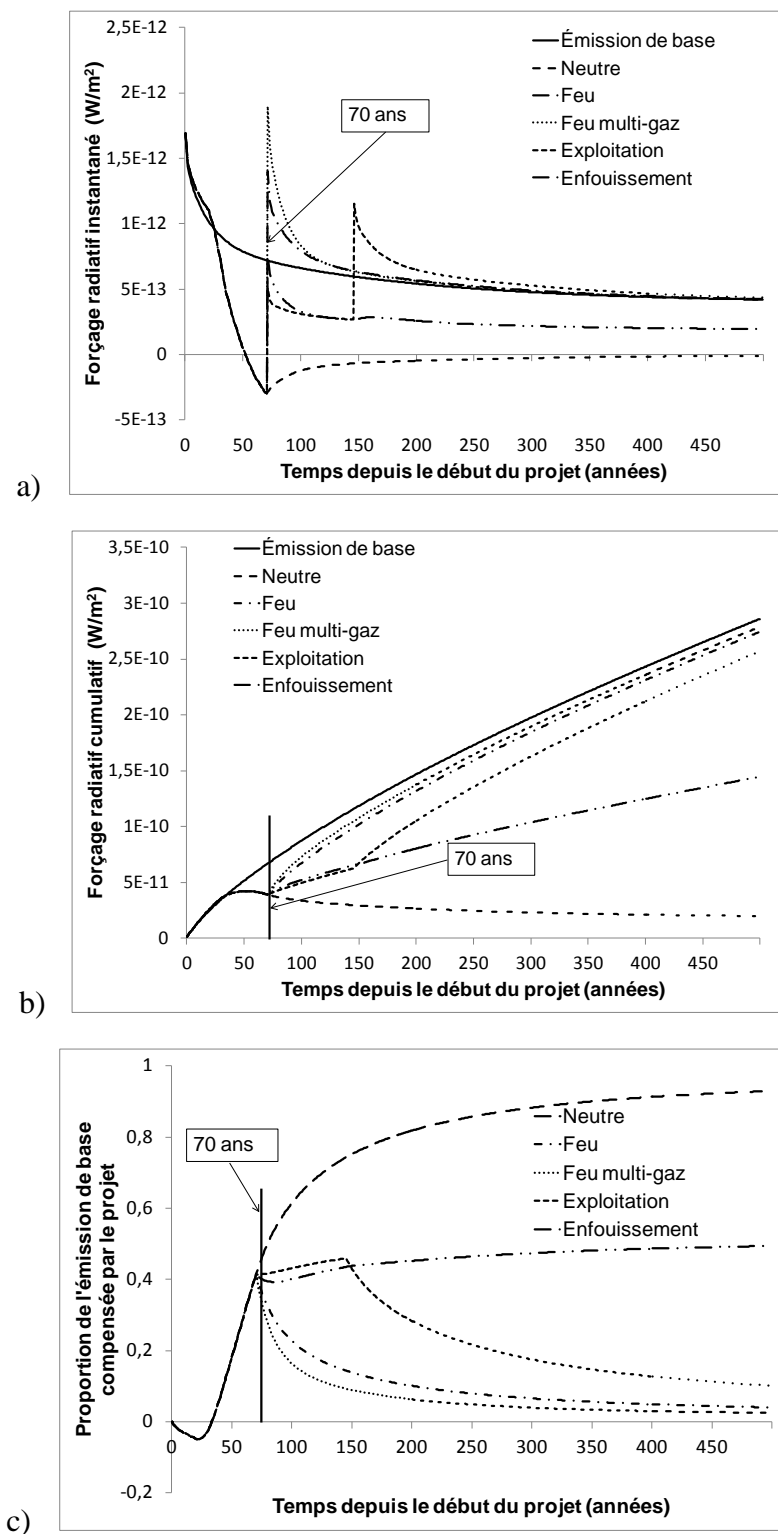


Figure 3.2 Forçage radiatif instantané (a), forçage radiatif cumulatif (b) et ratio de compensation (c) calculés pour un projet de compensation d'une émission initiale de 1 000 kg CO₂ par la plantation d'arbres en forêt boréale (traduction de Levasseur, A., et al., 2011a, figure 3)

Dans les trois graphiques, les courbes des cinq scénarios sont superposées pour les premières 70 années puisque la seule différence entre ces scénarios est ce qui arrive à la forêt à la fin du projet de séquestration. Le forçage radiatif instantané est positif pour les 50 premières années et dépasse même, à un certain moment, celui de l'émission initiale puisque le bilan de séquestration de carbone du projet d'afforestation est négatif pour les 20 premières années suivant la plantation (voir Figure 2.1). Dans le cas du scénario neutre, le forçage radiatif instantané tend vers zéro pour un horizon temporel infini puisque la quantité totale de CO₂ séquestré est la même que la quantité émise au temps zéro. Par contre, pour tous les autres scénarios, le forçage radiatif instantané ne tend pas vers zéro, puisque des émissions supplémentaires ont lieu après la période de séquestration, à différents niveaux selon les scénarios de fin de projet.

Le forçage radiatif cumulatif et le ratio de compensation montrent que les projets de séquestration en forêt ne peuvent compenser entièrement, à court ou à moyen terme, l'impact causé par l'émission initiale à cause du délai de séquestration. En effet, pour retirer de l'atmosphère la totalité du CO₂ émis au temps zéro, le projet a besoin de 70 ans, temps pendant lequel l'émission initiale cause une quantité de forçage radiatif cumulatif non négligeable. Ainsi, on voit que même pour le scénario le plus optimiste (scénario neutre), où aucune émission n'a lieu après la fin du projet, la pleine compensation n'est pas atteinte au bout de 500 ans ($ratio_{seq}(500) = 93\%$).

Les résultats obtenus pour les différents scénarios démontrent que l'ACV dynamique s'applique à n'importe quel système de produits et que la performance des projets de compensation par la foresterie est très sensible à ce qui arrive à la fin du projet. Par exemple, dans le cas où un feu consume la partie aérienne de la forêt 70 ans après la plantation (scénario feu), le ratio de compensation est de 23% pour un horizon de 100 ans et de seulement 4% pour un horizon de 500 ans. Cette observation met le doigt sur un aspect controversé des projets de compensation par la foresterie : la gestion à long terme de ces projets. Les hypothèses liées au scénario neutre, pour lequel le carbone reste séquestré indéfiniment, ne sont pas réalistes. De plus, les forêts sont très sensibles à différentes perturbations telles que les feux et les insectes ravageurs (García-Oliva & Masera, 2004).

Le Tableau 3.1 présente la comparaison des résultats obtenus par les différentes méthodes pour l'évaluation du bénéfice apporté par le projet de séquestration en forêt en suivant la démarche décrite à la section 2.2.3.

Tableau 3.1 Résultats des approches « statique » et « dynamique » des méthodes de Moura-Costa et de Lashof et de l'ACV pour un horizon temporel de 100 ans

| | Moura-Costa | | Lashof | | ACV | |
|--|-------------|-----------|----------|-----------|----------|-----------|
| | Statique | Dynamique | Statique | Dynamique | Statique | Dynamique |
| Crédit calculé (kg CO ₂ -eq) | 1 464 | 500 | 605 | 182 | 0 | 226 |
| Proportion de l'émission de base compensée par le projet | 1,46 | 0,50 | 0,61 | 0,18 | 0 | 0,23 |

Le crédit présenté à la première ligne du tableau indique le bénéfice apporté par le projet de séquestration et doit être comparé à l'émission initiale à compenser, soit 1 000 kg CO₂-eq. La ligne suivante est le ratio entre le crédit calculé à la première ligne et l'émission à compenser. L'approche ACV traditionnelle (ou « statique ») n'accorde aucun bénéfice au projet puisque la quantité de CO₂ séquestré est considérée réémise à la fin des 70 ans, donnant ainsi une émission nette nulle. Pour les méthodes de Moura-Costa et de Lashof, l'approche « statique » donne un résultat plus élevé que l'approche « dynamique », puisque l'on considère que la quantité totale de carbone est stockée pendant les 70 ans du projet, ce qui est une surestimation du temps réel de stockage considérant la dynamique de séquestration. L'approche statique de la méthode de Moura-Costa donne même un résultat supérieur à l'émission initiale à compenser, ce qui veut dire que le projet aurait un bénéfice plus grand que l'impact de l'émission initiale. Ce résultat est normal considérant que le facteur d'équivalence calculé par la méthode de Moura-Costa est basé sur le fait que de stocker une tonne de CO₂ pendant 48 ans permet de compenser entièrement l'émission d'une tonne de CO₂. La méthode de Lashof est, quant à elle, plus cohérente en terme d'horizon temporel choisi pour l'analyse, i.e. qu'une tonne de CO₂ stockée pendant 100 ans compense tout juste l'émission d'une tonne de CO₂. L'ACV dynamique utilise le même concept que la méthode de Lashof, soit le forçage radiatif cumulatif ayant lieu au cours d'un horizon de temps défini. La différence entre les résultats provenant de l'approche « dynamique » de la méthode de Lashof et de l'ACV dynamique s'explique par les émissions causées par le bilan de

carbone des 20 premières années, qui sont simplement ajoutées à l'émission initiale dans le cas de la méthode de Lashof, alors que l'ACV dynamique calcule leur impact en tenant compte du temps écoulé entre chaque émission et la fin de l'horizon de temps choisi (100 ans).

3.3 Stockage temporaire de carbone dans les produits issus de la biomasse

Comme elle intègre la distribution temporelle des émissions de GES et calcule l'impact sur le forçage radiatif en fonction du temps, la méthode ACV dynamique permet aussi de tenir compte du stockage temporaire de carbone dans les produits à longue durée de vie issus de la biomasse. La Figure 3.3 présente les résultats de l'ACV dynamique pour le cas de la chaise en bois selon les trois scénarios présentés au Tableau 2.2. Une discussion détaillée des résultats se trouvent dans l'article « Biogenic carbon and temporary storage issues addressed with dynamic life cycle assessment » présenté à l'Annexe III.

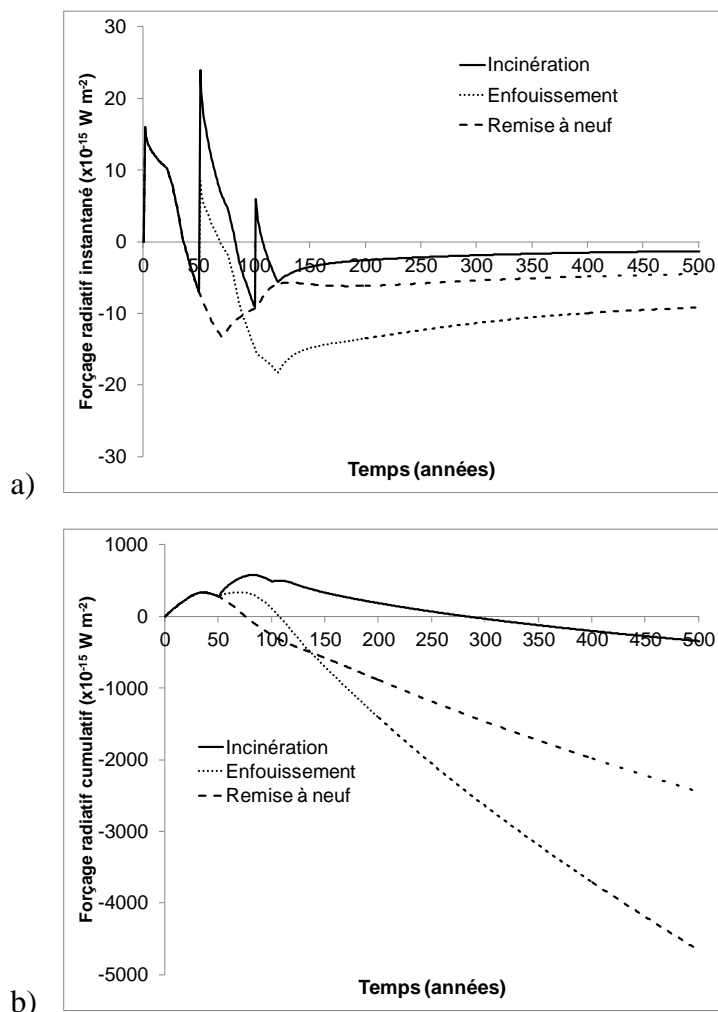


Figure 3.3 Forçage radiatif instantané (a) et cumulatif (b) de deux cycles de vie consécutifs d'une chaise en bois pour trois scénarios de fin de vie (traduction de Levasseur, A., et al., 2011b, figure 1)

L'impact est le même pour les premières 50 années, ce qui correspond au cycle de vie de la première chaise, identique pour les trois scénarios. À l'an 1, les émissions de GES causées par les activités d'exploitation forestière et de fabrication du bois et par la combustion des résidus forestiers créent une augmentation rapide du forçage radiatif instantané. Pendant les 70 années suivantes, les arbres replantés contribuent à faire diminuer le forçage radiatif en séquestrant du carbone. À l'an 50, le forçage radiatif instantané augmente à nouveau pour le scénario incinération à cause des émissions de GES provenant de la fabrication de la nouvelle chaise et de la combustion de la première. C'est le cas aussi pour le scénario enfouissement, mais dans une moindre mesure, puisque le carbone contenu dans la première chaise est émis en faible quantité

(seulement 3,2% du carbone contenu dans le bois se dégrade dans le site d'enfouissement) pendant une longue période de temps (500 ans). Finalement, le forçage radiatif instantané du scénario remise à neuf continue de diminuer puisqu'aucune émission n'est considérée pour la remise à neuf de la première chaise. Pour les scénarios incinération et enfouissement, de nouveaux arbres sont plantés à l'an 50 pour remplacer ceux qui ont été coupés pour la fabrication de la deuxième chaise. Pour les 20 années suivantes (jusqu'à l'an 70), la séquestration de carbone des deux plantations contribue à l'évolution du forçage radiatif. À l'an 100, seul le scénario incinération subit une hausse du forçage radiatif instantané, causée par la combustion de la deuxième chaise. Dans les deux autres scénarios, la deuxième chaise est enfouie, libérant une faible partie du carbone sur une période très longue. Le point d'inflexion observé à l'an 120 est causé par la fin de la deuxième période de séquestration. À partir de ce point, il n'y a plus aucune émission ni séquestration et les courbes tendent vers leur point d'équilibre, qui correspond au forçage radiatif causé par le CO₂ résiduel, puisque la concentration atmosphérique n'atteint jamais le niveau pré-émission, tel qu'expliqué à la section 1.1.2.4.

Les résultats du forçage radiatif cumulatif montrent que le scénario incinération est celui qui a le plus d'impacts sur le réchauffement climatique, peu importe l'horizon de temps choisi. Ceci s'explique par l'absence de séquestration permanente dans ce scénario, puisque les deux chaises sont brûlées en fin de vie, contrairement aux deux autres scénarios où au moins une des deux chaises est enfouie, entraînant la séquestration permanente de 96,8% du carbone qu'elle contient. Même si tout le carbone contenu dans les chaises est réémis à l'atmosphère pour le scénario incinération, le forçage radiatif cumulatif atteint une valeur négative vers l'an 280 plutôt que de tendre vers zéro. Ce phénomène est causé par le bilan de carbone utilisé pour la séquestration dans les arbres qui considère que les épinettes noires en croissance accumulent aussi du carbone dans le sol. Ce carbone est considéré séquestré de façon permanente tant que l'utilisation du sol reste inchangée et demeure à l'état de forêt.

La détermination du meilleur scénario entre enfouissement et remise à neuf n'est pas si claire et dépend de l'horizon de temps choisi. En effet, pour un horizon inférieur à 135 ans, le scénario remise à neuf cause le moins d'impacts cumulatifs, alors que pour un horizon supérieur à 135 ans, c'est le scénario enfouissement qui cause le moins d'impacts. Le scénario enfouissement implique des émissions de GES plus élevées à l'an 50 à cause des activités d'exploitation forestière et de fabrication du bois et de la combustion des résidus forestiers qui n'ont pas lieu

dans le cas du scénario remise à neuf, puisque la deuxième chaise est construite à partir du bois de la première. À court terme, ces émissions supplémentaires causent un forçage radiatif plus élevé, ce qui rend le scénario remise à neuf plus avantageux. Par contre, l'utilisation de bois vierge pour la deuxième chaise du scénario enfouissement implique que de nouveaux arbres sont plantés, séquestrant du carbone de façon permanente puisque la chaise est enfouie à la fin de sa vie. À long terme, il est donc avantageux, suivant les hypothèses spécifiques à ces scénarios, d'enfouir du bois puisque du carbone est retiré de l'atmosphère lors de la croissance des arbres, puis stocké de façon permanente dans le site d'enfouissement. Évidemment, cette conclusion ne s'applique qu'à la catégorie d'impacts du réchauffement climatique et l'enfouissement engendre d'autres types d'impacts qu'il faut considérer lors de la réalisation d'ACV.

Le Tableau 3.2 présente la comparaison des résultats obtenus avec les cinq différentes approches expliquées à la section 2.2.4 pour deux horizons de temps (100 et 500 ans). Les cases ombragées indiquent le meilleur scénario pour chaque méthode et chaque horizon de temps.

Tableau 3.2 Résultats d'empreinte carbone (en kg CO₂-eq) pour le cas de la chaise en bois pour trois scénarios de fin de vie (traduction de Levasseur, A., et al., 2011b, tableau 3)

| | 100 ans | | | 500 ans | | |
|------------------------------|--------------|---------------|---------------|--------------|---------------|---------------|
| | Incinération | Enfouissement | Remise à neuf | Incinération | Enfouissement | Remise à neuf |
| Dynamique | 5.6 | 1.2 | -3.0 | -1.2 | -16.3 | -8.6 |
| LCA_{without} | 2.3 | 5.5 | 2.7 | 2.2 | 2.9 | 1.5 |
| LCA_{with} | -2.6 | -17.5 | -8.6 | -2.7 | -20.0 | -10.0 |
| PAS 2050 | -6.9 | -13.5 | -11.3 | N/A | N/A | N/A |
| ILCD | -11.8 | -20.2 | -14.7 | N/A | N/A | N/A |

Les conclusions en ce qui a trait au scénario le moins dommageable pour le réchauffement climatique varient avec la méthode d'évaluation utilisée et l'horizon de temps choisi. Tel

qu'expliqué précédemment, pour l'ACV dynamique, le scénario remise à neuf est le meilleur pour un horizon de 100 ans, alors que le scénario enfouissement est le moins dommageable pour un horizon de 500 ans. Pour l'ACV traditionnelle, qui ne considère pas du tout les aspects temporels des émissions de GES, les résultats varient en fonction de si l'on considère ou non le CO₂ d'origine biogénique. Dans le cas où il n'est pas considéré, la seule différence entre les scénarios incinération et enfouissement est l'émission de méthane provenant de la décomposition d'une petite proportion du bois enfoui. C'est pourquoi l'impact du scénario enfouissement est supérieur à celui du scénario incinération, en particulier pour l'horizon de 100 ans puisque le GWP du méthane est plus élevé pour cet horizon de temps que celui calculé pour 500 ans. Le scénario remise à neuf a aussi une émission de méthane reliée à l'enfouissement de la deuxième chaise. Par contre, ce scénario implique de plus faibles émissions d'origine fossile puisque les matériaux de bois vierge ne sont fabriqués qu'une fois, c'est pourquoi il devient le meilleur scénario pour un horizon de 500 ans. Pour l'ACV traditionnelle qui considère le CO₂ d'origine biogénique, c'est toujours le scénario enfouissement qui est le plus avantageux puisqu'une grande partie du carbone est séquestrée de façon permanente dans le site d'enfouissement, phénomène non considéré si le CO₂ d'origine biogénique ne fait pas partie du calcul.

Les méthodes proposées par PAS 2050 et ILCD Handbook tiennent compte, d'une certaine façon, des aspects temporels du stockage de carbone dans la chaise pendant sa durée de vie. Pour ces deux méthodes, c'est le scénario enfouissement qui est le plus avantageux à cause de la séquestration permanente de carbone dans le site d'enfouissement. Bien que très ressemblantes, les deux méthodes ne donnent pas la même valeur absolue en kg CO₂-eq. C'est parce que la méthode proposée par PAS 2050 ne tient pas compte du CO₂ d'origine biogénique, contrairement à la méthode du ILCD Handbook, donc le carbone séquestré de façon permanente dans le sol de la forêt boréale est inclus dans la deuxième méthode, mais ignoré dans la première.

Par rapport aux deux méthodes existantes (PAS 2050 et ILCD Handbook), l'ACV dynamique apporte des éléments nouveaux qui rendent le calcul de l'empreinte carbone plus rigoureux et permettent une analyse plus flexible des résultats. En effet, l'ACV dynamique permet 1) de tester la sensibilité des résultats au choix d'un horizon temporel, qui est fixé arbitrairement à 100 ans pour les deux méthodes existantes, 2) de tenir compte de la dynamique de séquestration du carbone dans la biomasse, qui est implicitement considérée comme un seul flux ayant lieu au moment de la fabrication du produit par PAS 2050 et ILCD Handbook et 3) de considérer le

devenir atmosphérique spécifique à chaque GES par l'utilisation de facteurs de caractérisation dynamiques pour chacun des gaz, contrairement aux deux autres méthodes qui multiplient toutes les émissions de GES par leur valeur de GWP(100) respective.

La comparaison entre l'ACV dynamique et les méthodes proposées par PAS 2050 et ILCD Handbook démontre que le fait de tenir compte de la dynamique de séquestration du carbone par la biomasse a un impact sur les conclusions. Les résultats de l'analyse de sensibilité présentés à la Figure 3.4 démontrent que le choix des frontières temporelles a aussi un impact important sur les conclusions.

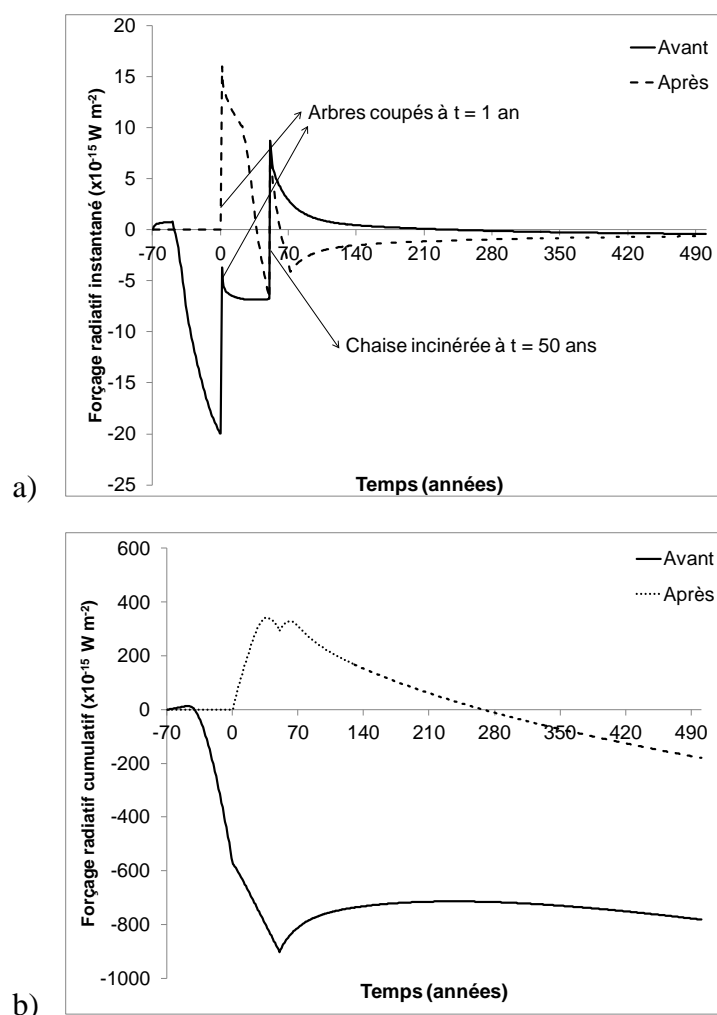


Figure 3.4 Forçage radiatif instantané (a) et cumulatif (b) causés par le cycle de vie d'une chaise en bois incinérée en fin de vie pour deux hypothèses concernant le moment de la séquestration (traduction de Levasseur, A., et al., 2011b, figure 2)

La seule différence entre ces deux scénarios concerne le moment où a lieu la séquestration dans les arbres par rapport au moment où la chaise est fabriquée. Dans le scénario avant, la séquestration a lieu en premier (an -70 à 0), puis une fois que les arbres sont à maturité, ils sont coupés et transformés en matériaux. Le scénario après, quant à lui, prend pour acquis que les arbres sont coupés pour fabriquer des matériaux et que de nouveaux arbres sont immédiatement replantés pour renouveler la ressource. Les résultats obtenus sont très significativement différents pour les deux scénarios. Par exemple, pour un horizon de 100 ans, le scénario avant a un bénéfice sur le forçage radiatif cumulatif (valeur négative) trois fois supérieur à l'impact (valeur positive) du scénario après. Pour un horizon de 500 ans, les deux scénarios ont un bénéfice, causé par la séquestration permanente de carbone dans le sol en forêt boréale, mais celui du scénario avant est 4,3 fois supérieur à celui du scénario après.

Les méthodes existantes visant à inclure le bénéfice du stockage temporaire de carbone dans le calcul d'empreinte carbone considèrent que le CO₂ d'origine biogénique est neutre. En effet, toute émission de ce type de CO₂ est annulée par sa séquestration dans la biomasse et la dynamique de séquestration n'est pas prise en compte. L'utilisation de l'ACV dynamique démontre que l'impact sur le forçage radiatif des émissions de CO₂ d'origine biogénique est fortement lié à la dynamique de séquestration. Par exemple, pour le scénario après, il faut 270 ans avant que le forçage radiatif cumulatif n'atteigne zéro. C'est donc dire que le cycle de vie en question a un impact sur le réchauffement climatique pendant 270 ans.

L'intégration des aspects temporels des émissions de GES lors de l'évaluation des impacts sur le réchauffement climatique a remis en question le principe de carboneutralité de la biomasse. Cette « erreur de comptabilisation » (Searchinger, T.D., et al., 2009) provient de l'application des règles adoptées par la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (European Environment Agency Scientific Committee, 2011). Par contre, à l'exception de la biomasse à croissance très rapide, il faut un certain nombre d'années avant que la quantité de carbone totale ne soit séquestrée. Tel que démontré par les résultats précédents, ainsi que par d'autres chercheurs, la dynamique de séquestration a une très grande influence sur les résultats d'impacts sur le réchauffement climatique pour les systèmes de produit où les émissions de carbone d'origine biogénique sont importantes, tels que les produits du bois ou la bioénergie forestière (Manomet Center for Conservation Sciences, 2010; McKechnie, Colombo, Chen, Mabee, & MacLean, 2011).

3.4 Développement d'un indicateur de température instantanée

Les résultats obtenus à l'aide de l'ACV dynamique et présentés dans les sections 3.1 à 3.3 permettent d'analyser l'impact sur le réchauffement climatique de différents projets ou systèmes de produits en comparant le forçage radiatif cumulé de chacune des options étudiées pour différents choix d'horizons temporels. Le développement et l'intégration d'un indicateur de température instantanée à l'ACV dynamique, tel que décrit à la section 2.2.5, permet maintenant d'analyser l'impact des mêmes systèmes étudiés en considérant ces deux indicateurs. La Figure 3.5 présente le forçage radiatif cumulé (déjà présenté à la Figure 3.2) et la température instantanée calculée à l'aide de l'ACV dynamique pour le projet de compensation d'émissions de GES par la foresterie présenté à la section 2.2.3.

