



MÉMOIRE
PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À CHICOUTIMI
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN RESSOURCES RENOUVELABLES

PAR

ACHILLE-BENJAMIN LAURENT

**ANALYSE DE CYCLE DE VIE DU BOIS LAMELLÉ-COLLÉ SPECIFIQUE À LA
FORÊT BORÉALE QUÉBECOISE**

NOVEMBRE 2011

RÉSUMÉ

Les entreprises manufacturières doivent aujourd’hui répondre à de nouveaux impératifs environnementaux. À cet égard, elles cherchent à mieux définir l’impact de l’ensemble de leurs activités et lorsque cela est possible, à mettre en valeur leur performance environnementale. Dans certains secteurs, où la compétition est particulièrement vive, la capacité de présenter une offre compétitive à plus faible impact environnemental peut permettre à l’entreprise d’augmenter considérablement ses parts de marché. C’est dans cet esprit que ce travail vise, d’une part, à étudier le cas d’un producteur de bois lamellé-collé, à quantifier son empreinte environnementale en réalisant une analyse de cycle de vie et à identifier des pistes d’amélioration possibles de la chaîne de valeur de l’entreprise sur la base de ses impacts mesurés. Les résultats mettent en lumière les enjeux soulevés par les analyses de cycle de vie issues de données spécifiques au contexte québécois par comparaison avec des études européennes et américaines. Dans le cas du produit du bois à l’étude, les émissions de gaz à effet de serre sont de l’ordre de la moitié de celles estimées dans les bases de données disponibles.

Mots clés

Analyse de cycle de vie; produit du bois; matériaux de construction; Forêt boréale; régionalisation.

ABSTRACT

The manufacturing companies have nowadays to deal with new environmental challenges. In this respect, they try to better define the impact of all activities and when possible, to emphasize their environmental performance. In certain sectors, where the competition is particularly strong, the ability to offer a competitive value proposition with low environmental impact can allow the company to increase considerably its market shares. The aim of this study is to quantify the environmental footprint by realizing a life cycle assessment and identify value chain improvements on the basis of the measured environmental impacts for a glued laminated timber producer. The results bring to light the stakes raised by a life cycle assessment from specific data in the context of the province of Québec in comparison to European and American contexts. In this case study, greenhouse gas emissions are of the order of half of those estimated in the available databases.

Keywords

Life cycle assessment; harvesting wood products; Boreal forest; Construction materials; regionalization.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier l'ensemble des employés des Chantiers Chibougamau ltée, tout particulièrement Frédéric Verreault, Pascal Ouellet et Daniel Turcotte, qui m'ont permis d'obtenir les données sans lesquelles cette analyse n'aurait pas été possible.

J'adresse également ma gratitude à ma direction, pour m'avoir laissé autant de l'attitude et d'autonomie, ainsi que pour leurs contributions financières. À ce titre, merci au programme Carbone boréal ainsi qu'au CRSNG et Rio Tinto Alcan.

Je remercie profondément toutes les personnes que j'ai eu la chance de rencontrer dans le cadre de ce projet d'étude, au CIRAIG et a FORAC.

Je ne peux oublier ma famille et mes amis, tout particulièrement à mes amis du Saguenay pour m'avoir supporté à longueur de journée, dans tous les sens du terme.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	ii
ABSTRACT	iii
REMERCIEMENTS	iv
TABLE DES MATIÈRES	v
LISTE DES TABLEAUX	viii
LISTE DES FIGURES	ix
INTRODUCTION	9
CONTEXTE CLIMATIQUE	10
PROBLÉMATIQUE	11
LES MATERIAUX DE CONSTRUCTION	13
LES BIOCOMBUSTIBLES	14
OBJECTIFS DE L'ÉTUDE	15
CHAPITRE 1	
CHOIX MÉTHODOLOGIQUES	17
2.1 L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE	17
2.1.1 FRONTIÈRE DU SYSTÈME À L'ÉTUDE	19
2.1.2 INVENTAIRE DE CYCLE DE VIE	22
2.1.3 L'ÉVALUATION DE L'IMPACT DU CYCLE DE VIE	23
2.1.4 INTERPRÉTATION	23
CHAPITRE 2	
CRADLE-TO-GATE LIFE CYCLE ASSESEMENT OF GLUED-LAMINATED WOOD PRODUCT FROM QUEBEC'S BOREAL FOREST	25
2.1 INTRODUCTION	25
2.2 METHODS	27
2.2.1 FUNCTIONAL UNIT	28
2.2.2 SYSTEM BOUNDARIES	29
2.2.3 PRODUCT PROCESS	30
2.2.4 DATA COLLECTION	35
2.2.5 COPRODUCTS	36
2.3 RESULTS	37
2.3.1 INVENTORY	37
2.3.2 ENVIRONMENTAL DAMAGES	38
2.3.3 ENERGY	42