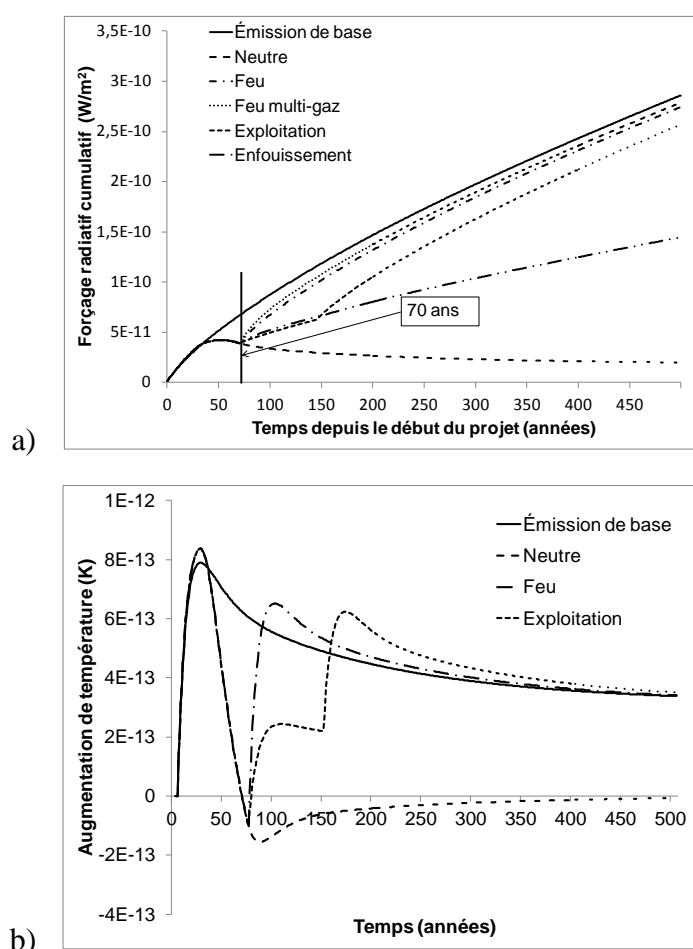


Figure 3.5 Forçage radiatif cumulé (a) et augmentation instantanée de la température (b) causés par le projet de compensation d'une émission de 1 000 kg CO₂ par la foresterie pour trois différents scénarios

Tel que mentionné dans la revue de littérature, certains auteurs critiquent l'utilisation unique du forçage radiatif cumulatif pour évaluer l'impact sur le réchauffement climatique, puisque cet indicateur ne permet pas de tenir compte des impacts liés à l'augmentation absolue de température. En effet, le forçage radiatif cumulatif associé à un projet ne permet pas de dire si une valeur élevée de température sera atteinte à un certain moment donné. Par exemple, pour le scénario feu, le forçage radiatif cumulatif est inférieur à celui de l'émission initiale pour n'importe quel horizon de temps supérieur à 50 ans. Par contre, l'impact sur la température atmosphérique est plus important pour le scénario feu que pour l'émission initiale pour des horizons de temps supérieurs à 85 ans. L'utilisation des deux indicateurs permet donc de prendre des décisions en se basant sur les deux types d'impacts. La seule période de temps pendant laquelle la température atmosphérique est plus basse pour le projet de compensation avec scénario feu que pour l'émission initiale de CO₂, c'est entre 30 et 85 ans. Pour tout autre horizon de temps, il vaut mieux ne pas compenser l'émission par le projet de foresterie. Par contre, en termes de forçage radiatif cumulatif, il est avantageux de favoriser le projet de compensation pour tout horizon de temps supérieur à 35 ans.

Un des problèmes lié à l'utilisation du GTP et mentionné par le GIEC est le fait que le choix d'un horizon de temps arbitraire peut amener des conclusions biaisées. En effet, comme c'est un indicateur instantané, les gaz à courte durée de vie ont un impact nul comparé aux gaz à longue durée de vie après un certain horizon de temps. L'ACV dynamique permet de pallier cette limite, puisque les résultats sont calculés en fonction du temps, ce qui permet de voir la progression de la température dans le temps et ainsi, d'analyser l'impact du choix d'un horizon temporel sur les résultats. Par contre, comme l'indicateur de température se trouve plus en aval dans la chaîne de cause à effet par rapport au forçage radiatif, les résultats contiennent plus d'incertitude.

Le forçage radiatif instantané, tel que calculé par l'ACV dynamique avec l'Équation 2.3, est un indicateur instantané se situant plus en amont dans la chaîne de cause à effet et comprend donc moins d'incertitude que l'indicateur de température. Par contre, l'indicateur de température tient compte de mécanismes environnementaux supplémentaires, tels que la sensibilité climatique à une augmentation du forçage radiatif et le processus d'échange de chaleur entre l'atmosphère et les océans, ce qui en fait un indicateur plus pertinent, plus près de ce que l'on veut vraiment mesurer.

CHAPITRE 4 DISCUSSION GÉNÉRALE ET RECOMMANDATIONS

Ce chapitre présente une synthèse des avantages et des limites de la méthode ACV dynamique développée dans cette thèse, des contributions apportées par ce projet, ainsi qu'une discussion plus élaborée sur le choix d'un horizon temporel. Suite à cette analyse, des perspectives de recherche pour le futur sont identifiées en vue de poursuivre l'avancée des connaissances et l'amélioration des outils de prise de décision en ce qui concerne la considération des aspects temporels en analyse du cycle de vie, en général et pour l'évaluation des impacts sur le réchauffement climatique, en particulier.

4.1 Les forces de l'ACV dynamique pour le réchauffement climatique

Les résultats présentés au chapitre précédent confirment l'hypothèse de recherche affirmant que la méthode ACV dynamique développée dans cette thèse, en tenant compte de la distribution temporelle des émissions, permet de calculer, dans un cadre temporel cohérent, les impacts des différentes émissions de GES sur le forçage radiatif cumulatif et sur la température atmosphérique instantanée pour tout type de système de produits, tout en tenant compte des impacts liés au stockage temporaire de carbone.

La principale force de l'ACV dynamique réside dans le fait que la méthodologie d'analyse du cycle de vie originale, qui permet d'évaluer les impacts environnementaux causés par les émissions du cycle de vie de n'importe quel système de produits ou projets, a été modifiée globalement afin d'intégrer la distribution temporelle des émissions et de déterminer leur impact en fonction du temps. C'est donc une méthode très polyvalente, par opposition aux approches existantes présentées dans la revue de littérature, qui abordent un seul aspect de la problématique temporelle, comme par exemple la cohérence des cadres temporels dans les études de biocarburants (BTIME et TCF) ou l'évaluation des bénéfices du stockage temporaire de carbone en forêt (Moura-Costa et Lashof). La méthode développée dans cette thèse permet donc de calculer de façon cohérente l'impact sur le réchauffement climatique de n'importe quel inventaire temporel de flux de GES à l'atmosphère, qu'ils soient négatifs (séquestration) ou positifs (émissions), d'origine biogénique ou fossile. De plus, la méthodologie générale de l'ACV dynamique pourrait être appliquée à d'autres catégories d'impacts en développant de nouveaux

facteurs de caractérisation qui tiennent compte de la distribution temporelle des émissions pour les différents problèmes environnementaux.

L'ACV dynamique pour le réchauffement climatique est la seule approche qui considère le devenir atmosphérique spécifique à chaque GES en utilisant des facteurs de caractérisation dynamiques différents pour chacun d'eux, ce qui produit des résultats plus justes. Dans les autres méthodes présentées dans cette thèse, les émissions de GES qui ne sont pas du CO₂, lorsqu'elles sont considérées, sont d'abord transformées en kg CO₂-eq à l'aide des valeurs de GWP(100). La Figure 4.1 montre l'erreur qui peut être induite par cette approche pour le cas spécifique du méthane. L'impact d'une émission de méthane ayant lieu à l'année x est calculé de deux façons : 1) la masse de méthane émis est multipliée par son GWP(100) pour obtenir une valeur en kg CO₂-eq, puis par le forçage radiatif cumulé du CO₂ calculé entre l'année x et l'année 100, 2) le forçage radiatif cumulé du méthane est calculé entre l'année x et l'année 100. La courbe représente donc le ratio entre la valeur calculée de la première façon, sans considération pour le devenir atmosphérique spécifique du méthane et celle calculée de la deuxième façon, comme le propose l'ACV dynamique. Pour une émission ayant lieu à l'an 0, les deux calculs sont identiques et le ratio est égal à 1, puisque le GWP(100) représente le ratio entre le forçage radiatif cumulé du méthane et celui du CO₂ calculé de l'an 0 à l'an 100. Par contre, plus l'année d'émission s'éloigne, plus la différence entre les deux méthodes de calcul augmente.

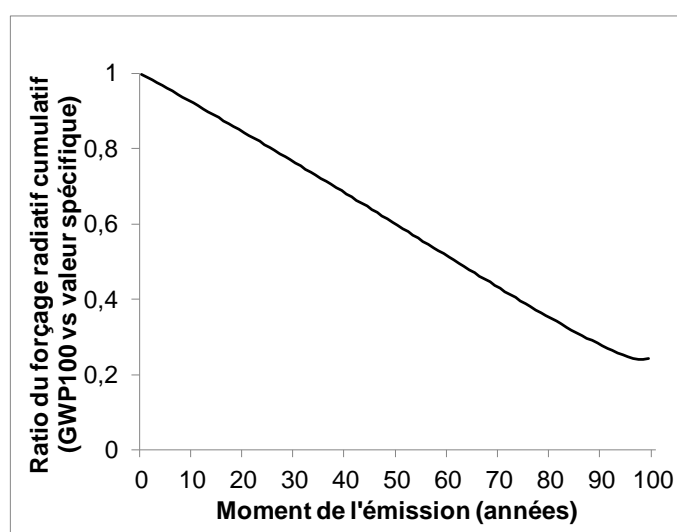


Figure 4.1 Erreur induite par la transformation des émissions de méthane en kg CO₂-eq pour le calcul de l'impact du méthane en fonction du moment de l'émission

Un autre avantage important de la méthode d'analyse du cycle de vie dynamique est la possibilité d'analyser la sensibilité des résultats au choix d'un horizon de temps. En effet, les autres méthodes exigent que l'horizon temporel soit fixé au début du processus et que les calculs soient ensuite réalisés pour la valeur choisie. Certaines méthodes imposent même l'horizon de temps à utiliser, comme c'est le cas pour la méthode de calcul d'empreinte carbone PAS 2050, qui fixe la valeur à 100 ans. L'ACV dynamique, quant à elle, fournit des résultats détaillés dans le temps. L'analyse des courbes obtenues permet donc de voir l'évolution dans le temps du forçage radiatif ou de l'augmentation de la température atmosphérique causées par les émissions du cycle de vie.

4.2 Le choix d'un horizon temporel

Les différents résultats présentés au chapitre 3 démontrent que les conclusions des analyses sont fortement dépendantes de l'horizon temporel choisi. Un article de type éditorial portant sur la question, intitulé « On the value of temporary carbon storage » et accepté pour publication dans *Nature Climate Change* en 2011, est présenté à l'Annexe IV de cette thèse. Les projets de séquestration et de stockage temporaire de carbone sont de plus en plus utilisés pour compenser des émissions de GES et un nombre croissant de normes et de guides pour la réalisation de calculs d'empreintes carbone proposent des méthodes permettant de déterminer les bénéfices climatiques du stockage temporaire de carbone dans les produits issus de la biomasse pendant leur durée de vie. Toutes ces approches, sans exception, sont basées sur le choix d'un horizon de temps au-delà duquel les impacts des émissions de GES ne sont pas considérés. Or, tel que mentionné à la section 1.1.2.4, le choix d'un horizon temporel est un jugement de valeur, puisqu'il implique que seuls les impacts ayant lieu à l'intérieur de ce cadre temporel sont importants, alors que ceux ayant lieu après ne sont pas du tout pris en considération. L'article éditorial a comme objectif de démontrer la sensibilité des résultats de ce type d'analyse au choix d'un horizon temporel et de faire remarquer que ce simple choix peut avoir de grandes répercussions sur les politiques, les décisions corporatives et les choix de consommation. Il est donc important que le choix d'un horizon temporel soit basé sur des valeurs et des principes bien explicites, tout en s'assurant que les activités de compensation temporaire ne sont pas injustement favorisées par rapport aux réductions d'émissions permanentes.

Deux principes, très contradictoires, soutiennent le choix d'un horizon de temps pour l'évaluation des impacts sur le réchauffement climatique. Le premier, en faveur de l'utilisation d'un horizon

de temps court, est basé sur les recommandations du GIEC qui soutiennent qu'il est urgent de limiter rapidement l'augmentation de la température atmosphérique globale, sans quoi des impacts irréversibles auront lieu. Le second, qui favorise l'utilisation d'un horizon temporel plus long, est le principe d'équité intergénérationnel inhérent au concept de développement durable selon lequel il ne faut pas repousser les impacts sur les générations futures. La question du choix d'un horizon temporel a été discutée par les experts présents à l'atelier sur l'évaluation des impacts du stockage temporaire de carbone en analyse du cycle de vie et calcul de l'empreinte carbone, organisé par le centre de recherche de la Commission européenne (Brandão & Levasseur, 2011) et aucun consensus n'a été établi quant à la valeur à choisir. Par contre, il a été reconnu que ce choix avait une grande influence sur les résultats et qu'il était important pour l'analyste de bien comprendre ses implications.

Tel qu'expliqué aux sections 1.1.2.3 et 3.4, le choix d'un horizon de temps peut aussi biaiser les conclusions dans le cas de l'utilisation du GTP comme indicateur du réchauffement climatique. En effet, comme c'est un indicateur basé sur la température atmosphérique instantanée ayant lieu x années suivant une émission, la valeur du GTP calculée pour un horizon de temps donné ne tient pas compte du profil d'augmentation de température précédant cet horizon de temps. C'est donc un indicateur « sans mémoire », contrairement à un indicateur cumulatif comme le GWP. L'intégration de cet indicateur de température dans l'ACV dynamique permet encore une fois d'analyser la sensibilité des résultats au choix d'un horizon de temps. Tel que démontré par Kirschbaum (voir Figure 1.4), certains projets peuvent diminuer le forçage radiatif cumulatif calculé sur une période de temps donnée, mais causer une augmentation de la température atmosphérique à un certain moment à l'intérieur de la même période de temps (Kirschbaum, 2006). L'utilisation d'une méthode calculant les impacts en fonction du temps pour deux différents indicateurs (forçage radiatif cumulatif et température instantanée) peut aider les décideurs en fournissant une information plus représentative de l'impact sur le réchauffement climatique et plus transparente quant au choix d'un horizon de temps.

« Performing calculations depending on the time the emissions occur, « dynamic LCA », provides more information and therefore creates valuable insights to impact assessment. In addition, showing how the climate impact for a given emissions scenario varies over time, as opposed to converting to a CO₂-eq emissions, may provide a different approach to time as conventionally used in LCA. » (Peters, Aamaas, Lund, Solli, & Fuglestvedt, 2011).

4.3 Les limites de l'ACV dynamique et les défis soulevés

L'intégration des aspects temporels des émissions, tant dans le domaine de l'analyse du cycle de vie que dans celui de l'évaluation des impacts sur le réchauffement climatique, est une toute nouvelle tendance et la méthode développée dans cette thèse comporte certaines limites et différentes opportunités d'amélioration.

La première limite identifiée est l'utilisation de valeurs de forçage radiatif instantané et d'équations de fraction résiduelle atmosphérique en fonction du temps (voir Équation 1.1) calculées pour une concentration atmosphérique en CO₂ fixe. En effet, les constantes et les équations utilisées pour le développement des facteurs de caractérisation dynamiques sont les mêmes que celles utilisées par le GIEC dans son quatrième rapport d'évaluation et ont été calculés pour une concentration en CO₂ de 378 ppm afin de simplifier l'approche. Cette hypothèse est irréaliste, puisque la concentration atmosphérique en CO₂ change continuellement (Smith & Wigley, 2000). Korhonen et al. (2002) ont démontré, à l'aide d'un exemple de séquestration de carbone en forêt, que l'utilisation d'un modèle dynamique pour le cycle du carbone, dans lequel les variations de la concentration atmosphérique en CO₂ sont pris en compte, peut changer les résultats. Par contre, la modélisation dynamique du cycle du carbone (voir Figure 1.3) implique l'utilisation de scénarios d'émissions futures afin de prédire la variation de la concentration atmosphérique en CO₂ dans le temps. Or, ces scénarios d'émissions contiennent beaucoup d'incertitudes, puisqu'ils sont basés sur des prédictions concernant les activités économiques futures et les mesures de compensation et de diminution d'émissions mises en place par tous les acteurs à l'échelle internationale (Nakicenovic & Swart, 2000).

Une autre limite de la méthode ACV dynamique pour le réchauffement climatique, comme pour toutes les autres méthodes existantes, est l'absence de considération pour l'effet des changements d'albedo causés par certains projets. L'albedo est la capacité d'une surface à refléter les rayons du soleil plutôt que de les absorber (Schwaiger & Bird, 2010). De façon générale, plus une surface est foncée, plus les rayons du soleil sont absorbés et plus l'albedo est faible. Un changement d'affectation des terres peut donc contribuer à l'augmentation ou à la diminution de l'albedo et ainsi, diminuer ou augmenter la température atmosphérique, phénomène non quantifié lors du calcul de l'impact causé par les émissions de gaz à effet de serre. Des chercheurs ont démontré que la plantation de conifères dans des zones souvent enneigées pouvait diminuer

l'albedo au point d'annuler les bénéfices associés à la séquestration de carbone dans les arbres (Betts, 2000) ou que la déforestation de certaines surfaces pouvait entraîner un refroidissement plutôt qu'un réchauffement, l'augmentation d'albedo causant un bénéfice plus important que l'impact de l'émission de carbone associée (Bala, G., et al., 2007). Des chercheurs ont tout récemment proposé des méthodes pour tenir compte de l'effet du changement d'albedo dans les ACV réalisées sur des projets comportant un changement d'affectation des terres (Schwaiger & Bird, 2010; Muñoz, Campa, & Fernandez-Alba, 2010).

La considération de la distribution temporelle des émissions en ACV entraîne une étape supplémentaire lors de l'analyse de l'inventaire, soit la définition temporelle de chacun des processus élémentaires, c'est-à-dire la détermination de leur position sur l'échelle de temps fixée et leur durée. Pour réaliser une ACV dynamique à l'aide de la méthode développée dans cette thèse, il faut établir « manuellement » un inventaire dynamique en comptabilisant les émissions de chaque GES ayant lieu à chaque année (voir section 2.2.1). De façon générale, chaque processus, ou groupe de processus lorsqu'ils ont tous lieu à l'intérieur de la même année, est situé dans le temps et son inventaire de GES est obtenu à l'aide des banques de données ACV ou de toute autre source d'informations. Donc, à l'heure actuelle, la méthode ACV dynamique ne peut pas être effectuée à l'aide des logiciels normalement utilisés où chaque processus du cycle de vie est défini et l'inventaire est calculé à l'aide de la méthode matricielle (voir Équation 1.11). La considération des aspects temporels dans les logiciels d'ACV nécessiterait, en quelque sorte, la réalisation d'un calcul matriciel à trois dimensions (le nombre de processus, le nombre de flux et le nombre de pas de temps).

Tel que mentionné précédemment, la méthodologie générale de l'approche ACV dynamique peut s'appliquer à toutes les catégories d'impacts. Pour le réchauffement climatique, le pas de temps choisi pour le calcul est « une année ». Par contre, pour d'autres catégories d'impacts, il est possible qu'il soit préférable d'utiliser un pas de temps plus court. Le fait que tous les processus de fabrication de matières premières et de production aient lieu au cours de la même année ne pourra plus justifier l'agrégation de toutes les émissions d'un polluant donné associées à ces processus en une seule émission à ajouter à l'inventaire temporel. Dans tous les cas, il serait important de raffiner la définition temporelle des différents processus les uns par rapport aux autres. Il faudrait alors mieux définir la position temporelle relative de chaque processus à

l'intérieur de la chaîne de production. Les banques de données ACV devront s'adapter à ce besoin.

4.4 Perspectives de recherche

La méthode développée dans cette thèse aborde deux sujets de recherche importants, soit la considération des aspects temporels des émissions dans tout ce qui touche la quantification des GES (calcul de l'empreinte carbone, politiques de réduction des émissions de GES, bilans de GES corporatifs, projets de compensation, etc.) et l'intégration des aspects temporels du cycle de vie en ACV de façon générale.

4.4.1 Aspects temporels des émissions de GES

Certaines limites identifiées dans la section précédente pourraient être abordées par différents futurs projets de recherche.

Facteurs de caractérisation dynamiques variant avec la concentration atmosphérique en CO₂ : Plutôt que d'utiliser des facteurs de caractérisation dynamiques calculés à l'aide de valeurs de forçage radiatif instantané et d'équations de fraction résiduelle obtenues pour une concentration en CO₂ fixe, il serait intéressant de développer des facteurs de caractérisation qui varient avec la concentration atmosphérique en CO₂. Pour ce faire, il faudrait utiliser une version dynamique du modèle « Bern carbon cycle-climate », ainsi que les différents scénarios d'émissions futures développés par le GIEC. Ceci permettrait d'analyser l'erreur induite par l'utilisation de données calculées pour une concentration fixe en CO₂, ainsi que l'incertitude supplémentaire provenant du choix d'un scénario d'émissions futures en comparant les résultats obtenus pour les différents scénarios.

Considération des impacts causés par les changements d'albedo : Un grand nombre de projets évalués par l'ACV dynamique pour le réchauffement climatique (bioénergie, utilisation de biomasse comme matière première, compensation d'émissions de GES par la foresterie, etc.) impliquent potentiellement un changement d'affectation des terres ayant un impact sur l'albedo. L'intégration de l'impact sur le réchauffement climatique des changements d'albedo dans la méthode ACV dynamique permettrait une analyse plus complète de ces projets. Les récents travaux de recherche visant à intégrer les effets d'un changement d'albedo en ACV pourraient

servir de point de départ à ce projet (Schwaiger & Bird, 2010; Muñoz, Campra, & Fernandez-Alba, 2010).

Modélisation des impacts sur le réchauffement climatique au niveau dommage : L'indicateur de température instantanée développé et intégré à l'ACV dynamique se situe une étape plus loin dans la chaîne de cause à effet du réchauffement climatique par rapport au forçage radiatif. Cet indicateur pourrait servir de base au développement de facteurs de caractérisation de niveau dommage. En effet, les dommages sur la santé humaine ou sur les écosystèmes sont normalement exprimés en quantité de dommages (nombre d'années de vie perdues ou nombre d'espèces disparues) par année et par degré d'augmentation de la température. L'intégration des courbes d'augmentation de température suivant une émission de GES obtenues par les Équations 2.19 et 2.20 sur une période de temps donnée permettrait d'obtenir des valeurs en °C.a.kg⁻¹ quantifiant la hausse de température totale causée par une émission de GES ayant un impact sur la santé humaine et sur les écosystèmes. Cette approche sera utilisée pour le développement de facteurs de caractérisation de niveau dommage pour la méthode IMPACT WORLD+ actuellement en développement.

4.4.2 Intégration du temps en ACV

La méthode développée dans cette thèse porte sur un aspect bien précis, soit l'évaluation des impacts sur le réchauffement climatique des émissions de GES. Par contre, le cadre méthodologique général de l'ACV dynamique ouvre la porte à une application beaucoup plus générale de la méthode qui permettrait de tenir compte de différents aspects temporels tant en inventaire qu'en évaluation des impacts.

Développement de facteurs de caractérisation dynamiques pour d'autres catégories d'impacts : Tel qu'expliqué à la section 1.3.3, chaque catégorie d'impacts a des caractéristiques temporelles qui lui sont propres. L'utilisation d'une approche dynamique peut être pertinente pour d'autres types d'impacts que le réchauffement climatique. Les modèles environnementaux utilisés pour les différentes catégories d'impacts pourraient être analysés afin de déterminer les problématiques temporelles et les méthodes permettant de développer des facteurs de caractérisation dynamiques. Pour ce faire, différents aspects doivent être pris en compte. Il faut d'abord comprendre comment les modèles environnementaux peuvent être résolus de façon dynamique afin d'exprimer l'impact en fonction du temps suivant chacune des émissions. Il faut

aussi déterminer le pas de temps optimal à utiliser pour le calcul, c'est-à-dire aussi long que possible (simplification des calculs), mais aussi court que nécessaire (précision et pertinence de l'évaluation). Le choix d'un horizon de temps peut aussi être un aspect important, en particulier lors de la comparaison entre des substances à très longue et à très courte durée de vie. Comme la modélisation des impacts est complètement différente d'une catégorie à l'autre, ce point constitue le sujet d'autant de projets de recherche qu'il y a de catégories d'impacts pour lesquelles des facteurs de caractérisation dynamiques doivent être développés.

Au tout début de ce projet, les aspects temporels de la modélisation des impacts sur la toxicité humaine avaient été explorés, ce qui avait mené à l'identification d'une limite importante. En effet, l'impact des émissions toxiques sur la santé humaine varie avec la concentration et la durée d'exposition. La considération des aspects temporels des émissions peut donc avoir une influence significative sur les résultats de l'évaluation des impacts. Par contre, le contexte de l'ACV ne permet pas de connaître la concentration de fond déjà présente dans l'environnement à l'endroit et au moment exact de l'émission d'un polluant. De plus, l'ACV est réalisée sur une base individuelle et ne tient pas compte du nombre total de produits fabriqués ou utilisés, ce qui aurait un impact direct sur la concentration de fond du polluant. Cette limite peut être pertinente à d'autres catégories d'impacts et devra être considérée dans tout projet concernant le développement de facteurs de caractérisation dynamiques.

Développement d'une méthode pour l'opérationnalisation du calcul d'inventaire temporel : Tel qu'expliqué à la section 4.3, le calcul d'inventaire associé à l'ACV dynamique est en quelque sorte un calcul matriciel à trois dimensions, ce qui rend son utilisation dans un logiciel ACV commercial plus compliquée. Afin que ces logiciels puissent permettre la réalisation d'études ACV dynamique dans le futur, un nouvel algorithme devra être développé pour la réalisation du calcul. En effet, un outil de calcul en format Excel a été développé dans le cadre de cette thèse afin de faciliter la tâche aux utilisateurs de l'ACV dynamique pour le réchauffement climatique. Cet outil effectue automatiquement les calculs pour n'importe quel inventaire de GES défini annuellement, l'analyste devant entrer manuellement les données d'inventaire pour chaque année. Le développement de l'ACV dynamique vers d'autres catégories d'impact et vers un plus grand nombre d'applications nécessitera l'utilisation d'un logiciel ayant les mêmes caractéristiques que les logiciels ACV actuels (intégration des banques de données et des différentes méthodes d'impacts, modélisation du cycle de vie sous forme d'arbre de processus, etc.), mais pouvant

effectuer le calcul d'un inventaire défini temporellement. Ce sujet commence tout juste à être abordé par des chercheurs (Beloin-St-Pierre & Blanc, 2011; Collet, Hélias, Lardon, & Steyer, 2011).

Adaptation des banques de données ACV à la temporalisation de l'inventaire : Les logiciels permettant d'opérationnaliser le calcul de l'ACV dynamique devront avoir accès à des banques de données définies temporellement. Les banques de données ACV actuelles devront donc adapter leur structure afin d'ajouter l'information temporelle nécessaire à chacun des processus, c'est-à-dire le profil des émissions et le timing de chacun des processus à l'intérieur d'une chaîne de production. La prochaine version de ecoinvent, la plus vaste banque de données ACV, permettra pour la première fois d'intégrer certains aspects temporels en fournissant la structure nécessaire à la définition de processus valides pour certaines périodes de temps afin de tenir compte des changements technologiques futurs. Elle permettra aussi de faire le lien entre les différents processus selon la période de temps où ils ont lieu. Par exemple, le processus de traitement de déchets d'un produit à longue durée de vie devra être valide pour la période correspondant au moment où le produit deviendra un déchet (Weidema, B. P., et al., 2011).

Développement des aspects prospectifs en ACV : L'approche ACV dynamique est particulièrement pertinente pour des systèmes de produits à long cycle de vie ou pour des projets s'étendant sur de longues périodes de temps. Les processus qui auront lieu dans plusieurs années, voire plusieurs décennies, ne seront pas identiques aux mêmes processus ayant lieu aujourd'hui à cause des progrès technologiques et des changements économiques et sociaux. Tel que mentionné au point précédent, les banques de données commencent à intégrer des processus valides pour une période de temps bien définie. Le calcul d'inventaires temporels et l'utilisation de banques de données dont les processus sont temporellement bien définis ouvrent la porte à la réalisation d'ACV prospectives, c'est-à-dire d'ACV qui tiennent compte de l'évolution des changements technologiques dans le temps.

L'approche prospective implique l'utilisation de données d'inventaire pour des processus futurs. Or, ces données sont rarement disponibles, puisqu'il faut prédire l'évolution de chaque flux économique et élémentaire associés à un processus dans le temps. Les courbes d'apprentissage (des fonctions empiriques non linéaires qui décrivent comment la performance d'une technologie s'améliore dans le temps) pourraient éventuellement être utilisées pour la prédiction de ces

données, tout comme les méthodes de prédiction basées sur les séries temporelles. L'applicabilité de ces deux techniques aux données d'inventaire utilisées en ACV a été étudiée.

CONCLUSION

La méthode ACV dynamique pour le réchauffement climatique présentée dans cette thèse est en quelque sorte une alternative unique à toutes les approches développées au cours des trois dernières années visant à intégrer certains aspects temporels des émissions de GES dans les ACV et les calculs d'empreintes carbone. Cette méthode possède les avantages suivants :

- Elle permet d'évaluer l'impact sur le réchauffement climatique de n'importe quel système de produit ou projet;
- Elle considère le devenir atmosphérique spécifique à chaque GES;
- Elle évalue l'impact des émissions de GES dans un cadre temporel cohérent;
- Elle présente les résultats pour deux indicateurs du réchauffement climatique, soit le forçage radiatif cumulatif et la température instantanée;
- Elle permet d'analyser la sensibilité des résultats au choix d'un horizon de temps.

Le développement d'une méthodologie générale pour l'intégration des aspects temporels en analyse du cycle de vie est une première dans le domaine et apporte un certain nombre de défis, incluant le développement de facteurs de caractérisation dynamiques pour d'autres catégories d'impacts. Un outil de calcul a été développé afin de faciliter la tâche aux utilisateurs de l'ACV dynamique pour le réchauffement climatique. Cet outil, accompagné d'un manuel d'instruction détaillé comprenant quelques exemples d'applications, effectue automatiquement les calculs pour n'importe quel inventaire de GES défini annuellement. Déjà, la méthode commence à être utilisée pour analyser l'évolution dans le temps des impacts sur le réchauffement climatique de différents projets afin d'orienter des décisions stratégiques ou des politiques.

La considération des aspects temporels des émissions de GES a soulevé un point très important à prendre en compte lors de l'analyse des résultats, soit le choix d'un horizon temporel. Il a été démontré à plusieurs reprises dans cette thèse que les conclusions tirées d'une étude peuvent varier en fonction de l'horizon de temps choisi. En effet, une certaine alternative peut s'avérer être la meilleure option pour un horizon de temps court, alors qu'une seconde alternative serait préférable pour un horizon de temps plus long. L'ACV dynamique est une méthode transparente qui permet d'analyser l'impact du choix d'un horizon temporel sur les résultats et constitue donc

un outil de support pour orienter les choix subjectifs auxquels les preneurs de décisions font face. Malgré cela, quelques limites ont été identifiées et différentes opportunités de recherche ont été proposées afin d'améliorer la rigueur et la justesse des analyses effectuées à l'aide de cette méthode et d'étendre son application.

- Le développement de facteurs de caractérisation dynamiques pour le réchauffement climatique variant avec la concentration atmosphérique en CO₂;
- La considération des impacts causés par les changements d'albedo;
- La modélisation des impacts sur le réchauffement climatique au niveau dommage;
- Le développement de facteurs de caractérisation dynamiques pour d'autres catégories d'impacts;
- Le développement d'une méthode pour l'opérationnalisation du calcul d'inventaire temporel;
- L'adaptation des banques de données ACV à la temporalisation de l'inventaire;
- Le développement des aspects prospectifs en ACV.

La méthode ACV dynamique développée dans cette thèse constitue le premier pas vers une considération plus généralisée des aspects temporels en ACV et en quantification de GES, répondant ainsi à une critique souvent émise dans la littérature. Les travaux de recherche qui suivront permettront d'améliorer la pertinence et la validité de ces études.

BIBLIOGRAPHIE

AFNOR. (2009). *Principes généraux pour l'affichage environnemental des produits de grande consommation*. AFNOR, BP X30-323.

Bala, G., Caldeira, K., Wickett, M., Phillips, T. J., Lobell, D. B., Delire, C., et al. (2007). Combined climate and carbon-cycle effects of large-scale deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104, 6550-6555.

Beloin-St-Pierre, D., & Blanc, I. (2011). New spatiotemporally resolved LCI applied to photovoltaic electricity. *Life Cycle Management 2011, Berlin, Germany*. Consulté le 5 décembre 2011, tiré de <https://www.conftool.com/lcm2011/index.php?page=browseSessions&presentations=show&search=beloin>

Betts, R. A. (2000). Offset of the potential carbon sink from boreal forestation by decreases in surface albedo. *Nature*, 408, 187-190.

Brandão, M., & Levasseur, A. (2011). *Assessing Temporary Carbon Storage in Life Cycle Assessment and Carbon Footprinting: Outcomes of an expert workshop*. Luxembourg: Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability - Sustainability Assessment Unit.

British Standards Institution [BSI]. (2008). PAS 2050:2008 Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. British Standards Institution.

Chomitz, K. M. (1998). The Performance and Duration Issue in Carbon Offsets Based on Sequestration. Washington, D.C., USA: World Bank Development Research Group.

Chomitz, K. M. (2000). Evaluating Carbon Offsets from Forestry and Energy Projects: How do they compare? Washington: Infrastructure and Environment, Development Research Group, The World Bank.

Clift, R., & Brandão, M. (2008). *Carbon storage and timing of emissions* (Working Paper 02/08). Guildford : Centre for Environmental Strategy, University of Surrey. Consulté le 22 août 2011, tiré de http://www.surrey.ac.uk/ces/files/pdf/0208_CES_WP_Carbon_storage_and_timing-of-emissions.pdf

Collet, P., Hélias, A., Lardon, L., & Steyer, J.-P. (2011). Time and life-cycle assessment: How to take time into account in the inventory step? *Life Cycle Management 2011, Berlin, Germany*. Consulté le 5 décembre 2011, tiré de https://www.conftool.com/lcm2011/index.php?page=browseSessions&form_session=17

Council of the European Union. (2008). *Sustainable Consumption and Production and Sustainable Industrial Policy Action Plan – Council Conclusions*. 2912th ENVIRONMENT Council meeting, Brussels, 4 December 2008.

Cramer, W., Bondeau, A., Woodward, F. I., Prentice, I. C., Betts, R. A., Brovkin, V., et al. (2001). Global response of terrestrial ecosystem structure and function to CO₂ and climate change: results from six dynamic global vegetation models. *Global Change Biology*, 7, 357-373.

Dobes, L., Enting, I., & Mitchell, C. (1998). Accounting for carbon sinks: the problem of time. In L. Dobes (éd.), *Trading Greenhouse Emissions: some Australian Perspectives*. Canberra: Bureau of Transport Economics.

European Commission – Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability. (2010). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed Guidance*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

European Environment Agency Scientific Committee. (2011). *Opinion of the EEA Scientific Committee on Greenhouse Gas Accounting in Relation to Bioenergy*.

Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S., & Hawthorne, P. (2008). Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science*, 319, 1235-1238.

Fearnside, P. M., Lashof, D. A., & Moura-Costa, P. (2000). Accounting for time in mitigating global warming through land-use change and forestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 5, 239-270.

Fearnside, P. M. (2002). Why a 100-year time horizon should be used for global warming mitigation calculations. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 7, 19-30.

Feng, H. (2005). The dynamics of carbon sequestration and alternative carbon accounting, with an application to the upper Mississippi River Basin. *Ecological Economics*, 54, 23-35.

- Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D. W., et al. (2007). Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In S. Solomon, D. Quin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, et al. (éds.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basic. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 129-234). Cambridge: Cambridge University Press.
- Fuglestedt, J. S., Berntsen, T. K., Godal, O., & Skodvin, T. (2000). Climate implications of GWP-based reductions in greenhouse gas emissions. *Geophysical Research Letters*, 27(3), 409-412.
- Fuglestedt, J. S., Berntsen, T. K., Godal, O., Sausen, R., Shine, K. P., & Skodvin, T. (2003). Metrics of climate change: assessing radiative forcing and emission indices. *Climatic Change*, 58, 267-331.
- Gaboury, S., Boucher, J.-F., Villeneuve, C., Lord, D., & Gagnon, R. (2009). Estimating the net carbon balance of boreal open woodland afforestation: A case-study in Québec's closed-crown boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 257, 483-494.
- García-Oliva, F., & Masera, O. R. (2004). Assessment and measurement issues related to soil carbon sequestration in land-use, land-use change, and forestry (LULUCF) projects under the Kyoto protocol. *Climatic Change*, 65, 347-364.
- Goedkoop, M., & Spriensma, R. (2001). *The Eco-indicator 99: A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology Report (1999/36A)*. Amersfoort: Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment.
- Guinee, J. B., Heijungs, R., van Oers, L., de Meent, D., Vermeire, T., & Rikken, M. (1996). *LCA impact assessment of toxic releases: Generic modelling of fate, exposure and effect for ecosystems and human beings with data for about 100 chemicals* (Product Policy 1996/21). The Hague: Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment.
- Guinée, J. B., Gorree, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., et al. (2002). *Handbook on Life Cycle Assessment - Operational Guide to the ISO Standards*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

- Guinée, J. B., Heijungs, R., Huppes, G., Zamagni, A., Masoni, P., Buonamici, R., et al. (2011). Life cycle assessment: past, present, and future. *Environmental Science & Technology*, 45, 90-96.
- Hauschild, M. Z. (2005). Assessing environmental impacts in a life-cycle perspective. *Environmental Science and Technology*, 39, 81A-88A.
- Heijungs, R. (1995). Harmonization of methods for impact assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 2(4), 217-224.
- Heijungs, R., & Suh, S. (2002). *The Computational Structure of Life Cycle Assessment*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Hellweg, S., Hofstetter, T. B., & Hungerbühler, K. (2003). Discounting and the environment - Should current impacts be weighted differently than impacts harming future generations? *International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(1), 8-18.
- Herrchen, M. (1998). Perspective of the systematic and extended use of temporal and spatial aspects in LCA of long-lived products. *Chemosphere*, 37(2), 265-270.
- Hischier, R., Weidema, B., Althaus, H.-J., Bauer, C., Doka, G., Dones, R., et al. (2010). *Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. ecoinvent report No.3, v2.2*. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Hofstetter, P. (1998). *Perspectives in Life Cycle Impact Assessment - A Structured Approach to Combine Models of the Technosphere, Ecosphere and Valuesphere*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC]. (1995). *Climate Change: a glossary by the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC. Consulté le 11 août 2011, tiré de <http://www.ipcc.ch/pdf/glossary/ipcc-glossary.pdf>
- Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC]. (2000). *Land Use, Land-Use Change and Forestry*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC]. (2009). *Meeting Report of the Expert Meeting on the Science of Alternative Metrics*. Bern: IPCC Working Group I Technical Support Unit, University of Bern.

- Jolliet, O., Saadé, M., & Crettaz, P. (2005). *Analyse du cycle de vie : Comprendre et réaliser un écobilan*. Lausanne: Presses Polytechniques et Universitaires Romandes.
- Joos, F., Bruno, M., Fink, R., Siegenthaler, U., Stocker, T. F., Le Quéré, C., et al. (1996). An efficient and accurate representation of complex oceanic and biospheric models of anthropogenic carbon uptake. *Tellus*, 48B, 397-417.
- Joos, F., Prentice, I. C., Sitch, S., Meyer, R., Hooss, G., Plattner, G.-K., et al. (2001). Global warming feedbacks on terrestrial carbon uptake under the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) emission scenarios. *Global Biogeochemical Cycles*, 15(4), 891-907.
- Kendall, A., Chang, B., & Sharpe, B. (2009). Accounting for time-dependent effects in biofuel life cycle greenhouse gas emissions calculations. *Environmental Science and Technology*, 43, 7142-7147.
- Kirschbaum, M. U. F. (2003). Can trees buy time? An assessment of the role of vegetation sinks as part of the global carbon cycle. *Climatic Change*, 58, 47-71.
- Kirschbaum, M. U. F. (2006). Temporary carbon sequestration cannot prevent climate change. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11, 1151-1164.
- Korhonen, R., Pingoud, K., Savolainen, I., & Matthews, R. (2002). The role of carbon sequestration and the tonne-year approach in fulfilling the objective of climate convention. *Environmental Science and Policy*, 5, 429-441.
- Larousse. (2011). *Dictionnaire français*. Les Éditions Larousse. Consulté le 11 août 2011, tiré de <http://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/climat>
- Lashof, D. A., & Ahuja, D. R. (1990). Relative contributions of greenhouse gas emissions to global warming. *Nature*, 344, 529-531.
- Lashof, D., & Hare, B. (1999). The role of biotic carbon stocks in stabilizing greenhouse gas concentrations at safe levels. *Environmental Science and Policy*, 2(2), 101-109.
- Le Treut, H., Somerville, R., Cubasch, U., Ding, Y., Mauritzen, C., Mokssit, A., et al. (2007). Historical Overview of Climate Change. In S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, et al. (éds.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*.

Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press.

Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Deschênes, L., & Samson, R. (2010). Considering time in LCA: dynamic LCA and its application to global warming impact assessments. *Environmental Science & Technology*, 44, 3169-3174.

Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Brandão, M., & Samson, R. (2011a). Assessing temporary carbon sequestration and storage projects through land use, land-use change and forestry: comparison of dynamic life cycle assessment with ton-year approaches. *Climatic Change*, soumis le 15 septembre 2010.

Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., & Samson, R. (2011b). Biogenic carbon and temporary storage addressed with dynamic life cycle assessment. *Journal of Industrial Ecology*, soumis en octobre 2011.

Levine, S. H., Gloria, T. P., & Romanoff, E. (2007). A dynamic model for determining the temporal distribution of environmental burden. *Journal of Industrial Ecology*, 11(4), 39-49.

Manneh, R., Margni, M., & Deschênes, L. (2010). Spatial variability of intake fractions for Canadian emission scenarios: a comparison between three resolution scales. *Environmental Science & Technology*, 44, 4217-4224.

Manomet Center for Conservation Sciences. (2010). *Massachusetts Biomass Sustainability and Carbon Policy Study: Report to the Commonwealth of Massachusetts Department of Energy Resources*. Brunswick: Manomet Center for Conservation Sciences.

Marland, G., Fruit, K., & Sedjo, R. (2001). Accounting for sequestered carbon: the question of permanence. *Environmental Science and Policy*, 4, 259-268.

McKechnie, J., Colombo, S., Chen, J., Mabee, W., & MacLean, H. L. (2011). Forest bioenergy or forest carbon? Assessing trade-offs in greenhouse gas mitigation with wood-based fuels. *Environmental Science & Technology*, 45, 789-795.

Menichetti, E., & Otto, M. (2009). Energy balance and greenhouse gas emissions of biofuels from a life cycle perspective. In R. W. Howarth & S. Bringezu (éd.), *Biofuels: Environmental Consequences and Interactions with Changing Land Use* (pp. 81-109). Ithaca: Cornell University Press.

Moura-Costa, P., & Wilson, C. (2000). An equivalence factor between CO₂ avoided emissions and sequestration - description and applications in forestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 5, 51-60.

Moura-Costa, P. (2002). *Carbon accounting, trading and the temporary nature of carbon storage*. The Nature Conservancy.

Muñoz, I., Campra, P., & Fernandez-Alba, A. R. (2010). Including CO₂-emission equivalence of changes in land surface albedo in life cycle assessment. Methodology and case study on greenhouse agriculture. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15, 672-681.

Nakicenovic, N., & Swart, R. (2000). *Emissions Scenarios*. Cambridge: Cambridge University Press.

Noble, I., & Scholes, R. J. (2001). Sinks and the Kyoto Protocol. *Climate Policy*, 1(1), 5-25.

Norris, G. A. (2002). Impact characterization in the tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts: Methods for acidification, eutrophication and ozone formation. *Journal of Industrial Ecology*, 6(3-4), 79-101.

Nordhaus, W. (2007). Critical assumptions in the Stern review on climate change. *Science*, 317, 201-202.

O'Hare, M., Plevin, R. J., Martin, J. I., Jones, A. D., Kendall, A., & Hopson, E. (2009). Proper accounting for time increases crop-based biofuels' greenhouse gas deficit versus petroleum. *Environmental Research Letters*, 4, 1-7.

Organisation des Nations unies [ONU]. (1987). *Notre avenir à tous. Rapport de la Commission mondiale sur l'environnement et le développement*. Genève: Organisation des Nations unies.

Organisation internationale de normalisation [ISO]. (2006a). *Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre*. Organisation internationale de normalisation, ISO14040.

Organisation internationale de normalisation [ISO]. (2006b). *Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Exigences et lignes directrices*. Organisation internationale de normalisation, ISO14044.

Organisation internationale de normalisation [ISO]. (2011). *Empreinte carbone des produits – Exigences et lignes directrices pour la quantification et la communication*. ISO. En développement. Consulté le 19 janvier 2011, tiré de http://www.iso.org/iso/fr/iso_catalogue/catalogue_tc/catalogue_detail.htm?csnumber=59521

Owens, J. W. (1997a). Life cycle assessment: Constraints on moving from inventory to impact assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 1(1), 37-49.

Owens, J. W. (1997b). Life-cycle assessment in relation to risk assessment: an evolving perspective. *Risk Analysis*, 17(3), 359-365.

Parry, M. L., Canziani, O. F., Palutikof, J. P., Adger, N., Aggarwal, P., Agrawala, S., et al. (2007). Technical Summary. In M. L. Parry, O. F. Canziani, J. P. Palutikof, P. J. van der Linden & C. E. Hanson (éds.), *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press.

Pennington, D. W., Potting, J., Finnveden, G., Lindeijer, E., Jolliet, O., Rydberg, T., et al. (2004). Life cycle assessment - Part 2: Current impact assessment practice. *Environment International*, 30, 721-739.

Peters, G. P., Aamaas, B., Lund, M. T., Solli, C., & Fuglestvedt, J. S. (2011). Alternative "global warming" metrics in life cycle assessment: A case study with existing transportation data. *Environmental Science & Technology*, DOI: 10.1021/es200627s.

Potting, J., Schöpp, W., Blok, K., & Hauschild, M. Z. (1998). Site-dependent life cycle impact assessment of acidification. *Journal of Industrial Ecology*, 2(2), 63-87.

Potting, J., & Hauschild, M. Z. (2006). Spatial differentiation in life cycle impact assessment. A decade of method development to increase the environmental realism of LCIA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(Special issue 1), 11-13.

Ramaswamy, V., Boucher, O., Haigh, J., Hauglustaine, D., Haywood, J., Myhre, G., et al. (2001). Radiative forcing of climate change. In J. T. Houghton, Y. Ding, D. J. Griggs, M. Noguer, P. J. van der Linden, X. Dai, et al. (Eds.), *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 349-416). Cambridge: Cambridge University Press.

- Reap, J., Bras, B., Newcomb, P. J., & Carmichael, C. (2003). Improving life cycle assessment by including spatial, dynamic and place-based modeling. *Proceedings of the 2003 ASME Design Engineering Technical Conference* (Vol. 3, pp. 77-83). Chicago: American Society of Mechanical Engineers.
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., & Bras, B. (2008). A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 2: impact assessment and interpretation. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(5), 374-388.
- Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., et al. (2004). Life cycle assessment - Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment International*, 30, 701-720.
- Schwaiger, H. P., & Bird, D. N. (2010). Integration of albedo effects caused by land use change into the climate balance: Should we still account in greenhouse gas units? *Forest Ecology and Management*, 260, 278-286.
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., et al. (2008). Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science*, 319, 1238-1240.
- Searchinger, T. D., Hamburg, S. P., Melillo, J., Chameides, W., Havlik, P., Kammen, D. M., et al. (2009). Fixing a critical climate accounting error. *Science*, 326, 527-528.
- Shine, K. P., Derwent, R. G., Wuebbles, D. J., & Morcrette, J.-J. (1990). Radiative forcing of climate. In J. T. Houghton, G. J. Jenkins & J. J. Ephraums (éds.), *Climate Change: The IPCC Scientific Assessment*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Shine, K. P., Fuglestvedt, J. S., Hailemariam, K., & Stuber, N. (2005). Alternatives to the global warming potential for comparing climate impacts of emissions of greenhouse gases. *Climatic Change*, 68, 281-302.
- Shine, K. P., Berntsen, T. K., Fuglestvedt, J. S., Skeie, R. B., & Stuber, N. (2007). Comparing the climate effect of emissions of short- and long-lived climate agents. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, 365, 1903-1914.
- Shine, K. P. (2009). The global warming potential - the need of an interdisciplinary retrieval. *Climatic Change*, 96, 467-472.

Smith, S. J., & Wigley, T. M. L. (2000). Global warming potentials: 2. Accuracy. *Climatic Change*, 44, 459-469.

Stern, N. (2007). *The Economics of Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press.

Taiyab, N. (2006). *Exploring the market for voluntary carbon offsets*. London: International Institute for Environment and Development. Consulté le 17 août 2010, tiré de <http://pubs.iied.org/pdfs/15502IIED.pdf>

Tipper, R., & de Jong, B. H. (1998). Quantification and regulation of carbon offsets from forestry: comparison of alternative methodologies, with special reference to Chiapas, Mexico. *Commonwealth Forestry Review*, 77, 219-228.

Udo de Haes, H. A., Jolliet, O., Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Krewitt, W., & Müller-Wenk, R. (1999). Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 4(2), 66-74.

Udo de Haes, H. A., Finnveden, G., Goedkoop, M., Hauschild, M. Z., Hertwich, E. G., Hofstetter, P., et al. (2002). *Life-Cycle Impact Assessment: Striving towards Best Practice*. Pensacola: SETAC Press.

Udo de Haes, H. A., Heijungs, R., Suh, S., & Huppes, G. (2004). Three strategies to overcome the limitations of life-cycle assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 8(3), 19-32.

United Nations Framework Convention on Climate Change [UNFCCC]. (1998). *Report of the conference of the parties on its third session, held at Kyoto from 1 to 11 December 1997* (FCCC/CP/1997/7/Add 1). UNFCCC. Consulté le 9 juillet 2009, tiré de <http://unfccc.int/resource/docs/cop3/07a01.pdf#page=31>

United Nations Framework Convention on Climate Change [UNFCCC]. (2006). *Report of the Conference of the Parties serving as the meeting of the Parties to the Kyoto Protocol on its first session, held at Montreal from 28 November to 10 December 2005* (FCCC/KP/CMP/2005/8/Add.1). UNFCCC. Consulté le 19 août 2011, tiré de <http://unfccc.int/resource/docs/2005/cmp1/eng/08a01.pdf#page=61>

United Nations Framework Convention on Climate Change [UNFCCC]. (2011). Essential Background. UNFCCC. Consulté le 12 août 2011, tiré de http://unfccc.int/essential_background/items/2877.php

United States Environmental Protection Agency [US EPA]. (2009a). *Draft Regulatory Impact Analysis: Changes to Renewable Fuel Standard Program* (EPA-420-D-09-001). Consulté le 10 juin 2009, tiré de <http://www.epa.gov/otaq/renewablefuels/420d09001.pdf>

United States Environmental Protection Agency [US EPA]. (2009b). *Lifecycle Greenhouse Gas Emissions due to Increased Biofuel Production. Methods and Approaches to Account for Lifecycle Greenhouse Gas Emissions from Biofuels Production Over Time. Peer Review Report*. Consulté le 7 janvier 2010, tiré de <http://www.epa.gov/otaq/renewablefuels/rfs2-peer-review-emissions.pdf>

Weidema, B. P., Bauer, C., Hischier, R., Mutel, C., Nemecek, T., Vadenbo, C. O., et al. (2011). *Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. Ecoinvent report 1(v3)*. St.Gallen: The ecoinvent Centre.

World Resources Institute – World Business Council for Sustainable Development [WRI-WBCSD]. (2011). *The Greenhouse Gas Protocol Initiative. Product Accounting & Reporting Standard, draft*. WRI-WBCSD. Consulté le 19 janvier 2011, tiré de <http://www.ghgprotocol.org/standards/product-standard>

Zamagni, A., Buttol, P., Porta, P. L., Buonamici, R., Masoni, P., Guinée, J., et al. (2008). *Critical review of the current research needs and limitations related to ISO-LCA practice. Deliverable D7 of work package 5 of the CALCAS project. CALCAS. Co-ordination Action for innovation in Life-Cycle Analysis for Sustainability*. Consulté le 11 février 2010, tiré de <http://www.calcasproject.net/>

ANNEXE 1 : CONSIDERING TIME IN LCA: DYNAMIC LCA AND ITS APPLICATION TO GLOBAL WARMING IMPACT ASSESSMENTS

*Annie Levasseur,*¹ Pascal Lesage,^{1,2} Manuele Margni,¹ Louise Deschênes¹ and Réjean Samson¹*

¹ CIRAIG, Department of Chemical Engineering, École Polytechnique de Montréal, P.O. Box 6079, succ. Centre-ville, Montréal (Québec), H3C 3A7, Canada

² Sylvatica, 7379 rue St-Hubert, Montréal (Québec), H2R 2N4, Canada

*Corresponding author e-mail: annie.levasseur@polymtl.ca

*Corresponding author phone: 514-340-4711 #4794; fax: 514-340-5913

Abstract. The lack of temporal information is an important limitation of life cycle assessment (LCA). A dynamic LCA approach is proposed to improve accuracy of LCA by addressing the inconsistency of temporal assessment. This approach consists of first computing a dynamic life cycle inventory (LCI), considering the temporal profile of emissions. Then, time-dependent characterization factors are calculated to assess the dynamic LCI in real-time impact scores for any given time horizon. Although generally applicable to any impact category, this approach is developed here for global warming, based on the radiative forcing concept. This case study demonstrates that the use of global warming potentials for a given time horizon to characterize greenhouse gas emissions leads to an inconsistency between the time frame chosen for the analysis and the time period covered by the LCA results. Dynamic LCA is applied to the US EPA LCA on renewable fuels, which compares the life cycle greenhouse gas emissions of different biofuels with fossil fuels including land-use change emissions. The comparison of the results obtained with both traditional and dynamic LCA approaches shows that the difference can be important enough to change the conclusions on whether or not a biofuel meets some given global warming reduction targets.

1. Introduction

Life cycle assessment (LCA) is a tool used for evaluating the potential environmental impacts of a product or service throughout its entire life cycle, from raw material extraction to end-of-life. One of the major advantages of this tool is that it avoids shifting burdens between life cycle

stages or between different environmental issues (1,2). However, LCA also has limitations, one of which is a poor accounting for time-related conditions (3).

1.1 Temporal resolution in LCA.

In life cycle inventory (LCI), all emissions for a given pollutant throughout the life cycle are typically added into a single aggregate emission. Then, in life cycle impact assessment (LCIA), the potential impacts of the aggregated LCI emissions are characterized (1). LCIA methods have been developed using natural science-based modeling to link the inventory results to the environmental problems they cause. Each of these LCIA methods provides characterization factors that linearly represent the contribution of a mass of a given pollutant to a specific impact category, such as global warming, acidification, human toxicity, etc. (4).

Inventory results represent aggregated mass loadings, as they are the sum of several amounts of pollutant emitted by different processes spread out in space and time (5). Because of the lack of temporal information, LCIA traditionally relies on restricted steady-state models, and this reliance is considered to be an important limitation of LCA because it decreases its accuracy (2, 3). Releasing a big amount of pollutant instantaneously generally does not have the same impact as releasing the same amount of pollutant at a small rate over several years.

This paper introduces the concept of dynamic LCA in order to improve the methodology regarding temporal issues. In a dynamic LCA, the temporal profiles of emissions are considered so that the LCI result for each emission is a function of time rather than a single number. Once a dynamic inventory is calculated, the LCIA characterization model is solved dynamically, i.e. without using steady-state assumptions, to obtain time-dependent characterization factors that depend on the moment when the pollutant is emitted. For this paper, we explored the temporal aspects of one particular impact category, global warming.

1.2 LCA and global warming assessment.

The current practice in LCA is to use global warming potential (GWP), adopted by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), as a characterization factor for global warming impact assessment (6). GWP expresses the cumulative radiative forcing value caused by an emission of a unit mass of a given greenhouse gas (GHG) over a defined time horizon, relative to the equivalent value for CO₂. The mathematical expression of GWP is given by the following:

$$GWP_i^{TH} = \frac{\int_0^{TH} a_i[C_i(t)] dt}{\int_0^{TH} a_r[C_r(t)] dt} \quad (1)$$

where TH is the chosen time horizon, a is the instantaneous radiative forcing per unit mass increase in the atmosphere, $C(t)$ is the time-dependent atmospheric load of the released gas, i is the released gas and r the reference gas, carbon dioxide. Both numerator and denominator of Equation 1 are called Absolute Global Warming Potentials (AGWPs) (7). The CO_2 atmospheric load $C(t)$ following a pulse emission is given by the Bern carbon cycle-climate model, which predicts the fate of CO_2 emissions by considering carbon sink dynamics (8). For other GHGs, the time-dependent atmospheric load is given by a first-order decay kinetic equation. To determine the life cycle impact score for the global warming impact category in “kg CO_2 equivalent”, the LCI results for each greenhouse gas are multiplied by their respective GWP.

The GWP value is very sensitive to the chosen time horizon, especially for short-lived GHGs. Figure 1 illustrates this sensitivity, comparing time-dependent radiative forcing for CO_2 and methane. Because methane has a short lifetime in the atmosphere (12 years (7)), its total greenhouse effect will occur during the first years following its emission, as opposed to CO_2 , which is much more persistent (thousands of years). When the time horizon changes from 100 to 500 years, for example, the numerator in Equation 1, represented by the area under the curve in Figure 1, remains constant for short-lived GHGs, while the denominator increases significantly. This is why GWP values for methane increase considerably with a decreasing time horizon, which defines the integration boundaries as shown in Table 1.