2.4 DISCUSSION.....	43
2.4.1 COMPARISON WITH OTHER GLULAM LCAs	43
2.4.2 OTHER FACTORS TO BE CONSIDERED	45
2.5 CONCLUSIONS	46
CONCLUSION	50
BIBLIOGRAPHIE	lvi
ANNEXE	
INVENTAIRE DE CYCLE DE VIE	A-2
SYNTÈSE DE LA LITTÉRATURE PORTANT SUR LA PERFORMANCE ENVIRONNEMENTALE DU BOIS DANS LE DOMAINE DE LA CONSTRUCTION NON RÉSIDENTIELLE, EN COMPARAISON AVEC D'AUTRES MATÉRIAUX STRUCTURAUX.....	A-25

LISTE DES TABLEAUX

Table 2.1: Co-products allocation and production for 18 335 m ³ y ⁻¹ of glulam	36
Tableau 2.2 : Energy consumed by source	41
Tableau 2.3 : Energy consumed for 1 m ³ of glulam by department with repartition and renewable and non-renewable energy consumed	43
Tableau 2.4 : Comparison of Quebec's glulam LCA results with european's and US's glulam LCAs.....	43

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Étapes du cycle de vie	16
Figure 2 : Schéma représentant les phases du cycle de vie de transformation d'une poutre en lamellé-collé.....	18
Figure 3 : Glulam boundaries.....	29
Figure 4 : Human health impact categories represented as damage (DALY).....	38
Figure 5 : Ecosystem quality impact categories represented as damage (PDF.m ² .yr).....	39
Figure 6 : Global warming impact category represented as midpoint/damage (in kgeq CO ₂).40	
Figure 7 : Resources impact category represented as damage (MJ primary non-renewable)41	
Figure 8 : Figure 8 : Réseau des contributions des impacts sur les changements climatiques de la transformation de bois lamellé-collé	51
Figure 9. Comparaison des émissions de GES des trois ACV portant sur la production de bois lamellé-collé.....	53

INTRODUCTION

CONTEXTE CLIMATIQUE

Le bois est un réservoir naturel de carbone dont chaque atome de carbone provient d'une molécule de dioxyde de carbone (CO_2) atmosphérique grâce à la photosynthèse. Si la matière ligneuse est récoltée, le carbone demeure alors séquestré dans les produits en bois tout au long de leur durée de vie utile (Karjalainen et al., 1999).

Le quatrième rapport du Groupe Intergouvernemental d'Experts sur l'Évolution du Climat (GIEC) conclut qu'une gestion sylvicole durable permettrait d'augmenter les stocks de carbone forestier à long terme et qu'un apport accru de matières ligneuses renouvelables permettrait d'intensifier la lutte contre les changements climatiques (Nabuurs et al., 2007). Même si les incertitudes sont encore nombreuses, la capacité des écosystèmes forestiers à fournir des produits ligneux durables pourrait jouer un rôle de réservoir de carbone hors forêt, en supplément des réservoirs se constituant en forêt (Nabuurs and Sikkema, 2001; Nabuurs et al., 2007; Hennigar et al., 2008; Ter-Mikaelian et al., 2008).

Il a été démontré que l'utilisation du bois dans le secteur de la construction est pertinente dans une stratégie de séquestration de carbone (Koch, 1992; Buchanan and Honey, 1994; Schlamadinger and Marland, 1999). De nombreuses recherches rendent compte de la pertinence d'utiliser la matière lignocellulosique comme substitut aux produits

à haute intensité carbonique tels que les matériaux de construction en acier ou en béton ou encore les combustibles fossiles (Niles et Schwarze, 2001; Eriksson et al., 2007; Valsta et al., 2008). L'une des initiatives prometteuses consiste donc à encourager la construction en bois plutôt qu'en acier ou en béton, qui sont des matériaux énergivores et émetteurs nets de gaz à effet de serre (Puettmann and Wilson, 2005b; Gustavsson, Madlener, et al., 2006).

Le bois est une source énergétique renouvelable dont la combustion est considérée comme neutre en émissions de CO₂ (IEA, 2002). Par conséquent, la substitution d'un combustible fossile par de la biomasse représente une émission nette de gaz à effet de serre évitée (Baral et Guha, 2004). La production énergétique à partir de biomasse forestière est avantageuse pour l'environnement, à condition que cette biomasse soit issue d'un aménagement forestier durable et que sa combustion soit complète. De plus, ces substitutions présentent l'avantage de favoriser des réductions d'émissions permanentes et cumulatives alors que la simple séquestration biologique n'est que temporaire et limitée dans le temps (Schlamadinger et Marland, 1999; Kirschbaum, 2006).

PROBLÉMATIQUE

Des bases de données permettent d'estimer, à partir de moyennes, la quantité de carbone émis pour la production de différents matériaux, dont ceux en bois. Une revue de littérature présente les résultats des études abordant le sujet à travers le monde (Sathre and

O'Connor, 2008). Il est ainsi possible d'estimer l'ensemble des gains carboniques attribuables au remplacement de matériaux de construction à haute intensité carbonique, par exemple.

Les données génériques présentent l'avantage d'obtenir rapidement des estimations quantitatives du carbone séquestré par l'utilisation de produits du bois. En revanche, ces dernières ne peuvent pas rendre compte des particularités régionales telles que celles de la forêt boréale québécoise. En effet, la forêt boréale est un écosystème résistant aux conditions hivernales dont les tiges ont un petit diamètre et un taux de croissance particulièrement faible. Cela a des conséquences sur les pratiques sylvicoles ainsi que sur l'ensemble des étapes de transformation. Ces caractéristiques diffèrent de la réalité de régions forestières situées plus au sud et qui ont servi à alimenter les bases de données généralement utilisées (Puettmann et Wilson, 2005a)

De plus, l'approvisionnement énergétique du Québec n'est pas représentatif des autres régions d'Amérique du Nord ou encore européennes, puisque la principale source de production d'électricité est hydraulique. L'inventaire canadien des gaz à effet de serre 2010 évalue à 2 grammes équivalent de CO₂ par kilowattheure la fourniture électrique du Québec en 2008 (Environment Canada Greenhouse Gas Division, 2010). Cette spécificité régionale influe potentiellement de façon significative les bilans carbone des produits issus du

Québec, dont ceux du bois, en comparaison avec juridictions voisines dans lesquelles l'électricité est produite par des combustibles fossiles (Wells et al., *in press*).

LES MATÉRIAUX DE CONSTRUCTION

Les procédés de fabrication de la plupart des matériaux de construction sont énergivores. La production de béton, par exemple, représente 2 % de la consommation énergétique mondiale (Worrell et al., 2001). De plus, les combustibles utilisés sont principalement fossiles. Si bien que les émissions de GES du secteur du ciment représentent 5 % du total des émissions mondiales (Levine et al., 2007) faisant des producteurs de béton les plus importants émetteurs industriels. L'industrie de l'acier n'est pas en reste avec des émissions de GES de l'ordre de 3 à 4 % des émissions mondiales, la production d'une tonne d'acier émettant en moyenne 1,9 tonne de CO₂ (World Steel Association, 2010).