Table 1. GWP values for CO_2 , CH_4 and N_2O for time horizons of 20, 100 and 500 years as published by IPCC in the Fourth Assessment Report (7).

| | 20 years | 100 years | 500 years |
|--|----------|-----------|-----------|
| CO_2 | 1 | 1 | 1 |
| CH_4 | 72 | 25 | 7.6 |
| N_2O | 289 | 298 | 153 |

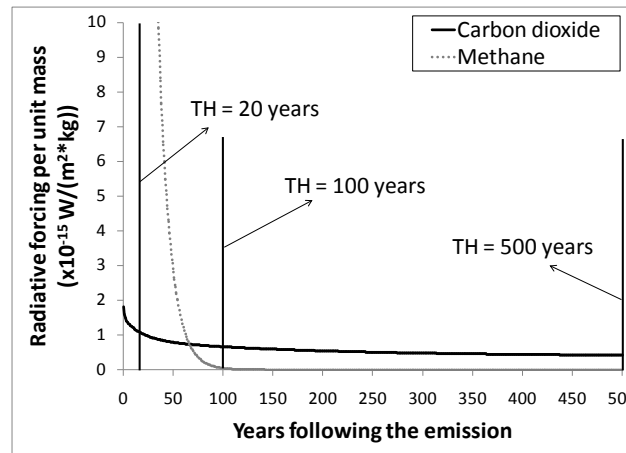


Figure 1. Radiative forcing of a unit mass pulse emission at time zero for carbon dioxide and methane with the three time horizons proposed by IPCC.

The selection of a time horizon is equivalent to giving a weight to time and is one of the most critical parts of carbon accounting processes (9). Indeed, the shorter the time horizon, the greater the importance given to the impacts closer in time, because impacts occurring after the defined time horizon are not considered. Most LCIA methods use 100 years as the time horizon for GWP. The use of a fixed time horizon for GWP in LCA results in an inconsistency between the time horizon chosen for the analysis in a given LCA study and the time period covered by the results, especially for long-lasting products or projects.

Figure 2 illustrates this inconsistency by using the example of a building with a 75-year lifetime. An LCA conducted on this building will take into account every pollutant released during the entire life cycle of the building, from its construction to destruction, including the use phase, which considers maintenance, heating and air-conditioning activities. During these 75 years, GHGs will be released and will generate an impact on climate. By choosing an impact assessment method that uses GWP with a time horizon of 100 years, one might think that this LCA study considers the global warming impacts over 100 years. However, that is not really the case. In fact, the impact of an emission which occurs 50 years after construction, for example, will be considered from year 50 to year 150. To be consistent with the 100-year time horizon chosen for the analysis, there is a need to develop characterization factors that account for a flexible time horizon to correctly represent the effect of the timing of the emissions. O'Hare et al. (10) also explain the problematic inconsistency in the treatment of time while using GWP indices.

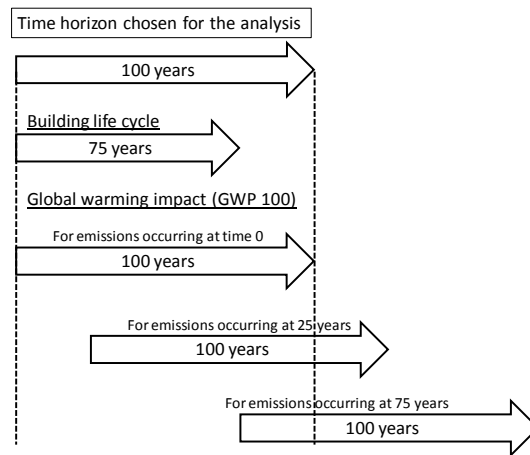


Figure 2. Illustration of the inconsistency in time frames for global warming LCIA with the example of a 75-year lifetime building.

When different products or scenarios are compared, it is important to make sure that the impacts are assessed based on the same temporal boundaries; otherwise there is a risk of biasing the results. Usually, an infinite time horizon is used in LCIA to consider the total potential impacts and to avoid time preferences (6). Nevertheless, for some impact categories, such as global warming, choosing a finite time horizon results in an inconsistency between the time frame selected for the analysis and the time frame covered by LCIA results occurs.

1.3 Life cycle GHG analysis of biofuels.

In recent years, growing concerns over global warming and fossil fuel depletion have led several countries to establish regulations regarding the development of biofuels (11). LCA is often used to compare different scenarios of replacement for fossil-fuels replacement with biomass-based fuels. These LCA results are useful in policy-making to determine whether or not a given fuel meets GHG reduction targets while considering the contribution of every life cycle stage. Intense debate continues over whether biofuels are the right alternative to petroleum fuels. Several studies have shown the benefits of replacing fossil fuels with biomass-based fuels (12, 13). However, the sustainability of this solution has been questioned by some researchers (14). One major issue pertains to considering the direct and indirect land-use change (LUC) emissions when accounting for GHGs from biofuels (14,15).

With increasing biofuel demand, the amount of natural land required to grow biofuel feedstock crops (direct effects) or to produce the food needed to replace the biomass now used for biofuel production (indirect effects) is also increasing. These land transformations lead to GHG emissions (LUC emissions) caused by deforestation or removal of the existing vegetation, which occurs during the first years, and by the sacrificed sequestration potential of the natural land, lost for the following decades, which is equivalent to additional emissions (*14*).

The United States has set some GHG thresholds for biofuels under the 2007 Energy Independence and Security Act (EISA). To determine whether or not renewable fuels produced from different biomass feedstocks can meet these targets, the US EPA (*16*) has published a study as part of the proposed revisions to the National Renewable Fuel Standard Program (RFS2). In this study, GHG emissions produced over the entire life cycle of the renewable fuels, including LUC emissions, are compared to the life cycle GHG emissions for the average gasoline or diesel fuels used in 2005.

1.4 Prior work and objectives.

Temporal aspects in carbon accounting are just emerging in the literature. The British Standards Institution (*17*), in its specification for the assessment of the life cycle GHG emissions of goods and services, proposes a weighting factor to include the effect of the timing of the emissions in GHG accounting for life cycles with a long use phase. This factor is derived from a simplification of the Bern carbon cycle-climate model rather than from an exact mathematical solution and is only applicable to CO₂ emissions.

Two other papers address the particular problem of the timing of the emissions for biofuels studies while considering LUC emissions. O'Hare et al. (*10*) introduced a new metric named fuel warming potential (FWP), which is the ratio of the cumulative radiative forcing occurring over a given time horizon for the studied biofuel, relative to the same radiative forcing value for the petroleum fuel. They developed a model (BTIME) to compute this metric considering the timing of the fuels emissions and including land-use change, but it is only applicable to CO₂-equivalent factors (all emissions being previously converted using GWPs). Kendall et al. (*18*) proposed a time correction factor (TCF) to properly represent the impact of an initial CO₂ emission amortized over a defined time horizon, such as the initial LUC emission in the case of biofuels studies. TCFs have been computed for different time horizons and are applicable for pulse

emissions amortized over a subsequent period of time; they cannot be used to assess different temporal profiles of GHG emissions. These two approaches are based on the concept of cumulative radiative forcing used by the IPCC for GWP development.

The dynamic LCA approach we propose here produces an impact score that is responsive to the chosen time horizon. Dynamic characterization factors are developed for the global warming impact category, based on the cumulative radiative forcing concept, for carbon dioxide and non-CO₂ GHGs and applicable to any type of temporal profile. The application of dynamic LCA is then illustrated building on the US EPA life cycle GHG analysis on renewable fuels.

2. Methodology

2.1 Development of dynamic characterization factors for global warming.

To develop dynamic characterization factors (DCFs) for global warming impact assessment, the same scientific models as for the calculation of GWP indices were used. The idea is to take the AGWP equation for each GHG and to integrate it continuously through time as shown in Equation 2.

$$DCF_i(t)_{cumulative} = AGWP_i(t) = \int_0^t a_i [C_i(t)] dt \quad (2)$$

For carbon dioxide, as previously mentioned, the atmospheric load following a pulse emission $C(t)$ is given by the most recent Bern carbon cycle-climate model using a background CO₂ concentration of 378 ppm and can be expressed by Equation 3 (7).

$$C(t) = a_0 + \sum_{i=1}^3 a_i \cdot e^{-t/\tau_i} \quad (3)$$

$$a_0 = 0.217, \quad a_1 = 0.259, \quad a_2 = 0.338, \quad a_3 = 0.186$$

$$\tau_1 = 172.9 \text{ years}, \quad \tau_2 = 18.51 \text{ years}, \quad \tau_3 = 1.186 \text{ years}$$

For other gases, the atmospheric load following a pulse emission is given by a first-order decay equation where the inverse of the kinetic constant is the adjusted lifetime τ (19). Equation 4 illustrates the expression of the time-dependent atmospheric load for non-CO₂ GHGs.

$$C(t) = e^{-t/\tau} \quad (4)$$

The adjusted lifetimes for the different GHGs (τ), the instantaneous radiative forcing per unit mass increase in the atmosphere for each gas (a_i), and the details concerning the feedback and indirect effects taken into account in the determination of these values are available in Forster et al. (7). The dynamic characterization factors obtained with this method represent the cumulative radiative forcing per unit mass of GHG released in the atmosphere since the emission and are shown in Figure 3a for carbon dioxide and methane. To obtain the instantaneous value of the characterization factor for any year following the emission, shown in Figure 3b, the time scale was divided into one-year time periods and the integration boundaries were set for every time step, as shown in Equation 5.

$$DCF_i(t)_{instantaneous} = \int_{t-1}^t a_i [C_i(t)] dt \quad (5)$$

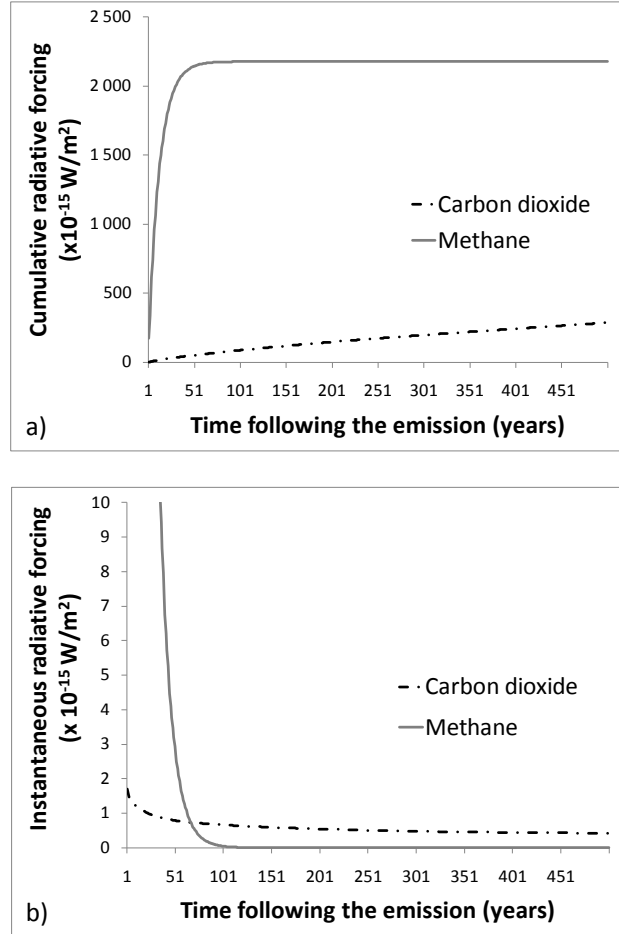


Figure 3. Time-dependent cumulative (a) and instantaneous (b) radiative forcing of a unit mass pulse emission at time zero for carbon dioxide and methane

Computing the time-dependent impact on global warming (GWI) for the considered life cycle is now possible by combining a dynamic inventory with yearly DCFs, using Equation 6. The dynamic inventory for each GHG is obtained by dividing the life cycle in one-year time steps and by adding the different emissions of each GHG occurring at every time step.

$$GWI(t) = \sum_i GWI_i(t) = \sum_i \sum_{j=0}^t [g_i]_j \cdot [DCF_i]_{t-j} \quad (6)$$

where g is the inventory result, DCF is the instantaneous dynamic characterization factor and i stands for every GHG present in the inventory. Equation 6 implies that to compute the impact on global warming at a given time t caused by a given GHG i , we have to multiply the total emission (dynamic inventory result) occurring at time t by the DCF at time 0 (because this amount of GHG has just been released). We then add the score assigned to the total emission occurring at time $t-1$ multiplied by the DCF at time 1 (because it has been released one time step ago) and so on, until we finally add the total emission occurring at time 0, multiplied by the DCF at time t . The result provides the increase in radiative forcing at time t caused by every discrete GHG emission over the course of all the life cycle processes since the beginning of the life cycle.

2.2 Application to the US EPA Life-Cycle GHG Analysis on Renewable Fuels.

In its study, the US EPA (16) takes into account the direct and indirect LUC emissions caused by the production of biomass as a renewable fuel feedstock. The time profile of LUC emissions is very different from that of fossil fuel and biofuel life cycles (10). LUC emissions are very important the first year because of the removal of existing vegetation. However, they drop below the direct fossil fuel emissions from year two, even though they are still present, albeit at a decreasing rate, for the following 80 years because of residual vegetation degradation and sacrificed sequestration potential of the natural land. As shown in Figure 4 for corn ethanol, GHG emissions per unit energy are higher for biofuel than for the displaced fossil fuel for the first year because of these LUC emissions. For subsequent years, life cycle GHG emissions are lower for biofuels than for petroleum fuels. As time goes by, the cumulative reduction in GHG emissions compensates for the initial LUC emissions and a payback time can be computed, which determines after how many years of fuel displacement the GHG balance becomes negative, i.e. better for biofuel than for fossil fuel use. This payback time does not account for the atmospheric residence time of GHGs, but only their different emission flows.

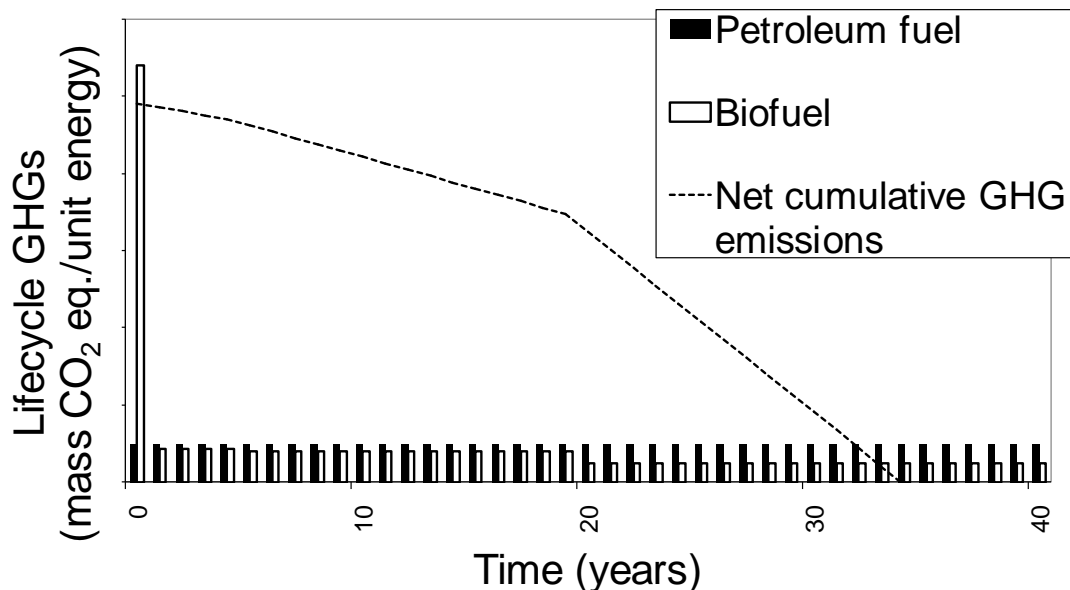


Figure 4. Comparison of GHG emissions per unit energy between a first-generation biofuel (corn ethanol) and gasoline with the net cumulative GHG emissions curve (dashed line), which shows the payback time for the biofuel to compensate the initial LUC emission [data from US EPA (16)].

In the US EPA study (16), life cycle GHG emissions are computed for two petroleum fuels (average gasoline and diesel for the year 2005) and for different types of biofuel (corn ethanol from natural gas, coal and biomass dry mills, switchgrass and corn stover cellulosic ethanol, sugarcane ethanol, soy-based and waste grease biodiesel). According to typical LCA practice, all the GHG emissions for a given fuel are multiplied by the corresponding GWP index for 100 years and then summed over a total impact score in “mass CO₂ equivalent per unit energy of fuel” for the entire fuel life cycle. Then, for the considered biofuels, the direct and indirect LUC emissions are added as a function of time to generate an emission profile as the one showed in Figure 4.

Once these results are obtained, an appropriate time horizon must be chosen for the analysis so as to compare a given biofuel to the petroleum-based fuel it replaces. For global warming mitigation projects where time is an important factor, such as in the case of substituting fossil fuels with biofuels while considering LUC emissions, the time horizon chosen for the analysis has a crucial impact on the estimated benefits of the project (20). Another critical decision in this analysis is

whether or not to apply a discount rate to emphasize near-term versus longer-term emissions. Establishing a finite time horizon for result analysis already provides a certain weight to time and is a special case of discounting (21, 22). Since impacts occurring after the chosen time horizon are not considered, a shorter time horizon means that the impacts occurring earlier are more important than those occurring later. The importance given to short-term emissions can also be increased by using a discount rate similar to what is done in economic decision-making. The net present value (NPV) is then computed, as shown in Equation 7, providing total values for both fuels that can be compared to determine the total GHG reduction caused by the use of the biomass-based fuel.

$$NPV = \sum_{t=0}^{TH} \frac{GHG_t}{(1+r)^t} \quad (7)$$

where GHG_t is the total GHG emission for year t , r is the discount rate (which can be set to zero if no discount rate is applicable) and TH is the chosen time horizon.

The choice of a time horizon and the use of a discount rate is not a scientific decision, but rather a policy-based one (9, 23). Hellweg et al. (22) concluded that discounting contradicts fundamental ethical values and should not be applied in LCA. Discounting in GHG accounting is the subject of several important debates (10, 24, 25). The decision to use or not use discount rates on dynamic LCA results is independent of the proposed approach and won't be discussed further in this paper. In the US EPA study, three different discount rates (0, 2 and 3%) and time horizons (30, 50 and 100 years) were used and the method developed in this paper was applied using these values for comparison purposes.

For the application of dynamic LCA to US EPA data, we used life cycle emissions per unit energy for the three considered GHGs (CO_2 , CH_4 , and N_2O) for gasoline, corn ethanol (natural gas-fired dry mill) and corn stover cellulosic ethanol. Direct and indirect LUC emissions for corn ethanol were then added as a function of time to generate dynamic inventories. Equation 6 was then used to compute the instantaneous impact on global warming for the three fuels caused by their respective GHG emissions. Finally, Equation 7 was used for the different time horizons and discount rates to get NPVs of the cumulative radiative forcing that occurred during the given time horizon. Ethanol's NPV is compared to the NPV of gasoline to obtain the relative change in GHG impacts expressed in percentage (percent impact change, or % IC), as shown in Equation 8,

which can then be compared to the value obtained by the US EPA using the traditional LCA method.

$$\% IC_{ethanol} = \frac{(NPV_{ethanol} - NPV_{gasoline})}{NPV_{gasoline}} \times 100 \quad (8)$$

A positive result for Equation 8 means that ethanol has a greater impact on global warming than gasoline, while a negative result indicates that ethanol leads to an impact reduction. These results can be compared with the Energy Independence and Security Act threshold, which is -20% for corn ethanol.

3. Results and discussion

Figure 5 shows the results of the relative change in GHG impacts for corn ethanol obtained with both traditional and dynamic LCA approaches for three different time horizons and two discount rates.

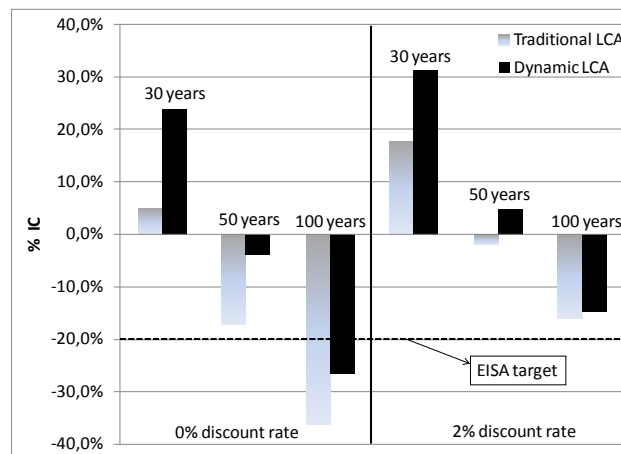


Figure 5. Comparison of the traditional and dynamic LCA methods for the relative change in GHG impacts (% IC) caused by the substitution of gasoline with corn ethanol (natural gas-fired dry mill) for time horizons of 30, 50 and 100 years with 0% and 2% discount rates.

The results show that dynamic LCA generates higher values for percent impact change, which means that corn ethanol is less favorable, compared to gasoline, than it was with the traditional LCA approach. Therefore, the lack of consideration for the temporal profile of the emissions in traditional LCA tends to underestimate the impact of LUC emissions. This is due to the fact that, in practice, the traditional LCA method uses fixed time horizons for GWP regardless of the moment when the emissions occur. But the residence time of early emissions is longer relative to

a given target time, so the impact on radiative forcing of these emissions is greater (10). To consider the effect of the temporal profile of GHG emissions on atmospheric residence time, the later the emissions occur, the shorter the time horizon used for assessing their impact on global warming should be. The dynamic LCA approach uses characterization factors with variable time horizons to account for the atmospheric residence time of each GHG emission, which can change the results very significantly. As shown with the corn ethanol example, the bias in the results obtained with traditional LCA can be important enough to make authorities favor one type of biofuel that would have not been chosen with dynamic LCA because it would not have met the target set for GHG reductions.

Hence, the political choice of the time horizon is a key element, as it can make biofuel acceptable or not in respect to the given targets. In this case, with a 0% discount rate, corn ethanol would meet the -20% target with a time horizon of 100 years, however, this would not be the case for a time horizon of 30 or 50 years. For a 0% discount rate, the minimum value for a time horizon in which corn ethanol would meet the -20% target is 54 years. For a time horizon of 100 years, the maximum discount rate for which corn ethanol meets the target is 1.6%.

The dynamic characterization factors proposed in this paper for global warming impact assessment follow basically the same approach as the FWP metric proposed by O'Hare et al. (10). The experts of the panel that peer reviewed the US EPA study (26), although generally agreeing with the approach, noted that the main limitations were the lack of consideration for non-CO₂ GHGs and the absence of variability for the instantaneous radiative forcing and the time-dependent atmospheric load. In this study, we went a step further by developing dynamic characterization for non-CO₂ GHGs. The major concern about the accuracy of the radiative forcing expressions used in this paper and in the other approaches mentioned lies in the variability of the instantaneous radiative forcing and the time-dependent atmospheric load [a_i and $C(t)_i$ in Equation 1] with the background atmospheric concentration (27). To simplify the approach, the IPCC uses constant background concentrations to develop GWP indices for all GHGs; however, this is unrealistic because GHG concentrations are constantly increasing and will continue to do so (28). Also, the relationship between the radiative forcing expressed with GWP and the real impact on climate is complex and probably nonlinear (29).

Another important advantage of the dynamic LCA approach developed in this paper is its applicability to any temporal profile of the emissions and to any different type of LCA studies. Moreover, this dynamic LCA approach is not applicable only to a specific impact category. It allows the calculation of real-time impacts of any product system for any impact category by developing further sets of dynamic characterization factors.

For the global warming impact category, results can be biased in traditional LCA and dynamic LCA can improve accuracy. The dynamic LCA approach also has the asset of providing temporal information to the practitioner, which traditional LCA cannot. It can be particularly useful for assessing the implications of the choice of different time horizons in decision making (9).

Other types of applications related to climate change can also benefit from the dynamic LCA approach, including the study of global warming mitigation scenarios by temporary carbon sequestration. In afforestation and reforestation projects, the dynamics of sequestration significantly influence the temporal profile of the global warming impact, and therefore it is crucial to account for timeframe in order to properly assess any proposed projects (30). Several issues surrounding carbon sequestration projects are still being debated (for example, what happens when projects end, when and how to give credits for the sequestered carbon, etc.; 20). The approach developed in this paper could be a useful tool to address these issues.

Acknowledgements. The authors acknowledge the reviewers for their constructive comments which allowed to improve the quality of this paper and the financial support of the industrial partners of the International Chair in Life Cycle Assessment (a research unit of CIRAIG): Alcan, Arcelor-Mittal, Bell Canada, Cascades, Eco-Entreprises-Québec/Recyc-Québec, Groupe EDF/GDF-SUEZ, Hydro-Québec, Johnson&Johnson, Mouvement des caisses Desjardins, RONA, Total and Veolia Environnement.

References

- (1) ISO 14040:2006: Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework.
- (2) Hauschild, M. Z. Assessing environmental impacts in a life-cycle perspective. *Environ. Sci. Technol.* **2005**, 39 (4), 81A-88A.

- (3) Reap, J.; Roman, F.; Duncan, S.; Bras, B. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 2: impact assessment and interpretation. *Int. J. Life Cycle Ass.* **2008**, *13*(5), 374-388.
- (4) Pennington, D. W.; Potting, J.; Finnveden, G.; Lindeijer, E.; Jolliet, O.; Rydberg, T.; Rebitzer, G. Life cycle assessment part 2: current impact assessment practice. *Environ. Int.* **2004**, *30*, 721-739.
- (5) Heijungs, R. Harmonization of methods for impact assessment. *Environ. Sci. Pollut. R.* **1995**, *2* (4), 217-224.
- (6) Udo de Haes, H. A.; Finnveden, G.; Goedkoop, M.; Hauschild, M. Z.; Hertwich, E. G.; Hofstetter, P.; Jolliet, O.; Klöpffer, W.; Krewitt, W.; Lindeijer, E.; Müller-Wenk, R.; Olsen, S. I.; Pennington, D. W.; Potting, J.; Steen, B. *Life-Cycle Impact Assessment : Striving towards Best Practice*; SETAC Press: Pensacola, FL, 2002.
- (7) Forster, P.; Ramaswamy, V.; Artaxo, P.; Berntsen, T.; Betts, R.; Fahey, D. W.; Haywood, J.; Lean, J.; Lowe, D. C.; Myhre, G.; Nganga, J.; Prinn, R.; Raga, G.; Schulz, M.; Van Dorland, R. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In *Climate Change 2007: The Physical Science Basic. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*; Solomon, S., D. Quin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor, Miller, H.L., Eds.; Intergovernmental Panel on Climate Change: Cambridge, U.K. and New-York, 2007.
- (8) Joos, F.; Prentice, I. C.; Sitch, S.; Meyer, R.; Hooss, G.; Plattner, G.-K.; Gerber, S.; Hasselmann, K. Global warming feedbacks on terrestrial carbon uptake under the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) emission scenarios. *Global Biogeochem. Cy.* **2001**, *15* (4), 891-907.
- (9) Fearnside, P. M. Why a 100-year time horizon should be used for global warming mitigation calculations. *Mit. Adapt. Strat. Gl. Change* **2002**, *7*, 19-30.
- (10) O'Hare, M.; Plevin, R. J.; Martin, J. I.; Jones, A. D.; Kendall, A.; Hopson, E. Proper accounting for time increases crop-based biofuels' greenhouse gas deficit versus petroleum. *Environ. Res. Lett.* **2009**, *4*, 1-7.