Au Canada, les paliers de gouvernement commencent à prendre des décisions afin d'augmenter la consommation de bois dans les constructions non résidentielles, tant au niveau fédéral que provincial. Au Québec, la Direction du développement de l'industrie et des produits forestiers du ministère des ressources naturelles et le de faune du Québec a publié en mai 2008 sa stratégie d'utilisation du bois dans le domaine de la construction au Québec (Direction du développement de l'industrie des produits forestiers, 2008). Cette

nouvelle perspective stratégique plus “verte” a pour objectif de réduire la consommation énergétique des bâtiments tout au long de leur cycle de vie. Dans ce rapport, des comparaisons entre les différents matériaux de construction permettent d'avancer que le bois est le meilleur choix sur le plan écologique. Outre des avantages concernant les émissions de CO₂ et de la consommation d'énergie et d'eau, le bois est le seul matériau provenant d'une ressource renouvelable et aisément recyclable (Direction du développement de l'industrie des produits forestiers, 2008). Dans ce même rapport, il est déploré que moins de 5 % des bâtiments non résidentiels au Québec soient fabriqués en bois, correspondant à 96 millions de pieds-planche (ce qui équivaut à environ 865 000 m³). Ce taux pourrait atteindre entre 50 et 60 % tout en respectant les exigences actuelles du Code du bâtiment. L'objectif gouvernemental est de réduire annuellement de près de 340 k tonnes de GES en triplant la consommation de bois dans les structures des édifices publics, les constructions non résidentielles et les habitations multifamiliales.

LES BIOCOMBUSTIBLES

En 2007, 21 millions de tonnes de pétrole et 6,1 millions de tonnes équivalent pétrole (tep) de gaz naturel ont été consommées au Québec contre seulement 3,7 millions de tep de biomasse (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, 2009). Cette consommation de combustibles fossiles, en plus d'émettre de grandes quantités de

GES, joue un rôle important dans la balance commerciale de la province puisque le Québec ne produit pas d'hydrocarbures.

Les gouvernements du Québec et du Canada ont mis en place des cibles visant à réduire les émissions de GES dues à la consommation de combustibles fossiles, principalement dans le secteur du transport (Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs du Québec, 2009; Environnement Canada, 2010). Il est question de réduire de 20 % des émissions provinciales sous le niveau de 1990 et de 17 % sous le niveau de 2005 pour les émissions de l'ensemble du Canada. La réduction des émissions pour la production thermique dans le secteur industriel fait également l'objet de programmes de subventions, tel celui proposé par l'Agence d'Efficacité Énergétique du Québec, intitulé Programme de réduction de la consommation de mazout lourd (AEE, 2008).

OBJECTIFS DE L'ÉTUDE

L'industrie du bois offre un panier de produits particulièrement diversifiés. Les progrès dans le domaine des technologies de transformation permettent d'accroître cette diversification et contribuent à l'augmentation de la valeur de cette ressource. Cette étude se concentre uniquement sur les deux produits issus de la matière ligneuse reconnue comme ayant la plus importante capacité de séquestration de carbone (les matériaux de

construction) et pour leur potentiel de substitution (les combustibles et les matériaux de construction) (IPCC, 2003).

Cette recherche s'inscrit dans une tendance, relativement récente dans le domaine de l'analyse de cycle de vie (ACV), qui vise à prendre en considération les particularités du contexte régional dans l'inventaire et l'interprétation des résultats (Grahn et al., 2009). En effet, les données d'inventaires de cette analyse, placées en annexe, sont principalement issues de données primaires, ce qui en fait la première ACV des poutres en bois lamellé-collé spécifique au contexte québécois.