- (11) Menichetti, E.; Otto, M. Energy balance and greenhouse gas emissions of biofuels from a life cycle perspective. In *Biofuels: Environmental Consequences and Interactions with Changing Land Use*; Howarth, R. W., Bringezu, S., Eds.; Cornell University: Ithaca, NY, 2009; pp 81-109.
- (12) Farrell, A. E.; Plevin, R. J.; Turner, B. T.; Jones, A. D.; O'Hare, M.; Kammen, D. M. Ethanol can contribute to energy and environmental goals. *Science* **2006**, *311*, 506-508.
- (13) Wang, M.; Wu, M.; Huo, H. Life-cycle energy and greenhouse gas emission impacts of different corn ethanol plant types. *Environ. Res. Lett.* **2007**, *2*, 1-13.
- (14) Searchinger, T.; Heimlich, R.; Houghton, R. A.; Dong, F.; Elobeid, A.; Fabiosa, J.; Tokgoz, S.; Hayes, D.; Yu, T.-H. Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science* **2008**, *319*, 1238-1240.
- (15) Fargione, J.; Hill, J.; Tilman, D.; Polasky, S.; Hawthorne, P. Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science* **2008**, *319*, 1235-1238.
- (16) U.S. Environmental Protection Agency. *Draft Regulatory Impact Analysis: Changes to Renewable Fuel Standard Program*; EPA-420-D-09-001; EPA: Washington, DC, 2009. Available at <http://www.epa.gov/otaq/renewablefuels/420d09001.pdf> (accessed June 10, 2009).
- (17) British Standards Institution. *PAS 2050:2008: Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services*; BSI, 2008. Available at <http://shop.bsigroup.com/en/Browse-by-Sector/Energy--Utilities/PAS-2050/> (accessed Aug 16, 2009).
- (18) Kendall, A.; Chang, B.; Sharpe, B. Accounting for time-dependent effects in biofuel life cycle greenhouse gas emissions calculations. *Environ. Sci. Technol.* **2009**, *43*, 7142-7147.
- (19) Shine, K. P.; Berntsen, T. K.; Fuglestvedt, J. S.; Skeie, R. B.; Stuber, N. Comparing the climate effect of emissions of short- and long-lived climate agents. *Philos. T. R. Soc. A* **2007**, *365*, 1903-1914.
- (20) Korhonen, R.; Pingoud, K.; Savolainen, I.; Matthews, R. The role of carbon sequestration and the tonne-year approach in fulfilling the objective of climate convention. *Environ. Sci. Policy* **2002**, *5*, 429-441.

- (21) Fearnside, P. M.; Lashof, D. A.; Moura-Costa, P. Accounting for time in mitigating global warming through land-use change and forestry. *Mit. Adapt. Strat. Gl. Change* **2000**, *5*, 239-270.
- (22) Hellweg, S.; Hofstetter, T. B.; Hungerbühler, K. Discounting and the environment - Should current impacts be weighted differently than impacts harming future generations? *Int. J. Life Cycle Ass.* **2003**, *8* (1), 8-18.
- (23) Moura-Costa, P.; Wilson, C. An equivalence factor between CO₂ avoided emissions and sequestration - description and applications in forestry. *Mit. Adapt. Strat. Gl. Change* **2000**, *5*, 51-60.
- (24) Nordhaus, W. Critical assumptions in the Stern review on climate change. *Science* **2007**, *317*, 201-202.
- (25) Stern, N. *The Economics of Climate Change*; Cambridge University Press: Cambridge, U.K., 2007.
- (26) ICF International. *Lifecycle Greenhouse Gas Emissions due to Increased Biofuel Production: Methods and Approaches to Account for Lifecycle Greenhouse Gas Emissions from Biofuels Production over time*; EPA: Washington, DC, 2009. Available at <http://www.epa.gov/otaq/renewablefuels/rfs2-peer-review-emissions.pdf> (accessed January 7, 2010).
- (27) Lashof, D. A.; Ahuja, D. R. Relative contributions of greenhouse gas emissions to global warming. *Nature* **1990**, *344*, 529-531.
- (28) Smith, S. J.; Wigley, T. M. L. Global warming potentials: 2. Accuracy. *Climatic Change* **2000**, *44*, 459-469.
- (29) Fuglestad, J. S.; Berntsen, T. K.; Godal, O.; Sausen, R.; Shine, K. P.; Skodvin, T. Metrics of climate change: assessing radiative forcing and emission indices. *Climatic Change* **2003**, *58*, 267-331.
- (30) Feng, H. The dynamics of carbon sequestration and alternative carbon accounting, with an application to the upper Mississippi River Basin. *Ecol. Econ.* **2005**, *54*, 23-35.

ANNEXE 2 : ASSESSING TEMPORARY CARBON SEQUESTRATION AND STORAGE PROJECTS THROUGH LAND USE, LAND-USE CHANGE AND FORESTRY: COMPARISON OF DYNAMIC LIFE CYCLE ASSESSMENT WITH TON-YEAR APPROACHES

*Annie Levasseur*¹, Pascal Lesage¹, Manuele Margni¹, Miguel Brandão², Réjean Samson¹*

¹ CIRAIG, Department of Chemical Engineering, École Polytechnique de Montréal, P.O. Box 6079, succ. Centre-ville, Montréal, Québec, H3C 3A7, Canada

² Sustainability Assessment Unit, Institute for Environment and Sustainability, Joint Research Centre, European Commission, Ispra (VA), Italy

Phone: 1-514-340-4711 #4794

Fax: 1-514-340-5913

E-mail: annie.levasseur@polymtl.ca

Abstract. In order to properly assess the climate impact of temporary carbon sequestration and storage projects through land-use, land-use change and forestry (LULUCF), it is important to consider their temporal aspect. Dynamic life cycle assessment (dynamic LCA) was developed to account for time while assessing the potential impact of life cycle greenhouse gases (GHG) emissions. In this paper, the dynamic LCA approach is applied to a temporary carbon sequestration project through afforestation, and the results are compared with those of the two principal ton-year approaches: the Moura-Costa and the Lashof methods. The dynamic LCA covers different scenarios, which are distinguished by the assumptions regarding what happens at the end of the sequestration period. In order to ascertain the degree of compensation of an emission through a LULUCF project, the ratio of the cumulative impact of the project to the cumulative impact of a baseline GHG emission is calculated over time. This ratio tends to 1 when assuming that, after the end of the sequestration project period, the forest is maintained indefinitely. Conversely, the ratio tends to much lower values in scenarios where part of the carbon is released back to the atmosphere due to e.g. fire or forest exploitation. The comparison of dynamic LCA with the ton-year approaches shows that it is a more flexible approach as it

allows the consideration of every life cycle stage of the project and it gives decision makers the opportunity to test the sensitivity of the results to the choice of different time horizons.

Keywords: Life cycle assessment, Dynamic, LULUCF, ton-year, temporary carbon sequestration, carbon footprinting

1. Introduction

Growing concerns about climate change have led to an increasing number of global warming mitigation projects by temporary carbon sequestration through land-use, land-use change and forestry (LULUCF) (Taiyab 2006). Indeed, Annex I Parties to the Kyoto Protocol have in place systems for monitoring and estimating LULUCF carbon stock changes in order to calculate total GHG balances and, hence, their proximity to their specific Kyoto targets. Despite the provision of guidance by the IPCC for this purpose, countries have the liberty of adopting different methods. In practice, methods range from repeated field measurements (e.g. National Forest Inventories) to the compilation of historical datasets and databases, thus resulting in various degrees of completeness, accuracy and uncertainty. It is worth noting that emphasis is given to the net balances and not to the timing issues that this paper captures.

1.1 Assessment of LULUCF projects

Biotic carbon sequestration projects cannot be assessed the same way as emission reductions or permanent sequestration projects because they are potentially reversible by disturbances such as wildfires, or by changes in project management that would return the sequestered carbon back to the atmosphere (IPCC 2000; Moura-Costa 2002). This potential reversibility is the reason why LULUCF projects are often controversial. If an offsetting project based on LULUCF that is used to reduce the national greenhouse gas (GHG) inventory releases back a part of the sequestered carbon to the atmosphere, it will ultimately result in higher GHG emissions than a project aiming at actually reducing fossil GHG emissions, and thereby, worsen climate change impacts. Moreover, some studies have shown that sequestering some carbon and releasing it back to the atmosphere after storing it over a given number of years can lead, at that time, to a higher CO₂ atmospheric concentration and temperature than if nothing was done (Lashof and Hare 1999; Korhonen et al. 2002; Kirschbaum 2003; Kirschbaum 2006). However, temporary sequestration and storage is still worthwhile for mitigating climate change: the amount of CO₂ that would have

been present in the atmosphere during the sequestration period would have had a cumulative effect on global warming (IPCC 2000). Postponing a GHG emission is thus identical to postponing some radiative forcing effect, which is favourable in the short term as it also allows buying time while technology develops in the field of GHG emission reduction and mitigation (Chomitz 2000; Marland et al. 2001; Noble and Scholes 2001).

To properly assess these types of projects, it is important to consider their temporal aspects (Feng 2005). There is currently no consensus in the scientific community on the approach to use for estimating credits associated with LULUCF projects. The ton-year accounting system (also called Mg-year) is the most widely discussed approach and has been given particular attention by the International Panel on Climate Change (IPCC) in its special report on LULUCF (IPCC 2000), despite the fact that the Kyoto Protocol has apparently precluded any equivalency factor approach. A ton-year system bases the determination of the credits to be given to a temporary sequestration project for carbon mitigation on the amount of carbon stored for each year that the carbon stock is maintained. Different methods, based on different data and assumptions, have been proposed to generate equivalency factors that can be used to compare temporary sequestration scenarios (Chomitz 1998; Dobes et al. 1998; Tipper and de Jong 1998).

Among them, the Moura-Costa and the Lashof approaches are distinguished by their use of Absolute Global Warming Potential (AGWP), a concept widely accepted in the scientific community and used under the Kyoto Protocol for climate change impact assessment (IPCC 2000), to generate equivalency factors. AGWP is the cumulative radiative forcing over a given time horizon of a unit mass of GHG released to the atmosphere at one time, as shown in Equation 1 (Forster et al. 2007):

$$AGWP = a \times \int_0^{TH} C(t) dt \quad (1)$$

where TH is the time horizon [years], a is the instantaneous radiative forcing per unit mass increase in the atmosphere [$\text{Wm}^{-2}\text{kg}^{-1}$] and $C(t)$ is the time-dependent atmospheric load of the released GHG [kg], given by the Bern carbon cycle-climate model for CO_2 (Joos et al. 2001), and by a first-order decay equation for other GHGs (Forster et al. 2007). The well-known Global Warming Potential (GWP) index developed by the IPCC is defined by the AGWP value of the

released GHG for a given time horizon divided by the value of AGWP of CO₂ for the same time horizon.

For both the Moura-Costa and the Lashof methods, which are illustrated in Figure 1, the baseline is the impact on radiative forcing over a 100-year time period, which is the reference time frame set for the Kyoto Protocol (UNFCCC 2008), caused by an emission at time zero of one ton of CO₂. Over this period, the atmospheric load curve integral is approximately 48 ton-years (Figure 1a), using the IPCC's Fourth Assessment Report data (Forster et al. 2007 p.212).

The Moura-Costa method (Moura-Costa and Wilson 2000) uses this value to generate an equivalency factor of 48 years, which means that removing one ton of CO₂ from the atmosphere and storing it for 48 years is equivalent, in a 100-year integration and in terms of avoided radiative forcing, to avoiding a one ton pulse emission of CO₂ (Figure 1b). The credits are then distributed evenly, meaning that storing one ton of CO₂ for one year compensates for a pulse emission of 0.02 ton (1 ton-year divided by 48 ton-years/ton CO₂).

Alternatively, the Lashof method (Fearnside et al. 2000) considers that temporary sequestration is equivalent to delaying an emission until the end of the sequestration period, and that the benefit of this sequestration is represented by the difference in the integrals of the two curves within the time horizon of 100 years. The benefit is thus the part of the area under the curve that is pushed beyond the 100-year limit (Figure 1c). Using the IPCC's Fourth Assessment Report data (Forster et al. 2007), the sequestration of one ton of CO₂ during 48 years would have a benefit of approximately 19 ton-years. This results from the difference between i) the atmospheric load curve integral, from 0 to 100 years, for an emission occurring at time zero (baseline curve in Figure 1c) and ii) the atmospheric load curve integral, from 48 to 100 years, of the delayed emission (delayed emission curve in Figure 1c). Thus, the credit given for the sequestration of one ton of CO₂ during 48 years would be 0.4 ton CO₂-eq (19 ton-years divided by 48 ton-years/ton CO₂-eq), contrary to the 1 ton calculated with the Moura-Costa method. Note that under the Lashof method, the credits are not evenly distributed in time and depend on the time by which the emission is delayed, which also means that the delay time must be known prior to its realization in order to quantify the credits. The Moura-Costa method assigns a higher value to temporary storage, as it states that the storage of carbon for 48 years compensates for 100% of

the emission, with the consequence that storing 1 ton of carbon over 100 years would compensate for 208% of that emission, compared to 100% in the Lashof method.

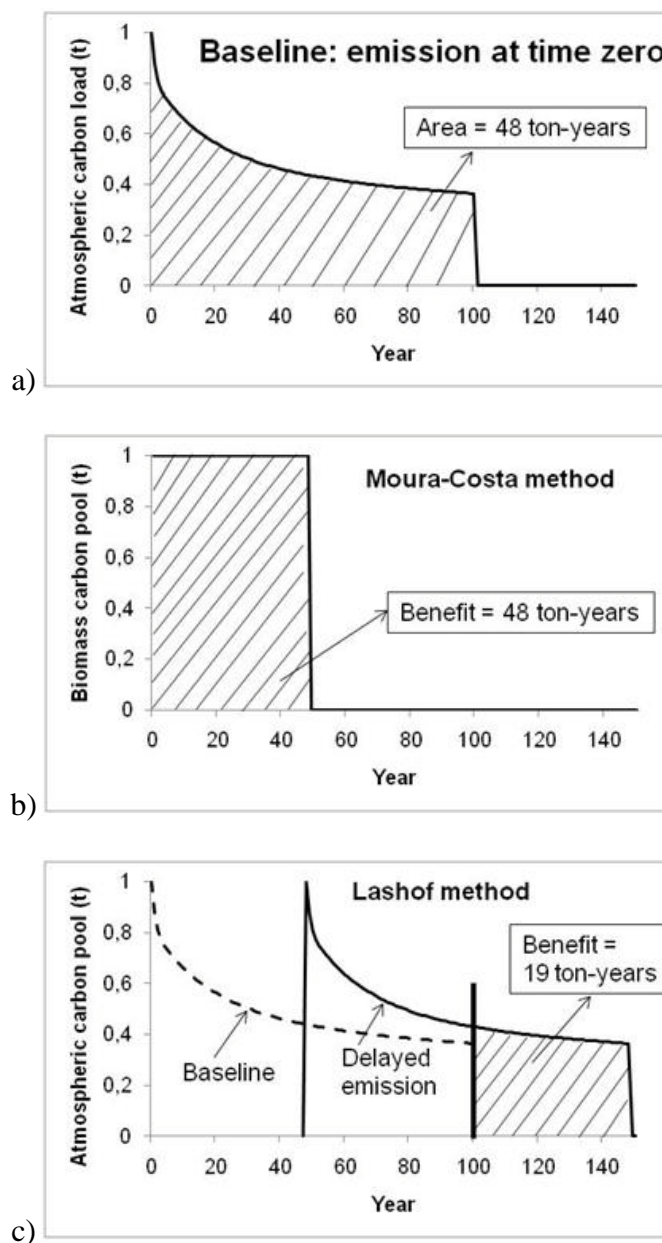


Fig. 1 Illustration of the two principal ton-year approaches for a 100-year time horizon: the Moura-Costa method (b) and the Lashof method (c), both of which being based on the cumulative radiative forcing of one ton CO₂ (a)

1.2 LULUCF projects and life cycle assessment

Life cycle assessment (LCA) is a method used to determine the potential environmental impacts of a product or project over its entire life cycle, from raw material extraction to end-of-life (ISO 14040 2006). LCA is increasingly used to compare GHG mitigation scenarios such as fossil fuel replacement with biofuels, carbon capture and storage, etc. (Menichetti and Otto 2009; Reijnders and Huijbregts 2009). This methodology could also be very useful for comparing different LULUCF projects because it includes the contribution of every life cycle stage, such as planting, fertilisation, weeding, pest control, harvesting, infrastructures, transportation, etc. It also typically considers the potential impacts of projects on a comprehensive range of environmental problems, not only climate change (Hauschild 2005).

However, LCA does not currently meet the need for temporal resolution necessary for the assessment of temporary carbon sequestration projects because it typically excludes temporal information from the computation (ISO 14040 2006). First, during the life cycle inventory phase (LCI), the emissions of a given pollutant stemming from all the unit processes dispersed through space and time are simply summed to give one single aggregated emission (Heijungs and Suh 2002), whereby all temporal information is lost. For example, the amount of biogenic carbon that is uptaken by biomass (recorded as a negative emission in LCA), is added to the (positive) amount of biogenic carbon released back to the atmosphere at end-of-life, resulting in a net zero emission. Second, during the life cycle impact assessment phase (LCIA), the potential impacts of the aggregated emissions calculated in the inventory phase are assessed by multiplying them with characterization factors that are based on a fixed time horizon (Udo de Haes et al. 2002). While for most impact categories this time horizon is infinity, for climate change it is usually set to 100 years. What is problematic is not the chosen time horizon *per se*, but rather that it is fixed, irrespective of the time the GHG emission occurred. This implies that impact scores calculated from emissions inventories occurring over different time scales do not cover the same LCA temporal boundaries (the period covered by the assessed impact), but depend on the product system assessed (Levasseur et al. 2010).

The inclusion in LCA of temporary carbon storage and delayed emissions of GHGs (based on the Moura-Costa and Lashof approaches) has previously been proposed by Nebel and Cowell (2003), Clift and Brandão (2008), the British Standards Institute / Carbon Trust PAS 2050 (BSI 2008),

the European Commission's ILCD Handbook (2010), Müller-Wenk and Brandão (2010), and Courchesne and co-workers (2010). More recently, Levasseur et al. (2010) propose a dynamic LCA approach to account for time in LCA and first applied it to data from the US EPA lifecycle GHG analysis on renewable fuels (USEPA 2009) to show how dynamic LCA leads to more consistent results for global warming impact assessment when temporal aspects are prevalent, as is the case when considering land-use change emissions in biofuel studies. In a dynamic LCA, emissions are not aggregated in the inventory, and their temporal profiles are considered and specifically assessed with characterization factors, which have flexible time horizons to account for the timing of the emissions in respect to the chosen time horizon of the LCA. The result of this approach is a measure of the potential impact of the studied product or project on radiative forcing at any given time.

The objective of this paper is to apply the dynamic LCA approach to the assessment of a temporary carbon sequestration project by afforestation and to compare the results to those obtained with two alternative approaches: the Moura-Costa and the Lashof methods, which are based on the ton-year approach.

2. Methodology

2.1 Application of dynamic LCA to an afforestation project

A case study is presented in this paper, using data from a paper on afforestation in open woodlands, where at natural conditions very poor regeneration occurs because of the irreversible conversion of closed-crown black spruce forest to open woodlands following a wildfire (Gaboury et al. 2009). The aim of that study was i) to estimate the theoretical net carbon balance of a black spruce afforestation project in Québec's boreal forest and ii) to determine the GHG emissions related to the execution of this project (harvesting, plantation activities, etc.) using life cycle assessment methodology. The CO2FIX model (Groen et al. 2006) was used to predict the carbon dynamics of the natural regeneration and afforestation scenarios. Figure 2 presents the results of the net carbon balance used in this paper, which is the difference in carbon stocks between the natural regeneration and the afforestation scenarios. During the first 20 years, the carbon balance is decreasing because the loss from the decomposition of organic matter is higher than the gain from the growth of trees (Gaboury et al. 2009). This is due to the removal of existing stems, prior

to plantation, and to the preparation of the soil, which increases the decomposition rate of its organic matter.

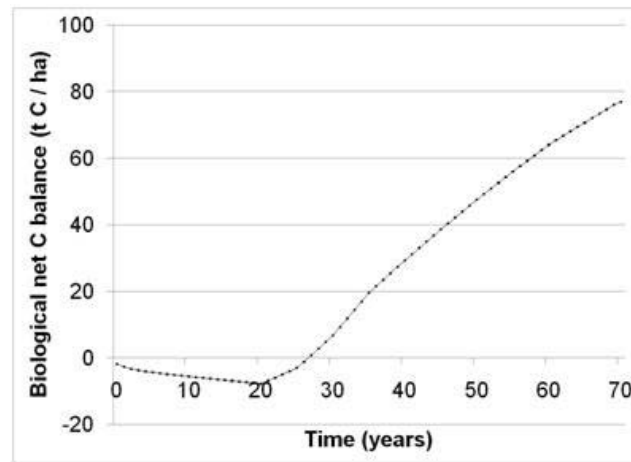


Fig. 2 Net carbon balance of an open woodland afforestation project in Québec's boreal forest over 70 years (afforestation minus natural regeneration) from Gaboury et al. (2009)

The purpose of this case study is to apply dynamic LCA on a hypothetical afforestation project which compensates for a baseline pulse-emission of 1,000 kg CO₂, which corresponds, for example, to the emission caused by approximately 5,000 km of continental air travel for one person (ecoinvent database). The surface needed (34.6 m²) for the afforestation project to sequester the total amount of carbon was determined linearly using the final net carbon balance after 70 years (see Equation 2).

$$Surface [m^2] = \frac{Emission\ to\ compensate [kg\ CO_2] \times 0.2727 \frac{kg\ C}{kg\ CO_2}}{Final\ net\ carbon\ balance \left[\frac{kg\ C\ stored}{ha} \right] \times \frac{1\ ha}{10,000\ m^2}} \quad (2)$$

Dynamic inventories were built for the natural regeneration and the different sequestration scenarios presented in Table 1. To do so, the time scale was divided in one-year time steps and the carbon fluxes for each time step were calculated using the carbon balance data for the afforested surface determined previously. A net carbon sequestration is defined as a negative emission, because it reduces the amount of atmospheric CO₂, leading to a negative radiative forcing following a symmetric profile compared to a positive emission (Korhonen et al. 2002). The life cycle GHG emissions coming from the afforestation operations (seed production,

harvesting operations, plantation, transportation, etc.) have not been added to the dynamic inventory for simplification purposes because they represent only 0.4% of the radiative forcing of the total amount of carbon sequestered for this study (Gaboury et al. 2009) and they do not change the results significantly.

Table 1 Description of the five scenarios assessed with dynamic LCA

| SCENARIO | DESCRIPTION | | |
|--------------------------|--|---|--|
| | At time $t=0$ | At time $0 < t < 70$ | At time $t \geq 70$ |
| Baseline emission | <ul style="list-style-type: none"> • 1,000 kg CO₂ released | <ul style="list-style-type: none"> • No sequestration activities | <ul style="list-style-type: none"> • No sequestration activities |
| Neutral | | <ul style="list-style-type: none"> • Sequestration of 1,000 kg CO₂ over 70 years by afforestation of 34.6 m² of black spruce in Quebec's boreal forest | <ul style="list-style-type: none"> • No sequestration nor emission beyond $t=70$ years |
| Fire | | | <ul style="list-style-type: none"> • At $t=70$ years, all carbon sequestered in biomass is released as CO₂ after a wildfire |
| Exploitation | | | <ul style="list-style-type: none"> • At $t=70$ years, trees are cut to produce building materials and non-stem materials (branches, leaves, etc.) are burned (carbon released as CO₂) • At $t=145$ years, building materials are burned (carbon released as CO₂) |
| Fire multi-gas | | | <ul style="list-style-type: none"> • Same as fire scenario except carbon is released as CO₂ (99.7%) and methane (0.3%) |
| Landfill | | | <ul style="list-style-type: none"> • Same as exploitation scenario except carbon is released as CO₂ (99.7%) and methane (0.3%) at $t=70$ years and building materials are landfilled at $t=145$ years |

The time-dependent potential impact on global warming $GWI_{inst}(t)$ [Wm^{-2}] was computed for the natural regeneration and the different afforestation scenarios (Table 1) by combining the dynamic inventory $g(t)$ [kg] with the instantaneous dynamic characterization factors for global warming $DCF(t)$ [$\text{Wm}^{-2}\text{kg}^{-1}$] developed by Levasseur et al. (2010), as shown in Equations 3 and 4.

$$DCF(t) = AGWP(t) = \int_{t-1}^t a \times C(t) dt \quad (3)$$

$$GWI_{inst}(t) = \sum_{i=0}^t g(i) \times DCF(t-i) \quad (4)$$

The dynamic characterization factors $DCF(t)$ (see Equation 3) are first calculated for each GHG as the absolute global warming potential at any one-year time step following an emission. They express the radiative forcing occurring between time $t-1$ and t caused by a pulse-emission at time zero. The total radiative forcing occurring at time t is then calculated by multiplying each GHG emission by its respective dynamic characterization factor $DCF(t-i)$ calculated for the time elapsed between the emission (time i) and time t (see Equation 4). For example, to determine the impact on radiative forcing at year 100, one would characterize an emission occurring at year 99 with a DCF calculated over a period of one year $DCF(1)$, at year 98 with $DCF(2)$, etc. Ultimately, the emission occurring at year 0 would be characterized with $DCF(100)$. Equation 4 applies to all the GHG life cycle emissions. $GWI_{inst}(t)$ is thus the sum of the radiative forcing occurring at time t for all these emissions. Finally, the net impact was calculated by subtracting the impact $GWI_{inst}(t)$ of the natural regeneration scenario from the impact of each afforestation scenario.

Six different scenarios were developed, summarized in Table 1. The “baseline emission scenario” consists in the release of 1,000 kg CO_2 into the atmosphere at time zero without any sequestration. The other scenarios consist in the same baseline emission of 1,000 kg CO_2 , followed by the sequestration of 1,000 kg CO_2 over 70 years by afforestation, an attempt to compensate for it. What differentiates the latter scenarios is the fate of the forest at the end of the project. In the “neutral scenario”, nothing happens with the forest and we suppose that no net sequestration, nor emission, will happen after the 70-years target. In the “fire scenario”, we assume that a wildfire destroys the forest the first year following the end of the project. In this case, only the amount of carbon sequestered in biomass (not in the soil) is released back to the

atmosphere, which represents 74% of the total amount of carbon sequestered (Gaboury et al. 2009). In the “exploitation scenario”, all the trees are cut down at the end of the project so that the commercial part of the stem (39% of total sequestered carbon) is used in building materials with a 75-year lifetime and carbon coming from other wooden parts (branches, roots, sawmill residues, etc.) is released in the first year following the end of the project through burning with no energy recovery. We emphasize that only the carbon sequestered in the soil is assumed to be permanently sequestered and stored. This assumption is justified only if the land remains as forest since any land-use change might release the soil carbon back to the atmosphere (IPCC 2000). For all scenarios, every emission, whether positive or negative, is assumed to be in the form of CO₂.

For the “fire multi gas scenario”, the assumptions of the “fire scenario” were adopted, i.e. 74% of the sequestered carbon is released the year following the end of the project. However, the carbon emissions are now assumed to be CO₂ and methane (CH₄) in order to investigate the bias induced in the results by assuming all carbon emissions are CO₂. Amiro et al. (2009) have studied the GHG emissions coming from Canadian boreal forest fires. They used emission factors from the database developed by Andreae and Merlet (2001) that express the mass of different gases emitted per unit mass of dry fuel. The details of the calculations can be found in the supporting material (Online Resource). Finally, the “landfill scenario” is the same as the “exploitation scenario”, except that the carbon released by the burning of the wooden residues at t=70 years is divided between CO₂ and CH₄, as in the “fire multi gas scenario”, and the building materials are landfilled at t=145 years. Wood in landfills is poorly degraded because of the presence of lignin and around 97% of the carbon stays sequestered indefinitely (Micales and Skog 1997). The details of this scenario can also be found in the supporting material (Online Resource).

The cumulative impact on global warming $GWI_{cum}(t)$ at a given time is obtained for each scenario by adding the instantaneous impact of the previous time steps (see Equation 5). By comparing the cumulative impact $GWI_{cum}(t)$ of two different scenarios at a given time, it is possible to determine which one causes the less total radiative forcing over that time period.

$$GWI_{cum}(t) = \sum_{i=0}^t GWI_{inst}(i) \quad (5)$$

Finally, the ratio of the cumulative impact of each sequestration scenario over the cumulative impact of the baseline 1,000 kg CO₂ emission to compensate $ratio_seq(t)$ was computed (see Equation 6).

$$ratio_seq(t) = \frac{[GWI_{cum}(t)]_{baseline} - [GWI_{cum}(t)]_{scenario}}{[GWI_{cum}(t)]_{baseline}} \quad (6)$$

This ratio indicates whether the benefits of the sequestration project on radiative forcing compensate for the impact of the baseline emission. For a given time horizon, a ratio of 1 indicates that the sequestration scenario has saved, over this time horizon, a total amount of radiative forcing equal to the total radiative forcing caused by the baseline 1,000 kg CO₂ emission. A ratio lower than 1 indicates that the sequestration scenario is not enough to compensate for the radiative forcing caused by the baseline emission over that time horizon, and inversely, a ratio higher than 1 means that the sequestration scenario more than fully compensates for it.

2.2 Comparison of the Moura-Costa and the Lashof methods with traditional and dynamic LCA

The Moura-Costa and the Lashof methods are used to assess the temporary sequestration project for the same afforested surface (34.6m²), and for a time horizon of 100 years. These approaches are applied in two different ways: i) the first one, called “static”, does not consider the time-dependent carbon balance and assumes that all the carbon is sequestered at time t=0, and then stored for 70 years, which is the time frame of the project, and ii) the second way, called “dynamic”, considers that the amount of carbon sequestered each year (as shown in Figure 2) is stored from the year of the sequestration until the end of the 70-year project.

The Moura-Costa (MC) method gives a constant credit of 0.02 ton CO₂-eq for every year a ton of CO₂ is stored. The static (s) result in kg CO₂-eq is obtained by multiplying the total net amount of CO₂ sequestered by this equivalency factor and by the duration of the sequestration, which is 70 years (see Equation 7).

$$MC(s) = 1,000 \text{ kg CO}_2 \times 0.02 \text{ ton CO}_2\text{eq} / \text{ton CO}_2 \cdot \text{year} \times 70 \text{ years} \quad (7)$$

To obtain the dynamic (d) result of the Moura-Costa approach, the amount of CO₂ sequestered at a given year is multiplied by the credit of 0.02 ton CO₂-eq and by the number of years from the moment it is sequestered to the end of the project (70 years). This means that, for instance, the amount of carbon sequestered on year 50 will be multiplied by the equivalency factor 0.02 ton CO₂-eq/yr and by 20 years, the latter being the time it will be stored (from year 50 to 70). For the years when the carbon balance shows a net emission (from 0 to 20 years), the value of the emission is subtracted from the total credit (see Equation 8). These emissions, caused by the soil preparation prior to plantation, must be taken into account, and subtracted from the credit, since this part of the credit is used to cancel them, and is no more available to compensate for the baseline emission.

$$MC(d) = \sum_{t=21}^{70} [CO_{2,sequestered}(t) \times (70-t) \times 0.02] - \sum_{t=1}^{20} CO_{2,released}(t) \quad (8)$$

In the Lashof (L) approach, the credit given for temporary carbon sequestration and storage is not constant but rather depends on the number of years carbon will be stored. The static result, which assumes that the total net amount of carbon is sequestered at time $t=0$, is obtained by multiplying the total amount of CO₂ sequestered by the part of the area under the load curve which is pushed beyond the 100-year time horizon. Since the length of the storage period is 70 years, the benefits are given by the area under the baseline curve (see Figure 1a) going from year 30 to 100 ($AREA_{30 \text{ to } 100}$). This value is then divided by 48 ton-years/ton CO₂-eq ($AREA_{0 \text{ to } 100}$), which is the value in ton-years of a pulse emission at time $t=0$, to get the value of the credit. Equation 9 shows this calculation.

$$L(s) = \frac{1,000 \text{ kg } CO_2 \times AREA_{30 \text{ to } 100} \text{ ton} \cdot \text{year} / \text{ton } CO_2}{AREA_{0 \text{ to } 100} \text{ ton} \cdot \text{year} / \text{ton } CO_2 \text{eq}} \quad (9)$$

Equation 10 gives the formula used to get the dynamic result for the Lashof method. The benefit in ton-years is determined for every amount of CO₂ sequestered according to the number of years of storage, and the total benefit is then divided by 48 ton-years/ton CO₂-eq to get the value of the credit. For instance, the amount of carbon sequestered on year 50 is stored from year 50 to year 70, i.e. over a time period of 20 years. Since storing carbon for 20 years is equivalent to delaying an emission for 20 years, the benefit is given by the area under the baseline curve from year 80 to

100. Just as for the Moura-Costa method, for the years when the carbon balance shows a net positive emission, the value of the emission is subtracted from the total credit.

$$L(d) = \sum_{t=21}^{70} \frac{[AREA_{(t+30)to100} \times CO_{2sequestered}(t)]}{AREA_{0to100}} - \sum_{t=1}^{20} CO_{2released}(t) \quad (10)$$

Finally, for comparison purposes, a traditional static LCA and a dynamic LCA are performed on the sequestration project. The application of the Moura-Costa and the Lashof approaches implies that the carbon is released back to the atmosphere at the end of the storage period. To be consistent with this assumption, the static and dynamic LCA results are calculated assuming that the total amount of CO₂ sequestered (1,000 kg) is released back to the atmosphere after 70 years. The traditional static LCA result $LCA(s)$ is simply given by the sum of every CO₂ flux, multiplied by the characterization factor, which is the GWP value for a 100-year time horizon (see Equation 11).

$$LCA(s) = \sum_{t=1}^{70} (CO_{2released}(t) - CO_{2sequestered}(t)) \times GWP_{100} \quad (11)$$

The dynamic LCA result $LCA(d)$ is obtained by dividing the cumulative impact on global warming GWI_{cum} for a 100-year time horizon (obtained with Equation 5) by the cumulative radiative forcing of a 1 kg CO₂ pulse emission occurring at $t=0$ (obtained with Equation 1) to get a value in CO₂-eq (see Equation 12).

$$LCA(d) = \frac{GWI_{cum}(100)}{AGWP(100)} \quad (12)$$

3. Results and discussion

3.1 Application of dynamic LCA to an afforestation project

Figure 3 presents the results obtained with dynamic LCA for the assessment of the afforestation project i.e. the instantaneous (a) and cumulative (b) impact on global warming as computed with Equations 4 and 5, respectively, and the ratio (c) of the cumulative impact of the sequestration project over the cumulative impact of the baseline emission as computed with Equation 6.

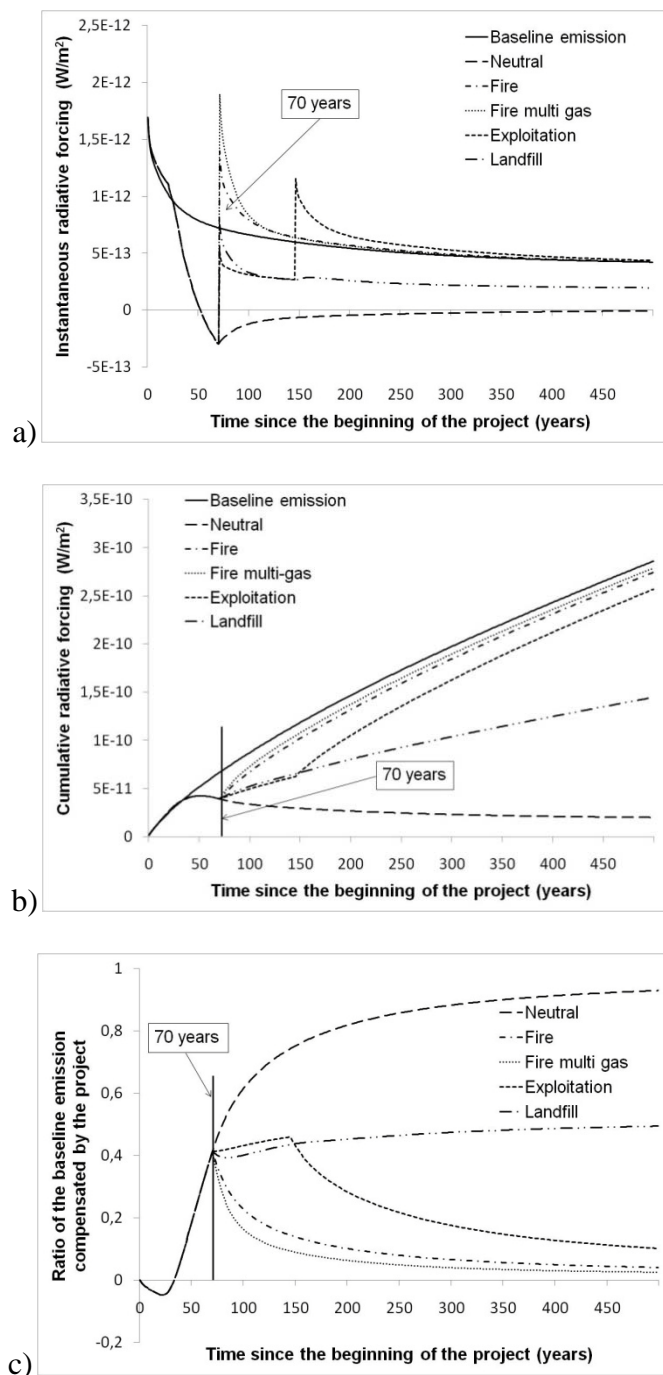


Fig. 3 (a) Instantaneous and (b) cumulative impact on global warming obtained with dynamic LCA for a baseline emission of 1,000 kg CO₂ and five different sequestration scenarios of afforestation in a boreal forest and (c) ratio of the cumulative impact of the baseline emission of 1,000 kg CO₂ compensated by the afforestation project

The curves for the five sequestration scenarios are overlaying each other for the first 70 years because the difference between the scenarios resides in what is happening with the project at the end of the sequestration period. Instantaneous dynamic LCA results (Figure 3a) show the time-dependent potential impact on global warming, for a baseline emission scenario and five different mitigation scenarios (see Table 1) starting from $t=0$, time when the emission of 1,000 kg CO₂ occurs. The net radiative forcing for every sequestration scenario is positive for the first 50 years, and is even greater than the radiative forcing of the baseline emission itself for the first 25 years, because the net carbon balance of the afforestation project is negative in this period (Figure 2), meaning that a net CO₂ emission is added to the baseline 1,000 kg CO₂, increasing the total impact on global warming during that period of time.

The curve of the cumulative impact (Figure 3b) for the neutral scenario tends to zero with time as the total amount of carbon stored in the biomass, which is the same amount of carbon released at time zero, is assumed to stay sequestered indefinitely. This is also observed in Figure 3c, where the ratio of the impact of the baseline emission compensated by the afforestation project of the neutral scenario tends actually to 1 for an infinite time horizon. This means that a traditional LCA of the sequestration project with the assumptions of the neutral scenario gives the same result as a dynamic LCA integrated to infinity. In this case, if one were to assume an infinite time horizon, the sequestration project would fully compensate the total effect of the baseline GHG emission. But, as shown in Figure 3c, the shorter the time horizon, the lesser is the compensation. A shorter time horizon increases the relative importance of what is happening earlier, which is a positive radiative forcing for the first 50 years. The benefits of the sequestration come later and, for short time horizons, do not have the time to substantially compensate for the baseline emission. Figure 3 shows the sensitivity of the results to the choice of a time horizon. For instance, the fire scenario reaches a compensation ratio of 0.23 for a 100-year time horizon, and of 0.04 for a 500-year time horizon. Under very long (a few centuries) or infinite time frames, there may be insignificant or no benefits at all to temporary carbon storage.

The plausibility of the assumptions made for the neutral scenario is questionable. In reality, black spruces in boreal forests reach maturity around 70 years following their plantation (MRNFP 2003), but they still sequester or release CO₂ after that time. This means that the carbon balance following the end of the project is probably not neutral. More research would be needed to quantify this additional amount of carbon sequestered or released in order to modify the neutral

scenario, which intends to reflect the most optimistic conditions. On the other hand, wildfires are very common in boreal forests and their probabilities must be considered while determining the more realistic mean age of a typical mature tree (Bergeron et al. 2006).

The fire and exploitation scenarios draw the attention on an important and controversial aspect of sequestration through forestry: the management of the project after its end. The assumption made for the neutral scenario, in which the total amount of carbon sequestered during the project stays indefinitely in the biomass, is not realistic. Practical projects have a finite duration and the responsibility of the manager for the carbon pool has an end (Korhonen et al. 2002). Forests are also vulnerable to natural disturbances such as wildfires and pests that would cause at least a partial release of the sequestered carbon back to the atmosphere (García-Oliva and Masera 2004). Of course, the results presented in Figure 3 are very much affected by the assumption that no forest is replanted after the fire or the exploitation, since no carbon flux is considered following these events. Therefore, the general conclusion that the ability of an afforestation project to compensate for a fossil-based GHG emission is very sensitive to what happens at the end of the project still stands.

The effect of the carbon released back to the atmosphere at different times after the end of the project, different across scenarios, can be seen in the instantaneous radiative forcing results shown in Figure 3a. The results for cumulative radiative forcing shown in Figure 3b do not tend to zero for these scenarios as there is more carbon emitted to the atmosphere than sequestered as a final balance. This effect can also be observed from the ratios of the cumulative impacts over time, shown in Figure 3c. Increasing the time horizon beyond the sequestration time decreases the ratio of the impact of the baseline emission recovered by the afforestation project.

We emphasise that the assumptions made for the fire and the exploitation scenarios could be refined. Growing trees sequester carbon by absorbing carbon dioxide present in the atmosphere during photosynthesis. However, the carbon released back to the atmosphere during a fire, although mostly in the form of CO₂, is also partly released as methane (Amiro et al. 2009), which has a GWP₁₀₀ 25 times higher than that of CO₂ (Forster et al. 2007). The fire multi gas scenario considers both gases. Even if the amount of CO₂ released by the fire is 334 times higher than the amount of methane (on a mass basis), the fraction of the impact of the baseline emission that is compensated by the fire multi-gas scenario is significantly different than that by the simplified

fire scenario. For a time horizon of 100 years, for example, the compensation for the fire multi-gas scenario is 16% of the impact of the baseline emission, while the compensation is 23% for the CO₂-only fire scenario. The dynamic LCA approach can determine the impact on radiative forcing of any given GHG if inventory data are available, which could be applied to any scenario. The landfill scenario also raises the important question of permanent sequestration. As most of the wood contained in the building materials landfilled at their end-of-life will not be degraded, a part of the carbon can be considered as permanently stored. The dynamic LCA allows assessing it as shown in Figure 3c, where it is shown that the ratio of the baseline emission compensated by the landfill scenario is much higher than that of the scenarios which are releasing the total amount of carbon back to the atmosphere.

3.2 Comparison of the Moura-Costa and the Lashof methods with traditional and dynamic LCA

Table 2 shows the results obtained by applying the Moura-Costa (Equations 7 and 8), the Lashof (Equations 9 and 10) and the LCA (Equations 11 and 12) methods, in both the so-called “static” and “dynamic” interpretations, with a time horizon of 100 years. The calculated credit (in kg CO₂-eq) is presented on the first line and expresses the ability of the project to compensate for a baseline GHG emission. On the second line, the credit is transformed into a ratio of the baseline emission by dividing it by 1,000 kg CO₂-eq. A ratio below 1 indicates that the afforestation of 34.6m², as assessed with the respective methods, is not enough to compensate for the baseline emission, and a ratio over 1 indicates the opposite. On the third line, the surface needed to obtain a ratio of 1, according to each approach, is also computed. For example, if the initial afforestation project, which covers 34.6 m², compensates for 0.5 of the baseline emission, the surface needed to obtain the full compensation is twice the initial surface, i.e. 69.2 m². Finally, the last line of the table gives the fraction of the initial surface that this new surface represents. Using the last example, the fraction of the initial surface would be 2.0.

Table 2 Static and dynamic results of the Moura-Costa, the Lashof and the LCA methods applied to an afforestation project in boreal forest for a time horizon of 100 years

| | Moura-Costa | | Lashof | | LCA | |
|---|--------------------|---------|---------------|---------|------------|---------|
| | Static | Dynamic | Static | Dynamic | Static | Dynamic |
| Calculated credit (kg CO ₂ -eq) | 1,464 | 500 | 605 | 182 | 0 | 226 |
| Ratio of the baseline emission compensated by the project | 1.46 | 0.50 | 0.61 | 0.18 | 0 | 0.23 |
| Afforested surface needed to compensate the baseline emission (m ²) | 24 | 69 | 57 | 190 | N/A | 56 |
| Fraction of the initial 34.6m ² surface | 0.68 | 2.00 | 1.65 | 5.48 | N/A | 1.62 |

The high variability of the results presented in Table 2 shows that the ability of a temporary sequestration and storage project to compensate for a certain GHG emission highly depends on the chosen assessment method, and on the related assumptions. Because they assume that all the carbon is sequestered at time $t=0$, which is an overestimation of the real storage time, the “static” interpretations of the Moura-Costa and the Lashof methods obtain higher values for the calculated credit than their dynamic equivalent. The credit calculated for the static LCA method (0 kg CO₂-eq) shows that current LCA does not allow giving a value to temporary carbon storage. Since the total amount of carbon sequestered is released back to the atmosphere at the end of the project, the net emission is zero, corresponding to a zero impact. As explained in the introduction, the Moura-Costa method gives a much higher value than the Lashof and LCA approaches, since it considers that the storage of carbon for 48 years compensates for 100% of the equivalent emission, compared to 100 years for the Lashof approach. The static Moura-Costa result implies that 1,000 kg CO₂ is stored for 70 years, which is longer than this 48 years. This is why the calculated credit is higher than the baseline emission.

The same scientific basis is used for the Moura-Costa, the Lashof, and the dynamic LCA approaches, which is the cumulative radiative forcing concept (AGWP) developed by the IPCC, but the way it is used to give value to temporary carbon storage differs. The dynamic LCA approach goes a step further by giving the value of the impact on radiative forcing caused by the project at any given time, for any temporal profile and for every GHG. Both Moura-Costa and Lashof methods are developed for CO₂ only; they do not allow for the consideration of other GHGs, nor of other activities associated with the project such as the different scenarios presented in this paper. Dynamic LCA is a more flexible and comprehensive approach as it allows considering all the GHG fluxes emitted or sequestered during the different steps of the project life cycle, which gives an insight of the impact of the whole project on global warming. The dynamic LCA approach has the advantage to be consistently applicable to other impact categories by developing further sets of dynamic characterization factors (Levasseur et al. 2010), in the case where the objective would be to expand the scope of the analysis of the LULUCF project to environmental problems other than global warming.

Decision makers often need to make value judgements on the relative importance of short- and long-term impacts (Hellweg et al. 2003). Giving permanent credits for temporary sequestration activities is made possible only by the choice of a time horizon beyond which impacts are not considered (100 years in the present case); a larger importance is implicitly given to what happens in the short term, and the long term is overlooked. The choice of time horizons rely more on political decisions than on scientific approaches (Fearnside 2002; Shine 2009). Both Moura-Costa and Lashof methods use an implicitly fixed time horizon of 100 years to determine the carbon credits of specific projects. This is unfortunately not always clear for decision makers. Dynamic LCA allows the use of flexible time horizons, which can be determined at anytime in the process, since the results are detailed in time. This flexibility supports the performance of sensitivity analyses, helping decision makers to understand how the arbitrary choice of time horizon affects the results of the analysis. Dynamic LCA also offers a consistent way to look at the impact of different events occurring after the end of the afforestation project such as wildfires or different uses of the wood, which cannot be done with ton-year approaches.

The dynamic characterization factors developed for global warming have the same principal limitation as any method based on IPCC's data for radiative forcing, which is the use of an instantaneous radiative forcing value and an atmospheric GHG load expression that do not vary

with CO₂ atmospheric concentration. In the Fourth Assessment Report (Forster et al. 2007), these variables are calculated for an atmospheric concentration of 378 ppm CO₂. Korhonen et al. (2002) have shown that the use of a more complex model for carbon dynamics, where the variation of CO₂ atmospheric concentration is considered, can change the conclusions regarding the benefits of a sequestration project. The integration of a dynamic carbon model into the dynamic LCA method could therefore be an interesting approach. However, it should be noted that modeling with a variable CO₂ concentration implies the use of future emission scenarios (such the ones developed by the IPCC) which are highly uncertain.

Another limitation of dynamic LCA and ton-year approaches is the lack of consideration for the impacts of afforestation or deforestation activities on albedo effect. Indeed, some researchers have shown that the plantation of conifers in regions covered with snow or the deforestation activities in some particular geographical zones can have the opposite impact on global warming than the objective of the project by a change in surface albedo (Betts 2000; Bala et al. 2007). Schwaiger et al. (2010) propose an approach to incorporate albedo changes in carbon accounting and suggest that LCA studies done on land use change projects include these non-GHG effects on climate in the future. Muñoz et al. (2010) present a methodology to include the impact of land surface albedo changes as CO₂-eq in LCA studies. In this paper, we made the choice to restrain the scope of our research to the impact pathway linked to GHG emissions with dynamic LCA. However, combining this with approaches for assessing the albedo effects would certainly improve the relevance of assessing LULUCF projects and therefore provide more robust recommendations

4. Conclusions

Giving permanent credits for temporary carbon sequestration and storage projects is still a hotly-debated issue. This paper compared the dynamic LCA approach (Levasseur et al. 2010) with two well-known methods proposed to determine the credits due to LULUCF projects: the Moura-Costa and the Lashof approaches. We showed that the dynamic LCA approach has the following key advantages: (1) it is a flexible approach as it consistently evaluates the impact on radiative forcing occurring at any given time caused by every GHG flux; (2) it allows the consideration of every life cycle step of the project, such as harvesting, plantation, transport and also different

end-of-life scenarios; and (3) it gives decision makers the opportunity to test the sensitivity of the choice of different time horizons.

This analysis shows that the results from the assessment of LULUCF projects vary significantly across the alternative approaches. Therefore, it is important that the method used be as transparent as possible so that the sensitivity to the different assumptions and temporal choices can be determined and made explicit. Dynamic LCA is capable of fulfilling this need, but further research is necessary to improve the method so that it better represents the impact of temporary sequestration projects.

Acknowledgements. The authors acknowledge Jean-François Boucher, Simon Gaboury, Achille-Benjamin Laurent, Claude Villeneuve and Jean-Robert Wells from Université du Québec à Chicoutimi for their advice and the industrial partners of the International Chair in Life Cycle Assessment (a research unit of CIRAIG) for their financial support: Alcan, Arcelor-Mittal, Bell Canada, Cascades, Eco-Entreprises-Québec/Recyc-Québec, Groupe EDF/GDF-SUEZ, Hydro-Québec, Johnson&Johnson, Mouvement des caisses Desjardins, RONA, Total and Veolia Environnement.

Reference list

- Amiro BD, Cantin A, Flannigan MD, de Groot WJ (2009) Future emissions from Canadian boreal forest fires. *Can J Forest Res* 39:383-395.
- Andreae MO, Merlet P (2001) Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochem Cycles* 15:955-966.
- Bala G, Caldeira K, Wickett M, Phillips TJ, Lobell DB, Delire C, Mirin A (2007) Combined climate and carbon-cycle effects of large-scale deforestation. *Proc Natl Acad Sci USA* 104:6550-6555.
- Bergeron Y, Cyr D, Drever CR, Flannigan M, Gauthier S, Kneeshaw D, Lauzon E, Leduc A, Le Goff H, Lesieur D, Logan K (2006) Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management. *Can J Forest Res*, 36:2737-2744.
- Betts RA (2000) Offset of the potential carbon sink from boreal forestation by decreases in surface albedo. *Nature* 408:187-190.

- BSI (2008) PAS 2050:2008 Specification for the assessment of the lifecycle greenhouse gas emissions of goods and services. British Standards Institution, London, United Kingdom.
- Chomitz KM (1998) The Performance and Duration Issue in Carbon Offsets Based on Sequestration. World Bank Development Research Group, Washington, USA.
- Chomitz KM (2000) Evaluating Carbon Offsets from Forestry and Energy Projects: How do they compare? World Bank Development Research Group, Washington.
- Clift R, Brandão M (2008) Carbon storage and timing of emissions. CES Working Papers, Centre for Environmental Strategy, University of Surrey.
- Courchesne A, Bécaert V, Rosenbaum RK, Deschênes L, Samson R (2010) Using the Lashof accounting methodology to assess carbon mitigation projects with life cycle assessment. *J Ind Ecol* 14:309-321.
- Dobes L, Enting I, Mitchell C (1998) Accounting for carbon sinks: the problem of time. In: Dobes L (ed) *Trading Greenhouse Emissions: some Australian Perspectives*. Bureau of Transport Economics, Canberra, Australia.
- ecoinvent database v2.2. <http://www.ecoinvent.ch>. Accessed 2 August 2010.
- European Commission – Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability (2010). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed Guidance*. Publications Office of the European Union. Luxembourg.
- Fearnside PM, Lashof DA, Moura-Costa P (2000) Accounting for time in mitigating global warming through land-use change and forestry. *Mit Adapt Strat Gl Change* 5:239-270.
- Fearnside PM (2002) Time preference in global warming calculations: a proposal for a unified index. *Ecol Econ* 41:21-31.
- Feng H (2005) The dynamics of carbon sequestration and alternative carbon accounting, with an application to the upper Mississippi River Basin. *Ecol Econ* 54:23-35.
- Forster P, Ramaswamy V, Artaxo P, Bernsten T, Betts R, Fahey DW, Haywood J, Lean J, Lowe DC, Myhre G, Nganga J, Prinn R, Raga G, Schulz M, Van Dorland R (2007) Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: Solomon S, Quin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt KB, Tignor M, Miller HL (eds) *Climate Change 2007: The Physical Science Basic*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the

Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 129-234.

Gaboury S, Boucher JF, Villeneuve C, Lord D, Gagnon R (2009) Estimating the net carbon balance of boreal open woodland afforestation: A case-study in Québec's closed-crown boreal forest. *Forest Ecol Manag* 257:483-494.

García-Oliva F, Masera OR (2004) Assessment and measurement issues related to soil carbon sequestration in land-use, land-use change, and forestry (LULUCF) projects under the Kyoto protocol. *Clim Change* 65:347-364.

Groen T, Nabuurs GJ, Schelhaas MJ (2006) Carbon accounting and cost estimation in forestry projects using CO₂FIX v.3. *Clim Change* 74:269-288.

Hauschild MZ (2005) Assessing environmental impacts in a life-cycle perspective. *Environ Sci Technol* 39:81A-88A.

Heijungs R, Suh S (2002) *The Computational Structure of Life Cycle Assessment*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.

Hellweg S, Hofstetter TB, Hungerbühler K (2003) Discounting and the environment - Should current impacts be weighted differently than impacts harming future generations? *Int J Life Cycle Assess* 8:8-18.

IPCC (2000) *Land-Use, Land-Use Change and Forestry*. Watson RT, Noble IR, Bolin B, Ravindranath NH, Verardo DJ, Dokken DJ (eds) Cambridge University Press, Cambridge, U.K.

ISO 14040 (2006) *Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework*.

Joos F, Prentice IC, Sitch S, Meyer R, Hooss G, Plattner GK, Gerber S, Hasselmann K (2001) Global warming feedbacks on terrestrial carbon uptake under the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) emission scenarios. *Global Biogeochem Cycles* 15:891-907.

Kirschbaum MU (2003) Can trees buy time? An assessment of the role of vegetation sinks as part of the global carbon cycle. *Clim Change* 58:47-71.

Kirschbaum MU (2006) Temporary carbon sequestration cannot prevent climate change. *Mit Adapt Strat Gl Change* 11:1151-1164.

Korhonen R, Pingoud K, Savolainen I, Matthews R (2002) The role of carbon sequestration and the tonne-year approach in fulfilling the objective of climate convention. *Environ Sci Policy* 5:429-441.

- Lashof D, Hare B (1999) The role of biotic carbon stocks in stabilizing greenhouse gas concentrations at safe levels. *Environ Sci Policy* 2:101-109.
- Levasseur A, Lesage P, Margni M, Deschênes L, Samson R (2010) Considering time in LCA: dynamic LCA and its application to global warming impact assessments. *Environ Sci Technol* 44:3169-3174.
- Marland G, Fruit K, Sedjo R (2001) Accounting for sequestered carbon: the question of permanence. *Environ Sci Policy* 4:259-268.
- Menichetti E, Otto M (2009) Energy balance and greenhouse gas emissions of biofuels from a life cycle perspective. In: Howarth RW, Bringezu S (eds) *Biofuels: Environmental Consequences and Interactions with Changing Land Use*. Cornell University Press, Ithaca, USA, pp. 81-109.
- Micales JA, Skog KE (1997) The decomposition of forest products in landfills. *Int Biodeter Biodegr* 39:145-158.
- Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec (MRNFP) (2003) *Manuel d'aménagement forestier*, 4^{ème} éd. Gouvernement du Québec, Québec, Canada.
- Moura-Costa P, Wilson C (2000) An equivalence factor between CO₂ avoided emissions and sequestration - description and applications in forestry. *Mit Adapt Strat Gl Change* 5:51-60.
- Moura-Costa P (2002) Carbon accounting, trading and the temporary nature of carbon storage. The Nature Conservancy.
- Müller-Wenk R, Brandão M (2010). Climatic impact of land use in LCA - carbon transfers between vegetation/soil and air. *Int J Life Cycle Assess* 15:172-182.
- Munoz I, Campa P, Fernandez-Alba AR (2010) Including CO₂-emission equivalence of changes in land surface albedo in life cycle assessment. Methodology and case study on greenhouse agriculture. *Int J Life Cycle Assess* 15:672-681.
- Nebel B, Cowell S (2003) Global warming reduction potential of biomass based products: an example of wood products. 13th SETAC Europe Annual Meeting, Hamburg, Germany.
- Noble I, Scholes RJ (2001) Sinks and the Kyoto Protocol. *Clim Policy* 1:5-25.
- Reijnders L, Huijbregts MA (2009) Climate Effects and Non-greenhouse Gas Emissions Associated with Transport Biofuel Life Cycles. In: *Biofuels for Road Transport: A Seed to Wheel Perspective*. Springer, London, UK, pp. 101-127.