CHAPITRE 1

CHOIX MÉTHODOLOGIQUES

1.1 L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE

Une analyse de cycle de vie, de type attributionnelle, est une étude quantitative qui prend en considération l'ensemble des impacts sur l'environnement pour chacune des étapes du cycle de vie d'un produit ou d'un service. Cette méthodologie de recherche initiée dans les années 1980 fait aujourd'hui l'objet d'une normalisation internationale (ISO, 1997, 2006). Une analyse de cycle de vie, selon la série des normes ISO 14040, se résume en quatre étapes itératives qui se présentent sous la forme suivante :

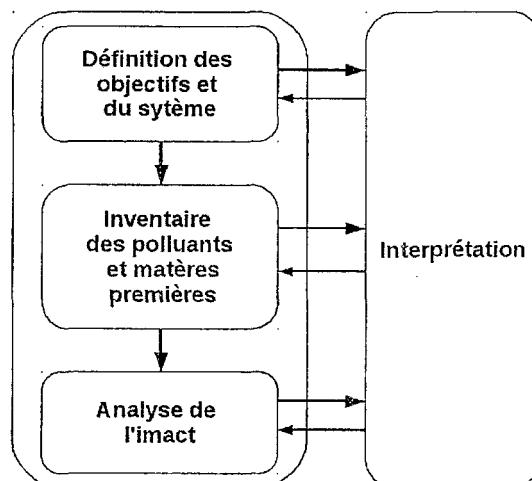


Figure 1. Étapes du cycle de vie
(extrait de Jolliet et al. (2005))

L'étape de définition des objectifs et du système a pour but de circonscrire la ou les problématiques envisagées, le type d'application ainsi que le public ciblé. Le système ou champ d'études décrit les choix relatifs au modèle tels que l'unité fonctionnelle, les frontières du système et la méthode de caractérisation des impacts (Jolliet et al., 2005). Dans le cadre de cette étude, l'unité fonctionnelle choisie est le mètre cube de bois lamellé-collé. Les frontières du système définies du « berceau à la barrière » (*cradle-to-gate*) prennent en considération tous les processus depuis la récolte en forêt jusqu'à la sortie de l'usine de transformation (figure 2).

La méthode de l'ACV est la plus couramment utilisée pour déterminer l'ensemble des impacts environnementaux de l'utilisation des produits du bois, sachant que cette méthodologie permet de comparer les résultats obtenus avec ceux des matériaux concurrents (Kunniger et Richter, 1995; Adalberth, 2000; Sartori et Hestnes, 2007; Sathre et O'Connor, 2008).

Comme l'indique Erlandsson et al. (1992) dans son modèle d'ACV comparant des matériaux de construction, le cycle de vie d'un produit en bois est structuré en cinq phases :

1. extraction de matériel brut;

2. traitement;
3. opération et service;
4. destruction (*démantèlement*);
5. réutilisation (*fin de vie*).

1.1.1 FRONTIÈRE DU SYSTÈME À L'ÉTUDE

Le modèle suivant a été adapté à la réalité des poutres en bois lamellé-collé à partir des informations obtenues auprès du partenaire industriel de l'étude (figure 2). Le schéma reprend les neuf phases identifiées dans ce cas.