Schwaiger HP, Bird DN (2010) Integration of albedo effects caused by land use change into the climate balance: Should we still account in greenhouse gas units? *Forest Ecol Manag* 260:278-286.

Shine KP, (2009). The global warming potential - the need of an interdisciplinary retrieval. *Clim Change* 96:467-472.

Taiyab N (2006) Exploring the market for voluntary carbon offsets. International Institute for Environment and Development, London, UK.

Tipper R, de Jong BH (1998) Quantification and regulation of carbon offsets from forestry: comparison of alternative methodologies, with special reference to Chiapas, Mexico. *Commonw Forest Rev* 77:219-228.

Udo de Haes HA, Finnveden G, Goedkoop M, Hauschild MZ, Hertwich EG, Hofstetter P, Jolliet O, Klöpffer W, Krewitt W, Lindeijer E, Müller-Wenk R, Olsen SI, Pennington DW, Potting J, Steen B (2002) Life-Cycle Impact Assessment: Striving towards Best Practice. SETAC Press: Pensacola, USA.

UNFCCC (2008) Report of the conference of the parties on its third session, held at Kyoto from 1 to 11 December 1997, addendum; FCCC/CP/1997/7/Add.1; United Nations Framework Convention on Climate Change. [http:// unfccc.int/resource/docs/cop3/07a01.pdf](http://unfccc.int/resource/docs/cop3/07a01.pdf). Accessed 9 July 2009.

USEPA (2009) Draft Regulatory Impact Analysis: Changes to Renewable Fuel Standard Program. Office of Transportation and Air Quality, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, USA. <http://www.epa.gov/otaq/renewablefuels/420d09001.pdf>. Accessed 10 June 2009.

ANNEXE 3 : BIOGENIC CARBON AND TEMPORARY STORAGE ADDRESSED WITH DYNAMIC LIFE CYCLE ASSESSMENT

Annie Levasseur, Pascal Lesage, Manuele Margni, Réjean Samson

Address correspondence to: Annie Levasseur, CIRAIG, Department of Chemical Engineering, École Polytechnique de Montréal, P.O. Box 6079, succ. Centre-ville, Montréal, Québec, H3C 3A7, Canada, annie.levasseur@polymtl.ca

Keywords: life cycle assessment (LCA), carbon footprint, global warming, time, carbon storage, climate change

Summary: There is a growing tendency in policies and carbon footprint to give value to temporary carbon storage in products from biomass, or to delayed greenhouse gas (GHG) emissions. Some life cycle based methods, such as the British specification PAS 2050 or the European Commission's ILCD Handbook, that were recently published address this issue. The objective of this article is to show the importance of consistently considering biogenic carbon and the timing of GHG emissions in life cycle assessment (LCA) and carbon footprint when doing so. A fictitious case study comparing the life cycle of a wooden chair for three end-of-life scenarios is assessed using different approaches: traditional LCA with and without consideration for biogenic carbon, the PAS 2050 and the ILCD Handbook methods, and the dynamic LCA approach. It is shown that, to get reliable results, it is important to account for the timing of every GHG emission, including biogenic carbon flows, as soon as a benefit is given for temporarily storing carbon or delaying GHG emissions. It is also shown that the conclusions of a comparative LCA can change depending on the time horizon chosen for the analysis. The dynamic LCA approach allows the consistent assessment of the impact, through time, of every positive (emission) and negative (sequestration) GHG emission. It is also a valuable approach for decision makers who have to understand the sensitivity of the conclusions to the chosen time horizon.

<heading level 1> Introduction

Since the last few years, there is a growing concern about the lack of consideration for temporal aspects of greenhouse gas (GHG) emissions in life cycle assessment (LCA) and carbon footprint. Two different factors explain this concern: i) an increasing will in policies and carbon footprint methods to give a value to temporary carbon storage, and ii) the inconsistency in time

frames to assess the impact of GHG emissions when adopting global warming potentials (GWPs) with a fixed time horizon. Another topical issue regarding the assessment of GHG emissions is the consideration of biogenic carbon, on which there is no consensus between the different methods. The objective of this article is to show, using a fictitious case study comparing different approaches, that the results of a life cycle GHG assessment are sensitive to the assumptions regarding the timing of emissions and the consideration of biogenic carbon, and that dynamic LCA is the preferred approach to consistently address these issues.

<heading level 2> Temporal issues in global warming impact assessment

GWPs, developed by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), express the cumulative radiative forcing over a given time horizon of a unit mass pulse-emission of GHG, divided by the same value for carbon dioxide (CO₂) (Forster et al. 2007). Using GWPs for a given time horizon (e.g. 20, 100 or 500 years) to assess the impact of GHG emissions implies that one considers the radiative forcing occurring on a time period between the moment when the emission occurs and the year corresponding to the chosen time horizon. For long-lived products or projects, for which GHG emissions are occurring at different moments over several years, the timeframe covered by the LCA results is not consistent with the chosen time horizon for GWPs. Indeed, if a 100-year time horizon is chosen, the first life cycle emission is actually assessed over the first 100 years, but an emission occurring at the end-of-life of a 50-year lifetime product is assessed from year 50 to year 150. Therefore, when comparing LCAs for different long-lived products or projects, the temporal boundaries of the global warming impact category are not necessarily the same, which can bias the conclusions. The problem of the inconsistency between the time frame chosen for the analysis and the time period covered by the LCA results has been explained by O'Hare et al. (2009) and Levasseur et al. (2010).

Some approaches have been proposed to improve the assessment of delayed emissions. O'Hare et al. (2009) and Kendall et al. (2009) addressed the particular case of land-use change emissions in biofuels studies, which are occurring mostly during the first year of biofuel feedstock production, and are then paid back by the GHG emissions reduction caused by replacing fossil fuels with biofuels during the following years. They both proposed methods to consistently assess the impact of fossil fuels replacement with biofuels over a given time frame. Other approaches, such as the PAS 2050 specification (BSI 2008) and the ILCD Handbook

(European Commission 2010) propose a method to address delayed GHG emissions in LCA. Both multiply each life cycle GHG emission, previously converted in kg CO₂-eq using GWPs, by a weighting factor to account for the average time the gas is present in the atmosphere over a 100-year assessment period. This means that the later a GHG emission, the shorter is its residence time in the atmosphere over the 100-year timeframe, and the lesser its impact on global warming, until the impact goes to zero for an emission occurring after 100 years.

The methods proposed by PAS 2050 and the ILCD Handbook also allow accounting for temporary carbon storage in long-lived products. Whether or not to give value to the act of keeping carbon out of the atmosphere for a given period of time is a hotly debated issue. Temporary carbon storage has been strongly criticized as it could worsen certain impacts on climate change. Indeed, some studies have shown, using climate models, that taking carbon out of the atmosphere and releasing it back several years later can lead to a higher CO₂ atmospheric concentration, and thus to a higher temperature, at some point in time than if this carbon would not have been stored (Korhonen et al. 2002; Kirschbaum 2006). However, postponing radiative forcing is still worthwhile as it reduces the cumulative heating, and it allows buying time for mitigation (Noble and Scholes 2001; Dornburg and Marland 2008).

Current LCA methodologies are not equipped to give any value to temporary carbon storage as the amount of sequestered carbon would be subtracted from the emission occurring at the end of the storage period to give a net zero emission (Levasseur et al. 2011). Besides the two previously cited approaches, other carbon footprint standards and GHG accounting methods that provide guidance on how to assess for temporary carbon storage in long-lived products have been recently published (AFNOR 2009), or are yet to come (WRI/WBCSD 2011; ISO 2011). An expert workshop has also been organized by the European Union's Joint Research Centre to give guidance on how to assess for temporary carbon storage in LCA and carbon footprint (Brandão and Levasseur 2011).

<heading level 2> The issue of biogenic carbon

The IPCC guidelines for national GHG inventories consider that carbon contained in biomass is released when harvested, following a stock change approach for which net emissions are estimated by calculating the net changes in carbon stocks of a biomass carbon pool over time (IPCC 2006). This approach contrasts with the flow approach, for which emissions are estimated

by directly considering GHG flows to and from the atmosphere (IPCC 2006). Using the IPCC guidelines, to avoid double-counting, if biogenic carbon is released later in the life cycle, such as during the combustion of bioenergy, the related CO₂ emissions are not accounted for. This widely used assumption about biomass carbon neutrality is more and more criticized (Searchinger et al. 2009). The concept of bioenergy carbon debt has come to light in recent publications (MCCS 2010; EEA 2011; McKechnie et al. 2011). The combustion of biomass causes more GHG emissions per unit of energy compared to the use of fossil fuels, creating a carbon debt. Then, the debt is paid down as the biomass grows up and sequesters carbon from the atmosphere. However, by the time the biomass grows up, the additional amount of carbon released by the replacement of fossil fuels with bioenergy has an impact on climate, especially for wood, because forests often take decades to mature.

In current LCA, biogenic CO₂ emissions are often excluded from impact assessment as it is assumed that the same amount of CO₂ has been previously sequestered by biomass to give a net zero emission (Guinee et al. 2002; Hischier et al. 2010). A few guidebooks discuss the importance of accounting for biogenic CO₂ in some particular cases, such as forestry projects for carbon sequestration in biomass, agricultural systems, or when biogenic CO₂ emissions are coming from deforestation of primary forest and land transformation (Guinee et al. 2002; Hischier et al. 2010).

Guinee and colleagues (2009) have shown that for agricultural products, it may be relevant to consider positive and negative biogenic CO₂ emissions if the product system contains multifunctional processes. Indeed, carbon uptake by biomass is usually not occurring in the same unit process than its associated biogenic carbon emission. The application of different methods for dealing with multifunctionality on these processes, such as allocation, can therefore give different results if biogenic carbon is considered or not. Christensen and colleagues (2009) have shown that the lack of consideration for biogenic CO₂ in LCA modelling of waste management can also lead to biased results, because it eclipses potential permanent carbon sequestration (e.g. in landfills) that would decrease the impact on global warming.

The way biogenic carbon is treated in LCA and carbon footprint methods that account for temporary carbon storage and delayed GHG emissions varies. According to PAS 2050 (BSI 2008), biogenic CO₂ uptakes and emissions shall not be considered. Biogenic methane and non-

biogenic GHG emissions shall be multiplied by their respective GWP_{100} value, and by a factor which expresses the weighted average time the emission is present in the atmosphere during the 100-year assessment period. Finally, the benefits for storing biogenic carbon shall be calculated by multiplying the amount of carbon stored in a product by a factor that reflects the weighted average time of storage during the 100-year assessment period. The ILCD Handbook (European Commission 2010) recommends considering biogenic carbon uptakes (negative value) and emissions (positive value). According to this method, every GHG emission shall be multiplied by its respective GWP_{100} value, and by the fraction of time the emission is present in the atmosphere relative to the 100-year assessment. This means that an emission occurring at time zero will be multiplied by 1, an emission occurring after 50 years will be multiplied by 0.5, and one occurring after 100 years is multiplied by 0.

<heading level 2> The dynamic LCA approach

A dynamic LCA approach has been developed to account for the timing of emissions in LCA (Levasseur et al. 2010). This method consists in developing a dynamic inventory, which details each emission through time (i.e. the amount of pollutant released at every given time step). This inventory is then assessed using dynamic characterization factors to determine the impact of emissions for every time step. Dynamic characterization factors have been developed for the global warming impact category by integrating the radiative forcing expression for each GHG over a time period included between the emission time and a selected time horizon. The results of this approach thus express the time-dependent radiative forcing caused by the GHG life cycle emissions.

The dynamic LCA approach was first applied to a case study assessing GHG emissions reduction caused by the replacement of fossil fuels with biofuels while considering land-use change emissions to show how it can address the issue of temporal inconsistency described previously (Levasseur et al. 2010). It has also been applied to a carbon sequestration and storage project through forestry to show how it can provide the temporal resolution necessary for the assessment of temporary carbon storage (Levasseur et al. 2011). Dynamic LCA consistently assesses every GHG using their specific radiative forcing time-dependent curve, and it allows analyzing the sensitivity of the results to the choice of a time horizon as it is not fixed at the beginning of the study.

The objective of this article is to demonstrate the importance of consistently considering biogenic carbon and the timing of GHG emissions. The comparison of existing approaches shows how the inclusion of biogenic carbon, as well as different time related modeling choices, lead to a change in LCA results and conclusions, and how dynamic LCA can help setting transparent temporal boundaries and consistently address the timing of emissions and sequestration related to these boundaries. This is done using an illustrative case study performed on a fictitious wooden chair for three end-of-life scenarios with five different methods: i) a traditional LCA approach that does not account for biogenic carbon, ii) a traditional LCA approach modified to account for biogenic carbon uptake and emissions, iii) the application of the PAS2050 carbon footprint specification, iv) the application of the ILCD Handbook method, and v) the dynamic LCA approach.

<heading level 1> Methodology

A fictitious case study comparing the life cycle GHG emissions of a wooden chair using five different approaches was first developed for three end-of-life scenarios: incineration, landfilling and recycling.

<heading level 2> Comparison of three end-of-life scenarios for a wooden chair

The chair is assumed to have a 50-year lifetime and is made of 5 kg of black spruce. For simplification purposes, only two GHGs are considered in the calculation (i.e. CO₂ and methane (CH₄)). The functional unit of this case study is “the use of a wooden chair for 100 years”. Therefore, for each scenario, the consecutive life cycles of two chairs are modeled (see table 1). It is assumed that the production of the present (chair 1) and future (chair 2) chairs are equivalent.

Table 1 Description of the wooden chair case study for three end-of-life scenarios

| | Incineration | Landfill | Refurbishment |
|-----------------|---|--|--|
| Year 1 | <ul style="list-style-type: none"> Chair 1 is built from raw materials Trees are planted and will grow for the next 70 years | <ul style="list-style-type: none"> Chair 1 is built from raw materials Trees are planted and will grow for the next 70 years | <ul style="list-style-type: none"> Chair 1 is built from raw materials Trees are planted and will grow for the next 70 years |
| Year 50 | <ul style="list-style-type: none"> Chair 1 is burned without energy recovery Chair 2 is built from raw materials Trees are planted and will grow for the next 70 years | <ul style="list-style-type: none"> Chair 1 is landfilled (emissions of CO₂ and CH₄ over 500 years without gas recovery) Chair 2 is built from raw materials Trees are planted and will grow for the next 70 years | <ul style="list-style-type: none"> Chair 1 is refurbished, resulting in chair 2 |
| Year 100 | <ul style="list-style-type: none"> Chair 2 is burned without energy recovery | <ul style="list-style-type: none"> Chair 2 is landfilled (emissions of CO₂ and CH₄ over 500 years without gas recovery) | <ul style="list-style-type: none"> Chair 2 is landfilled (emissions of CO₂ and CH₄ over 500 years without gas recovery) |

On year 1, the first chair is built and trees are planted to renew the resource. These trees are assumed to grow over the next 70 years, sequestering carbon from the atmosphere. Some fossil emissions are also associated to the production of raw materials. After its lifetime (50 years), the chair is burned, releasing its carbon content to the atmosphere (incineration scenario), landfilled, releasing a small part of its carbon content to the atmosphere over a period of 500 years (landfill scenario), or refurbished, prolonging the carbon storage (refurbishment scenario). That same year, a second chair is built from raw materials and trees are planted again (incineration and landfill scenarios), or results from the refurbishment of chair 1 (refurbishment scenario). On year 100, the second chair is burned without energy recovery (incineration scenario), or landfilled (landfill and refurbishment scenarios).

A dynamic inventory is calculated for each scenario by compiling yearly emissions using the data presented in table 2. All the CO₂ and CH₄ emissions are included, whether they are from fossil or biogenic sources. Sequestration of CO₂ in trees is treated as a negative emission. Emissions coming from other life cycle processes are considered equivalent for every scenario and are not included in the inventory (manufacturing of the chair, transportation, etc.).

Table 2 Data sources used for the calculation of the dynamic inventories

| | Type of data | Comment | Reference |
|--|---|--|---|
| Raw materials | Fossil emissions from forestry and sawmill activities | | Sawn timber, softwood, planed, kiln dried, RER, at plant, ecoinvent database v2.2 |
| Biogenic carbon contained in the chair | Carbon content of black spruce wood and number of trees needed to build a chair | Released completely when the chair is burned or partially following landfill | Gaboury et al. (2009) |
| Biogenic emissions from burning of wood residues | Distribution of the carbon in the different parts of the tree | Non-commercial part of the stem, branches and roots are burned when trees are cut | Gaboury et al. (2009) |
| Growth of trees | Biogenic carbon sequestration curve | The carbon balance has been determined for black spruce in boreal forest over 70 years | Gaboury et al. (2009) |
| Landfill | Total biogenic carbon released from the landfilled wood | 3.2% of the carbon contained in landfilled wood is degraded | Micales and Skog (1997) |
| Landfill | Dynamic of landfill gas production | Landfill gas production (CO ₂ and CH ₄) per year over 500 years | Sich and Barlaz (2000) |

<heading level 2> Calculation of the global warming impact following five different approaches

Five different approaches are used to assess the global warming impact of the wooden chair.

<heading level 3> Dynamic LCA

The dynamic LCA approach developed by Levasseur et al. (2010) is first applied. The instantaneous $GW_{inst}(t)$ and cumulative $GW_{cum}(t)$ impacts on global warming are calculated following equations (1-3).

$$DCF(t) = \int_{t-1}^t a \times C(t) dt \quad (1)$$

$$GW_{inst}(t) = \sum_{i=0}^t [g_{CO_2}(i) \times DCF_{CO_2}(t-i)] + \sum_{i=0}^t [g_{CH_4}(i) \times DCF_{CH_4}(t-i)] \quad (2)$$

$$GW_{cum}(t) = \sum_{i=0}^t GW_{inst}(i) \quad (3)$$

where $DCF(t)$ is the dynamic characterization factor used to assess a GHG emission that occurred t years before [$W.yr.m^{-2}$], a is the instantaneous radiative forcing per unit mass increase in the atmosphere for the given GHG [$W.m^{-2}.kg^{-1}$], $C(t)$ is the atmospheric load of the given GHG t years after the emission [kg], and $g(i)$ is the inventory result of the given GHG for year i [kg].

The dynamic characterization factors $DCF(t)$ express the radiative forcing occurring t years following a pulse-emission (equation 1). The instantaneous global warming impact $GW_{inst}(t)$ occurring at a given time t is thus obtained by summing the radiative forcing occurring at time t caused by each previous life cycle GHG emission, which is determined by multiplying each of these emissions by the dynamic characterization factor calculated for the period elapsed between the emission and time t (equation 2). For instance, the radiative forcing occurring at time t caused by an emission released ten years before is given by multiplying the amount of gas released by $DCF(10)$. Finally, the cumulative global warming impact $GW_{cum}(t)$ is the sum of the GW_{inst} calculated for all the previous years (equation 3). It expresses the total amount of increased radiative forcing caused by the studied life cycle GHG emissions over a given time period.

In order to compare the cumulative global warming impact GW_{cum} with the results coming from a traditional LCA approach, a time horizon TH is chosen and the cumulative impact on

global warming for this time horizon $GWI_{cum}(TH)$ is divided by the cumulative radiative forcing of a one-kg CO_2 pulse emission occurring at time zero to get the global warming impact GWI_{eq} in kg CO_2 -eq (equation 4).

$$GWI_{eq} = \frac{GWI_{cum}(TH)}{\int_0^{TH} a_{CO_2} \times C(t)_{CO_2} dt} \quad (4)$$

<heading level 3> Traditional LCA

The results were recalculated in what was called a “traditional LCA without biogenic CO_2 ” model ($LCA_{without}$), where the sum of all the fossil CO_2 emissions, and the sum of all the fossil and biogenic CH_4 emissions are multiplied by their respective GWP for the two time horizons most often used in life cycle impact assessment (i.e. 100 and 500 years) (equation 5). In order to look at the effect of not considering biogenic CO_2 emissions and sequestration, a “traditional LCA with biogenic CO_2 ” (LCA_{with}) is performed by adding them to the inventory (equation 6).

$$LCA_{without} = \sum_t g_{CO_2 \text{ fossil}}(t) \times GWP_{TH}^{CO_2} + \sum_t g_{CH_4 \text{ fossil+biogenic}}(t) \times GWP_{TH}^{CH_4} \quad (5)$$

$$LCA_{with} = \sum_t g_{CO_2}(t) \times GWP_{TH}^{CO_2} + \sum_t g_{CH_4}(t) \times GWP_{TH}^{CH_4} \quad (6)$$

<heading level 3> PAS 2050 and ILCD Handbook

Finally, the global warming impact of the wooden chair is assessed for the three end-of-life scenarios using the PAS 2050 specification and the ILCD Handbook method, which account for carbon storage and delayed emissions (BSI 2008; European Commission 2010). Each of the two chairs needed for the functional unit is assessed individually, and the results are then summed.

Following the PAS 2050 specification’s guidelines, every fossil and non- CO_2 biogenic emission is multiplied by its respective GWP_{100} . A credit (i.e. a negative value in kg CO_2 -eq) is then added to account for the impact of storing biogenic carbon during the chairs’ lifetime (equation 7).

$$PAS \ 2050 = \sum_t g_{CO_2 \text{ fossil}}(t) \times GWP_{100}^{CO_2} + \sum_t g_{CH_4 \text{ fossil+biogenic}}(t) \times GWP_{100}^{CH_4} - Credit \quad (7)$$

The credit is determined using the weighted average time of storage over the 100-year assessment period (equation 8). Carbon stored for more than 100 years is considered permanently stored.

$$Credit = [kg \ CO_2 \ stored] \times \frac{\sum_{i=1}^{100} x_i}{100} \quad (8)$$

where i is each year the storage occurs, and x is the proportion of total storage remaining in any year i .

As for the ILCD Handbook method, every biogenic and fossil GHG emission is multiplied by its respective GWP_{100} , as well as biogenic CO_2 uptake, which is considered as a negative emission occurring when the trees are cut. Then, a credit is added to account for the weighted average time of storage over the 100-year assessment period (equation 9).

$$ILCD = \sum_t g_{CO_2}(t) \times GWP_{100}^{CO_2} + \sum_t g_{CH_4}(t) \times GWP_{100}^{CH_4} - Credit \quad (9)$$

The credit is obtained by multiplying every delayed emission (i.e. every emission occurring later than year one) by its respective GWP_{100} , the number of years of delay (or storage) t and 0,01 kg CO_2 -eq/kg.year (equation 10). As for PAS 2050, carbon released after 100 years is considered permanently stored.

$$Credit = \sum_{t=2}^{100} g_i(t) \times GWP_{100}^i \times t \times 0,01 \quad (10)$$

<heading level 2> Sensitivity analysis performed on the timing of the sequestration

A sensitivity analysis is performed to look at the impact of considering the sequestration of carbon in growing trees before or after the manufacturing of the chair. In the original case study, the carbon sequestration is occurring after the manufacturing of the chair, assuming that trees are planted after the exploitation to ensure the sustainability of the resource. The aim of this sensitivity analysis is to show that the timing of the emissions (negative or positive) can significantly change LCA results.

A dynamic inventory is calculated for the life cycle of one wooden chair burned at its end-of-life using the data found in table 2. For the “before” scenario, the sequestration is occurring from

year -70 until year 0, while trees are growing. At year one, trees are cut and the chair is built, and then burned without energy recovery 50 years later. For the “after” scenario, the chair is built and burned at the same points in time than for the “before” scenario (respectively 0 and 50 years), but the carbon sequestration is occurring between year one to 71, as trees are planted right after the manufacturing of the chair. The instantaneous and cumulative impacts on global warming are then calculated for both scenarios using equations (2) and (3).

<heading level 1> Results and discussion

<heading level 2> Comparison of three end-of-life scenarios for a wooden chair

The instantaneous and cumulative impacts on radiative forcing of two wooden chairs, calculated with the dynamic LCA approach, are presented in figure 1a and 1b respectively.

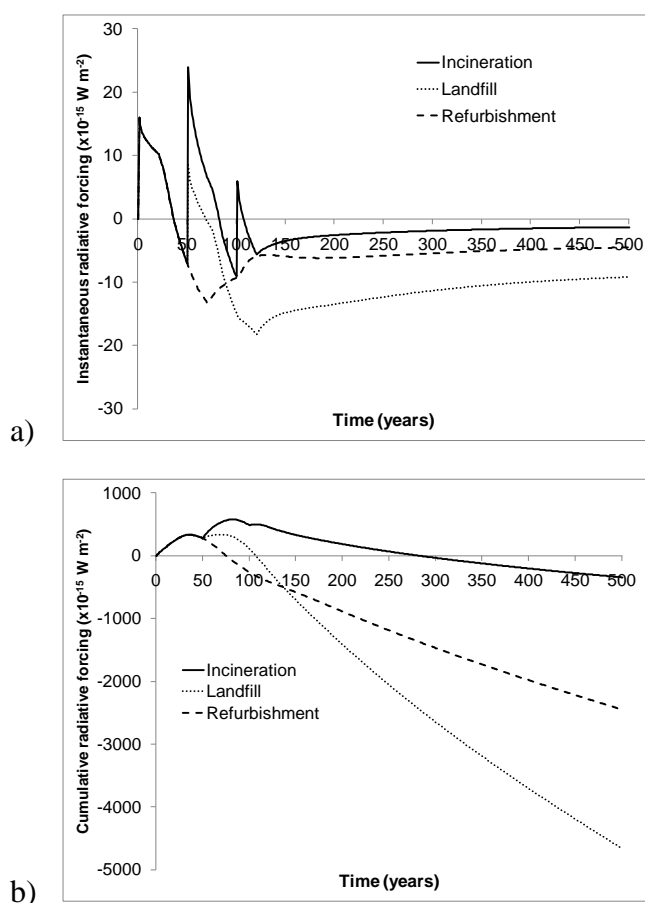


Figure 1 Instantaneous (a) and cumulative (b) global warming impact of two wooden chairs for three end-of-life scenarios calculated with the dynamic LCA approach.

For the first 50 years, which correspond to the lifetime of the first chair, the impact is the same for the three scenarios. On year one, there is an increase in instantaneous radiative forcing, caused by GHG emissions related to the manufacture of the first chair (forestry and sawmill activities, incineration of wood residues). During the following 70 years, the sequestration of carbon in growing trees contributes to the decrease in radiative forcing. At year 50, the incineration scenario shows another increase in radiative forcing caused by the GHG emissions coming from the manufacture of the second chair, and from the burning of the first chair. For the landfill scenario, this increase is lower because the first chair is not burned, but landfilled, releasing only 3.2% of the carbon content as CO₂ and CH₄ over the following 500 years. Finally, the instantaneous impact for the refurbishment scenario continues to decrease as none of these emissions are occurring because the first chair is simply refurbished (no emissions assumed for refurbishment activities). For the incineration and the landfill scenarios, new trees are planted at year 50 to replace those that have been cut to build the second chair. For the following 20 years (until year 70), carbon sequestration in the first and the second plantations are both contributing to the decrease in radiative forcing. At year 100, only the incineration scenario shows a significant increase in instantaneous radiative forcing caused by the burning of the second chair. Both the landfill and the refurbishment scenarios have their second chair landfilled, so that the end-of-life emissions are low and extended over 500 years. An inflexion point is observed at 120 years for the three scenarios because the sequestration of carbon in trees, which implies negative emissions, is finished. Then the curves slowly tend to their equilibrium value, which is given by the radiative forcing caused by the residual CO₂ in the atmosphere, because the concentration following a pulse-emission never goes back to the pre-emission level.

The results for the cumulative radiative forcing show that the incineration scenario has the greatest impact on global warming for any time horizon. This is because there is no permanent carbon sequestration associated with the chairs' end-of-life as they are burned, compared to the landfill and the refurbishment scenarios, where the chairs are landfilled and release only 3.2% of their biogenic carbon to the atmosphere. The cumulative radiative forcing for the incineration scenario becomes negative around year 280 instead of approaching zero. This can be explained by the carbon balance for black spruce in boreal forest used to model carbon sequestration in trees, which shows that a part of the sequestered carbon goes into the soil and stays there, which is considered as a permanent sequestration under the assumption the land stays forested.

The conclusion of the comparison between the landfill and the refurbishment scenarios for cumulative radiative forcing depends on the chosen time horizon. Before year 135, the landfill scenario has a greater impact on cumulative radiative forcing than the refurbishment scenario, but after that time period, it is the opposite. The landfill scenario causes higher GHG emissions at year 50 because of the forest exploitation, saw mill processes and residue burning necessary to build the second chair, which is not needed in the refurbishment scenario, where the second chair is built from the first one. This leads to a higher cumulative radiative forcing on the short term. However, the use of virgin wood for the second chair implies that a new amount of carbon is captured in trees, compared to the refurbishment scenario, and then permanently sequestered at 96.8% when the chair is landfilled. Therefore, on a long term perspective, it is better to landfill wood products than to refurbish them as one increase the negative carbon flows out from the atmosphere into a permanent sink. This conclusion stands for a cumulative radiative forcing point of view only and is probably not applicable to any other impact categories.

Table 3 shows the results from dynamic LCA, traditional LCA with and without biogenic CO₂, PAS 2050, and the ILCD Handbook method, calculated as per the respective descriptions provided in the methodological section. The obtained results lead to different conclusions. The traditional LCA results ($LCA_{without}$) do not consider any biogenic CO₂ released or sequestered and do not consider at all the temporal profile of the emissions. For this method, the only difference between the incineration and the landfill scenarios is the amount of biogenic methane released after the chair is landfilled. The impact of the landfill scenario is higher than the incineration scenario, particularly for a 100-year time horizon where the GWP for methane is higher than for a 500-year time horizon. The refurbishment scenario also has a biogenic methane emission at the end-of-life of the second chair, but has lower fossil emissions because virgin wood is used only once, which explains that it becomes the better scenario for a 500-year time horizon.

Table 3 Comparison of the results obtained with five different approaches for two time horizons (i.e. 100 and 500 years (in kg CO₂-eq))

| | 100 years | | | 500 years | | |
|------------------------|--------------|--------------|---------------|--------------|--------------|---------------|
| | Incineration | Landfill | Refurbishment | Incineration | Landfill | Refurbishment |
| Dynamic | 5.6 | 1.2 | -3.0 | -1.2 | -16.3 | -8.6 |
| LCA _{without} | 2.3 | 5.5 | 2.7 | 2.2 | 2.9 | 1.5 |
| LCA _{with} | -2.6 | -17.5 | -8.6 | -2.7 | -20.0 | -10.0 |
| PAS 2050 | -6.9 | -13.5 | -11.3 | N/A | N/A | N/A |
| ILCD | -11.8 | -20.2 | -14.7 | N/A | N/A | N/A |

The traditional LCA with biogenic CO₂ (*LCA_{with}*) considers the biogenic CO₂ emissions and sequestrations along the life cycle inventory. For both time horizons, the landfill scenario becomes the more favourable because an important amount of carbon is sequestered permanently in the landfill. For both these methods (traditional LCA with and without biogenic CO₂), the time horizon does not mean that the results show the impact on radiative forcing occurring during the first 100 or 500 years, as dynamic LCA do. The time horizon here means that the GWPs used to assess every GHG emission and sequestration are calculated with this time horizon, even those occurring after this time period.

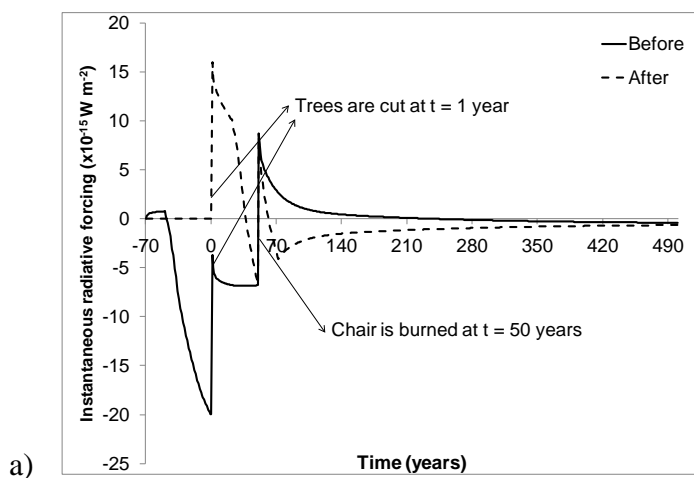
The PAS 2050 standard considers every fossil CO₂ and fossil and biogenic methane emissions and assesses these with their respective GWP₁₀₀. Biogenic CO₂ emissions are not assessed as it is assumed that an equivalent amount of CO₂ has been sequestered. A credit, represented by a negative emission, is given for any delayed emission (fossil or biogenic), proportional to the fraction of the 100 year time period following product's formation during which it will be in the atmosphere. The results show that, according to the PAS 2050, the landfill scenario is better than the others. For the ILCD Handbook method, the landfill scenario is also better compared to the others. The major difference between this method and the PAS 2050 specification is that the ILCD method considers biogenic CO₂ emissions in the calculations. For this case study, a part of

the carbon sequestered by the forest is in the soil and is not part of the chair. This carbon was not included when using PAS 2050, but was with the ILCD method.

The three major differences between both the PAS 2050 and the ILCD Handbook and the dynamic LCA approach is i) the choice of a time horizon, which is fixed to 100 years for PAS 2050 and ILCD Handbook, ii) the temporal distribution of the sequestration, which is not taken into account in the carbon footprint standards, and iii) the assessment of delayed emissions of GHGs other than CO₂, which are first multiplied by their GWP₁₀₀ to give a value in kg-eq CO₂ before calculating the credit as if they were CO₂ emissions. Also, as the methods assess each product over the 100 years following its formation, the chairs are not assessed as a single product system consisting of two consecutive chairs' life cycle. The calculation is done for each of both chairs, and the results are then added.

<heading level 2> When to account for the sequestration of carbon in growing trees

The results of the first case study show that considering biogenic carbon or not, just as their temporal distribution, can significantly change LCA results. Using dynamic LCA for the assessment of products containing biogenic carbon also raises the issue of temporal boundaries. The dynamic LCA conducted on one chair built at year one and burned at its end-of-life, 50 years later, shows very different results depending on whether the sequestration is assumed to occur before or after the chair is built (see figure 2).



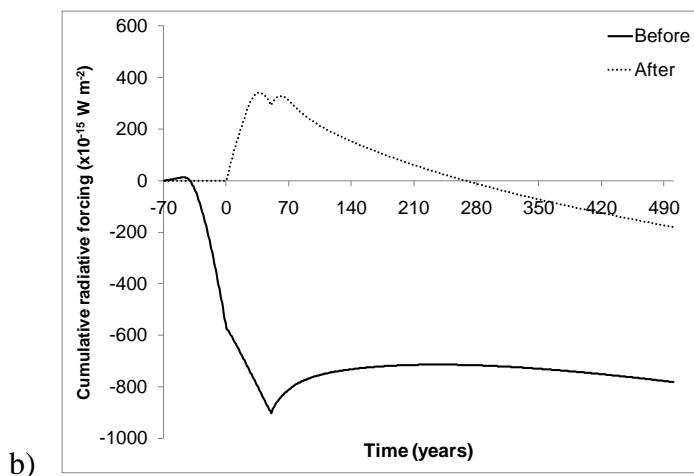


Figure 2 Instantaneous (a) and cumulative (b) radiative forcing caused by one wooden chair for the incineration scenario with a sensitivity analysis done on the timing of the sequestration.

For a time horizon of 100 years, the “before” scenario has a benefit on cumulative radiative forcing 3 times higher than the impact of the “after” scenario. For a time horizon of 500 years, both scenarios have a negative cumulative radiative forcing, 4.3 times higher for the “before” scenario.

The methods that have been proposed to date to account for temporary carbon storage (PAS 2050 and ILCD Handbook) do not consider the timing of the sequestration. The end-of-life biogenic CO₂ emission has a zero impact (emission minus sequestration equals zero), and a credit is given for storage, related to the ratio of the storage time over the chosen time horizon, which gives a net negative impact. The results of the dynamic LCA show that the impact is very sensitive to the dynamics of the carbon sequestration (carbon balance curve) and to its timing (before or after the product is manufactured). For this case study, for the “after” scenario, it takes 270 years after the chair is built before the cumulative radiative forcing becomes negative, and it does so because we consider that a part of the sequestered carbon is permanently held in the soil. In the case where no carbon is sequestered in the soil, the impact would never become negative.

As the results are very different for the “before” and “after” scenarios, the setting of the initial temporal boundary is critical and settled by two opposing viewpoints. Choosing the “before” scenario means that one considers that the tree grew to be used as a raw material. On the other side, choosing the “after” scenario means that one considers that nature provides some resources

that can be used as raw materials, and that wood being a renewable resource, a tree can be planted to replace the one that is cut.

<heading level 1> Conclusion

There is currently no consensus regarding how to treat biogenic CO₂ in LCA. In this article, we showed that not considering biogenic CO₂ can lead to biased conclusions. If a fraction of the biogenic carbon is assumed to be sequestered permanently, as it was the case for the carbon sequestered in the soil of the boreal forest or for 96.8% of the landfilled carbon, the amount of biogenic carbon entering the product system is not equal to the amount leaving the system, which means that biogenic CO₂ emissions cannot be considered neutral. Also, as soon as a benefit is given for temporarily storing carbon, even if the total amount of biogenic carbon entering the product system is equal to the amount leaving the system, it becomes important to account for the timing when every CO₂ flow occurs in the life cycle inventory. Else, methodological inconsistencies lead to non reliable results. The dynamic LCA approach allows the consistent assessment of the impact, through time, of every positive (emission) and negative (sequestration) GHG emission, avoiding the necessity to artificially tagging carbon flows being from biogenic or fossil origin.

Dynamic LCA also allows testing the sensitivity of the results to any time horizon. On an infinite time basis, there is no benefit to temporarily store carbon or to delay GHG emissions. Giving value to temporary climate mitigation is made possible by defining a time horizon beyond which we do not consider impacts. Generally, 100 years is the preferred choice for a time horizon, as it is the reference time frame set for the Kyoto Protocol (UNFCCC 2008). But as noted by the lead author of the chapter on radiative forcing of the IPCC First Assessment Report, there is no scientific argument that defends the choice of 100 years compared to other possible time horizons (Shine 2009). As shown by this article, the conclusions of a comparative LCA can change depending on the chosen time horizon for the analysis. In this respect, by making this choice transparent, dynamic LCA is a valuable approach for decision makers who have to understand the sensitivity of the conclusions when dealing with this kind of choices.

The sensitivity analysis raised a new key issue regarding the use of time-differentiated carbon footprint and LCA methods: the setting of the temporal boundaries. Because the moment when each carbon flow occurs can significantly impact the results, it is important to pay attention to the

assumptions made while defining temporal boundaries. Outside the proposed dynamic LCA method, none of the presented approaches considers this key issue. The decision regarding the timing of the sequestration of carbon in biomass relative to the moment the biomass is used is a kind of “chicken or egg” causality dilemma. The “before” scenario stands for the egg, as it is assumed that trees have been planted first with the objective of using them to build wood products. This scenario could be used, for instance, for specific afforestation projects of open woodlands where trees have been planted, and then used as raw materials or energy sources. As for the “after” scenario, it stands for the chicken, as it is assumed that the forest is naturally there at first, exploited, and then that trees are planted to renew the resource. This scenario could be used for wood coming from a sustainably managed forest.

Acknowledgements. The authors acknowledge the industrial partners of the International Chair in Life Cycle Assessment (a research unit of CIRAIG) for their financial support: Alcan, Arcelor-Mittal, Bell Canada, Cascades, Eco-Entreprises-Québec/Recyc-Québec, Groupe EDF/GDF-SUEZ, Hydro-Québec, Johnson&Johnson, Mouvement des caisses Desjardins, RONA, Total and Veolia Environnement.

<heading level 1> References

- AFNOR. 2009. *General principles for an environmental communication of mass market products*. BP X30-323. La Plaine Saint-Denis: AFNOR.
- Brandão, M. and A. Levasseur. 2011. *Assessing Temporary Carbon Storage in Life Cycle Assessment and Carbon Footprinting: Outcomes of an expert workshop*. JRC 63225. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- BSI (British Standards Institution). 2008. *PAS 2050:2008 Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services*. London: British Standards Institution.
- Christensen, T. H., E. Gentil, A. Boldrin, A. W. Larsen, B. P. Weidema, and M. Hauschild. 2009. C balance, carbon dioxide emissions and global warming potentials in LCA-modelling of waste management systems. *Waste Management & Research* 27(707-715).

- Dornburg, V. and G. Marland. 2008. Temporary storage of carbon in the biosphere does have value for climate change mitigation: a response to the paper by Miko Kirschbaum. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 13: 211-217.
- European Commission – Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability. 2010. *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed Guidance*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- EEA (European Environment Agency). 2011. *Opinion of the EEA Scientific Committee on Greenhouse Gas Accounting in Relation to Bioenergy*. European Environment Agency. www.eea.europa.eu/about-us/governance/scientific-committee/sc-opinions/opinions-on-scientific-issues/sc-opinion-on-greenhouse-gas/view. Accessed October 2011.
- Forster, P., V. Ramaswamy, P. Artaxo, T. Berntsen, R. Betts, D. W. Fahey, J. Haywood, J. Lean, D. C. Lowe, G. Myhre, J. Nganga, R. Prinn, G. Raga, M. Schulz, and R. Van Dorland. 2007. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In *Climate Change 2007: The Physical Science Basic. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, edited by S. Solomon et al. Cambridge, United Kingdom and New-York, USA: Cambridge University Press.
- Gaboury, S., J.-F. Boucher, C. Villeneuve, D. Lord, and R. Gagnon. 2009. Estimating the net carbon balance of boreal open woodland afforestation: A case-study in Québec's closed-crown boreal forest. *Forest Ecology and Management* 257: 483-494.
- Guinée, J. B., M. Gorree, R. Heijungs, G. Huppes, R. Kleijn, A. de Koning, L. van Oers, A. Wegener Sleeswijk, S. Suh, H. A. Udo de Haes, J. A. de Bruijn, R. van Duin, and M. A. Huijbregts. 2002. *Handbook on Life Cycle Assessment - Operational Guide to the ISO Standards, Eco-efficiency in industry and science*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Guinee, J. B., R. Heijungs, and E. van der Voet. 2009. A greenhouse gas indicator for bioenergy: some theoretical issues with practical implications. *International Journal of Life Cycle Assessment* 14: 328-339.

- Hischier, R., B. Weidema, H.-J. Althaus, C. Bauer, G. Doka, R. Dones, R. Frischknecht, S. Hellweg, S. Humbert, N. Jungbluth, T. Köllner, Y. Loerincik, M. Margni, and T. Nemecek. 2010. *Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods*. ecoinvent report No.3, v2.2. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2006. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme*. Hayama, Japan: Institute for Global Environmental Strategies.
- ISO (International Organization for Standardization). 2011. ISO 14067. Carbon footprint of products. www.iso.org/iso/iso_catalogue/catalogue_tc/catalogue_detail.htm?csnumber=43278. Accessed 19 January 2011.
- Kendall, A., B. Chang, and B. Sharpe. 2009. Accounting for time-dependent effects in biofuel life cycle greenhouse gas emissions calculations. *Environmental Science and Technology* 43: 7142-7147.
- Kirschbaum, M. U. F. 2006. Temporary carbon sequestration cannot prevent climate change. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11: 1151-1164.
- Korhonen, R., K. Pingoud, I. Savolainen, and R. Matthews. 2002. The role of carbon sequestration and the tonne-year approach in fulfilling the objective of climate convention. *Environmental Science and Policy* 5: 429-441.
- Levasseur, A., P. Lesage, M. Margni, L. Deschênes, and R. Samson. 2010. Considering time in LCA: dynamic LCA and its application to global warming impact assessments. *Environmental Science & Technology* 44: 3169-3174.
- Levasseur, A., P. Lesage, M. Margni, M. Brandão, and R. Samson. 2011. Assessing temporary carbon sequestration and storage projects through land use, land-use change and forestry: comparison of dynamic life cycle assessment with ton-year approaches. *Climatic Change*. Submitted for publication.
- MCCS (Manomet Center for Conservation Sciences). 2010. *Massachusetts Biomass Sustainability and Carbon Policy Study: Report to the Commonwealth of Massachusetts Department of Energy Resources*. Brunswick: Manomet Center for Conservation Sciences.

- McKechnie, J., S. Colombo, J. Chen, W. Mabey, and H. L. MacLean. 2011. Forest bioenergy or forest carbon? Assessing trade-offs in greenhouse gas mitigation with wood-based fuels. *Environmental Science & Technology* 45: 789-795.
- Micales, J. A. and K. E. Skog. 1997. The decomposition of forest products in landfills. *International Biodeterioration & Biodegradation* 39(2-3): 145-158.
- Noble, I. and R. J. Scholes. 2001. Sinks and the Kyoto Protocol. *Climate Policy* 1(1): 5-25.
- O'Hare, M., R. J. Plevin, J. I. Martin, A. D. Jones, A. Kendall, and E. Hopson. 2009. Proper accounting for time increases crop-based biofuels' greenhouse gas deficit versus petroleum. *Environmental Research Letters* 4: 1-7.
- Searchinger, T. D., S. P. Hamburg, J. Melillo, W. Chameides, P. Havlik, D. M. Kammen, G. E. Likens, R. N. Lubowski, M. Obersteiner, M. Oppenheimer, G. P. Robertson, W. H. Schlesinger, and G. D. Tilman. 2009. Fixing a critical climate accounting error. *Science* 326: 527-528.
- Shine, K. P. 2009. The global warming potential - the need of an interdisciplinary retrieval. *Climatic Change* 96: 467-472.
- Sich, B. and M. Barlaz. 2000. *Process model documentation: calculation of the cost and life-cycle inventory for waste disposal in traditional, bioreactor, and ash landfills*. Raleigh: North Carolina State University.
- UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change). 2008. Report of the conference of the parties on its third session, held at Kyoto from 1 to 11 December 1997, addendum; FCCC/CP/1997/7/Add.1; United Nations Framework Convention on Climate Change. <http://unfccc.int/resource/docs/cop3/07a01.pdf>. Accessed 11 June 2011.
- WRI/WBCSD (World Resources Institute/World Business Council for Sustainable Development). 2011. The Greenhouse Gas Protocol Initiative: Product Accounting & Reporting Standard. www.ghgprotocol.org/standards/product-and-supply-chain-standard. Accessed 19 January 2011.

About the authors: Annie Levasseur is a Ph.D. candidate for the CIRAIIG at École Polytechnique de Montréal in Montréal, Canada. Pascal Lesage is a researcher for the CIRAIIG at

École Polytechnique de Montréal in Montréal, Canada. Manuele Margni is an associate professor for the CIRAIG at École Polytechnique de Montréal in Montréal, Canada. Réjean Samson is a professor for the CIRAIG at École Polytechnique de Montréal in Montréal, Canada.

ANNEXE 4 : ON THE VALUE OF TEMPORARY CARBON STORAGE

Annie Levasseur,^{1*} Miguel Brandão,^{2,3} Pascal Lesage,¹ Manuele Margni,¹ David Pennington,² Roland Clift,³ Réjean Samson¹

¹ CIRAIG, Department of Chemical Engineering, École Polytechnique de Montréal, P.O. Box 6079, stn. Centre-ville, Montréal, Québec, H3C 3A7, Canada

² Sustainability Assessment Unit, Institute for Environment and Sustainability, Joint Research Centre, European Commission, Ispra (VA), Italy

³ Centre for Environmental Strategy, School of Engineering, University of Surrey, Guildford, Surrey, GU2 7XH, United Kingdom

Author for correspondence. E-mail : annie.levasseur@polymtl.ca

Abstract. An increasing number of carbon footprint calculation standards and methods provide guidance on how to assess temporary carbon storage in long-lived products. However, regardless of the approach adopted, the calculated benefits depend on the accounting time horizon - a time beyond which further impacts are not considered – which is an intrinsically subjective choice. An example using the Lashof approach illustrates the sensitivity of the results to the chosen time horizon. Because the accounting method for the benefits of temporary carbon storage will affect policies, consumer choices, and corporate decisions, the choice of which time horizon to use for calculating the value of such offsets should be based on explicit and justified values, ensuring that temporary mitigation activities are not unduly favored over permanent actions.

Text. Whether or not to give a value to temporary carbon storage is a hotly debated issue among the environmental assessment community, and there is an increasing need for guidance on the subject. Temporary carbon storage is, by definition, reversible. Some researchers have suggested that giving credits to temporary carbon storage to offset fossil carbon emissions would result in higher greenhouse gas (GHG) emissions than would be the case if temporary carbon storage initiatives were not taken, and hence lead to worse impacts on climate change (1, 2). Others argue that postponing GHG emissions is beneficial, as it delays radiative forcing (an externally imposed perturbation in the radiative energy balance of the Earth's climate system), and thus decreases the cumulative impact caused by a higher atmospheric temperature. That delay buys time for

technological progress and research (3, 4). Following the latter rationale, temporary carbon sequestration and storage projects are increasingly used to offset fossil fuel carbon emissions.

Some recently published carbon footprint calculation standards and methods present possible ways to assess the value of temporarily storing carbon in long-lived products (5-7), and others are still in development (WRI/WBSCD GHG Protocol, ISO 14067). An expert workshop was also held at the Joint Research Centre of the European Commission in October 2010 to develop a robust method for use in life cycle assessment (LCA) and carbon footprint calculation that would account for the benefits, if any, of temporary carbon storage (8). All of these approaches rely on the choice of a time horizon beyond which impacts of GHGs are not considered. Therefore, when developing policies or incentives, decision makers must be aware that the value given to temporary carbon storage is directly based on the time preference they select.

Since the International Panel on Climate Change (IPCC) adopted the cumulative radiative forcing concept in its First Assessment Report (9), the broad consensus has been that this concept should be used to assess global warming impacts, although the net average global surface temperature change method is increasingly discussed as an alternative (10). The IPCC method adopts the metric Global Warming Potential (GWP). GWP is the radiative forcing caused by the release of a unit mass of a given GHG integrated over a prescribed time period, relative to that of a unit mass of CO₂, and measured in kilograms of carbon dioxide equivalent per kilogram of GHG, or kg CO₂-eq/kg.

Different approaches have been proposed to estimate the credits to be given to temporary carbon storage. Tonne-year approaches determine the value of temporary carbon storage based on the amount of carbon stored for each year that the carbon stock is maintained. The best-known tonne-year approaches are the Moura-Costa (11) and the Lashof (12) methods. These approaches were originally developed to assess projects based on land use, land-use change and forestry (LULUCF), but they have subsequently been applied to temporary carbon storage and other time-related issues including carbon footprint calculation. All these approaches are, in one way or another, based on the concept of cumulative radiative forcing integrated over a given time period, such as GWPs, and on the decision to exclude radiative forcing occurring after the chosen time horizon. As a result, storing carbon for a given number of years is equivalent to delaying an emission by the same number of years, hence decreasing the period of time over which its impact

is considered; if the storage period is longer than the chosen time frame, the emission is not considered at all.

The Lashof method (12) is used here (see Figure 1) to illustrate how sensitive temporary carbon storage benefits are to the choice of a time horizon. The results presented in Table 1, calculated from the mathematical formulation of the Lashof approach given by Clift and Brandão (13), show the extent to which the benefits of delaying release decrease as the time horizon increases. On the basis of an infinite time horizon with no discounting of future impacts, there is no benefit from storing carbon temporarily. With discounting, the benefit depends on the discount rate applied. For time horizons shorter than or equal to the duration of the storage, the benefits are equivalent to the amount of carbon stored. In this case, temporary storage is treated as an avoided fossil fuel carbon emission.

Thus the shorter the time horizon chosen for the assessment of GHG emissions, the greater the importance given to short-term impacts and delays in emissions. The choice of any time horizon (including infinity) is a value judgement rather than a scientific decision (14,15). A 100-year time horizon is used in the vast majority of applications, and is often justified by the fact that it is consistent with the Kyoto Protocol. However, even Shine, one of the lead authors of the IPCC's First Assessment Report, has questioned the widespread use of the so-called GWP100, which he calls an "inadvertent consensus" (14).

When using metrics with finite time horizons, the impact on climate change of a fossil-fuel emission can be completely offset by the sequestration and storage of an equivalent amount of carbon for a period of time equal to the adopted time horizon. Thus, temporary carbon storage projects (e.g. afforestation) can help mitigate climate-change impacts, but these should not be considered equivalent to avoided fossil-fuel emissions, because carbon is not kept out of the atmosphere permanently (15). Explicit and justified values choices by decision makers should govern the selection of an appropriate time horizon, in order to make robust and consistent choices; special attention is warranted to its implications and effects on the results so that temporary mitigation activities are not favored over permanent actions.

Temporary carbon storage is more than a technological detail: it is becoming a significant and contentious issue in the development of standards and guidelines for carbon footprint calculation. These standards are starting to guide policies, consumer choices, and an increasing number of

corporate decisions. It is therefore important that decision makers have a good understanding of the implications of time preferences when assessing the benefits of temporary carbon storage because the carbon footprint of a product can be sensitive to this detail. Moreover, for the sake of coherence, all other emissions and their temporary avoidance must be considered in an equivalent manner, particularly in integrated assessments that address multiple issues.

References

1. Korhonen, R., Pingoud, K., Savolainen, I., Matthews, R. *Environ. Sci. Policy* **5**, 429-441 (2002).
2. Kirschbaum, M.U.F. *Mit. Adapt. Strat. Gl. Change* **11**, 1151-1164 (2006).
3. Noble, I., Scholes, R.J. *Clim. Policy* **1**, 5-25 (2001).
4. Dornburg, V., Marland, G. *Mit. Adapt. Strat. Gl. Change* **13**, 211-217 (2008).
5. BSI. *PAS 2050:2008 Specification for the Assessment of the Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Goods and Services* (British Standards Institution, 2008).
6. AFNOR. *General Principles for an Environmental Communication on Mass Market Products* (AFNOR, 2009).
7. European Commission – Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability. *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – General guide for Life Cycle Assessment – Detailed guidance* (Publications Office of the European Union, 2010).
8. Brandão, M., Levasseur, A. *Assessing Temporary Carbon Storage in Life Cycle Assessment and Carbon Footprinting: Outcomes of an expert workshop* (Publications Office of the European Union, 2011).
9. IPCC. *Climate Change: the Intergovernmental Panel on Climate Change Scientific Assessment* (Cambridge University Press, 1990).
10. Shine, K.P., Fuglestvedt, J.S., Hailemariam, K., Stuber, N. *Clim. Change* **68**, 281-302 (2005).
11. Moura-Costa, P., Wilson, C. *Mit. Adapt. Strat. Gl. Change* **5**, 51-60 (2000).
12. Fearnside, P.M., Lashof, D.A., Moura-Costa, P. *Mit. Adapt. Strat. Gl. Change* **5**, 239-270 (2000).
13. Clift, R., Brandão, M. *Carbon storage and timing of emissions* (University of Surrey, 2008)

14. Shine, K.P. *Clim. Change* **96**, 467-472 (2009).
15. Fearnside, P.M. *Mit. Adapt. Strat. Gl. Change* **7**, 19-30 (2002).

Acknowledgments. The authors from CIRAIG acknowledge the financial support of the International Chair in Life Cycle Assessment partners. Brandão acknowledges the financial support of the UK Engineering and Physical Sciences Research Council.

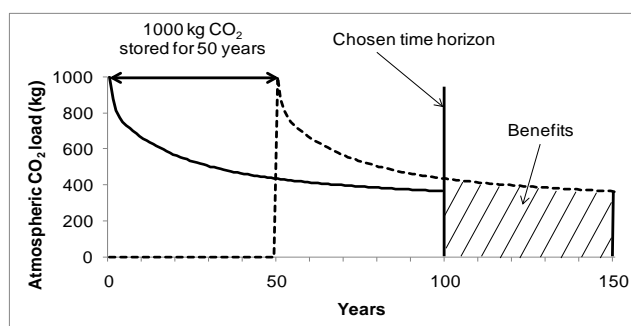


Figure 1. Temporary carbon storage assessed with the Lashof method. The cumulative radiative forcing of a 1,000 kg CO₂ pulse-emission is given by the integral over the chosen time horizon (100 years) of the atmospheric load curve (continuous line, given by the revised Bern carbon cycle-climate model), multiplied by the instantaneous radiative forcing of a unit mass of CO₂ in the atmosphere. The benefits of delaying release are thus given by the portion of the cumulative atmospheric load that is pushed back beyond the chosen time horizon of 100 years (hatched area). In the case shown, according to the Lashof method, storing 1,000 kg CO₂ over a period of 50 years is equivalent to delaying a 1,000 kg CO₂ pulse-emission by 50 years (dotted line).

Table 1. Benefits of storing 1,000 kg CO₂ over a period of 50 years calculated with the Lashof method for different choices of time horizon. The benefits in kg CO₂-eq are calculated as the ratio of the cumulative atmospheric load that is pushed back beyond the chosen time horizon (hatched area in Figure 1 for a 100-year time horizon) over the cumulative atmospheric load of an equivalent initial pulse-emission.

| Time horizon years | Benefits kg CO ₂ -eq |
|------------------------------|---|
| 20 | 1000 |
| 50 | 1000 |
| 100 | 411 |
| 250 | 152 |
| 500 | 74 |
| 1000 | 41 |