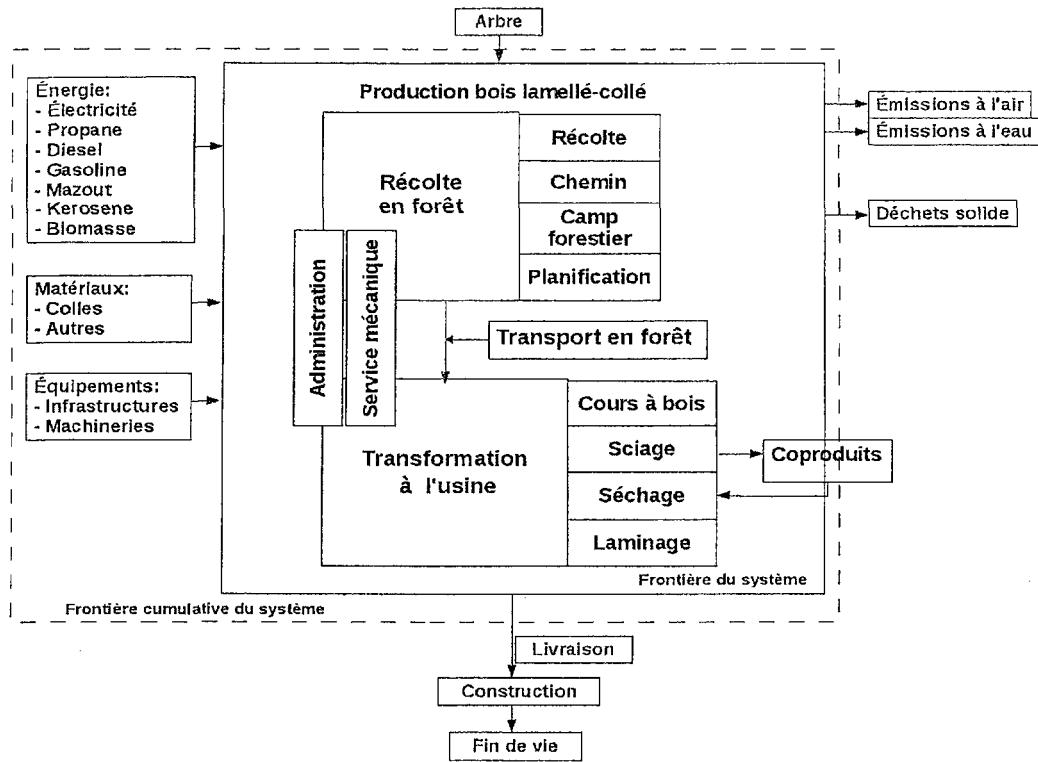


Figure 2 : Schéma représentant les phases du cycle de vie de transformation d'une poutre en lamellé-collé.

Récolte en forêt

La phase de récolte comporte plusieurs sous-étapes qui peuvent varier en fonction des pratiques sylvicoles. Dans cette étude, la récolte se fait par arbre entier. Ce mode de récolte se décline en différentes phases : l'abattage, le débardage, l'ébranchage et l'empilement en andains des parties non commerciales sur le bord du chemin (LeBel et al., 2009). Il fut cependant impossible de documenter séparément ces sous-étapes en fonction

des informations transmises par le département de gestion forestière du producteur de bois lamellé-collé. Toutes les données sont donc agrégées dans l'étape de récolte dans le présent inventaire. Avant de procéder à la récolte de matière première, des opérations de planification forestière sont indispensables. L'accès aux parterres de coupe n'est possible qu'après la construction de chemins forestiers. L'inventaire inclut également l'entretien de ces chemins. De plus, les parterres de coupe sont souvent très éloignés des lieux de résidence des ouvriers sylvicoles. Des camps forestiers sont donc érigés afin d'accueillir ces travailleurs. Les deux sous-étapes, soient l'administration et le service mécanique, sont situées à l'interface entre la récolte en forêt et la transformation à l'usine. L'ensemble des entrants de l'administration du producteur des poutres en lamellé-collé est considéré. Les impacts ont été répartis sur la totalité du cycle de production. La même approche s'applique au service mécanique dont les activités se répartissent entre le terrain et l'usine. En effet, un service de maintenance mécanique en forêt est indispensable pour réparer les machineries forestières dans des délais raisonnables.

Transport de bois rond

La construction et l'entretien des chemins étant attribués à l'étape de récolte, seule la phase de transport a été considérée. Il est tout de même à noter que les camions employés pour le transport de bois rond ne sont que rarement appelés à utiliser le réseau routier. Afin de rendre plus réaliste le modèle, les camions disponibles dans la base de données

ecoinvent (Hedemann et König, 2007) ont été adaptés, en modifiant l'ensemble des intrants et des sortants. De plus, les impacts liés à l'utilisation des infrastructures routières ont été supprimés, puisqu'il s'agit de véhicules hors route.

Transformation aux chantiers

Après un premier entreposage dans la cour de l'usine, les grumes sont traitées dans l'usine de sciage. Tout comme la récolte, les différentes sous-étapes qui composent le processus de sciage ont été agrégées, par manque d'information spécifique. De façon générale, les billots sont tout d'abord écorcés avant d'être débités en fonction du diamètre du tronc, puis triés selon les défauts apparents. Les écorces générées ont longtemps été considérées comme un résidu. Cependant, dans les années 80, elles ont acquis une certaine valeur, pour leur utilisation comme combustible. Chacun des résidus de sciage (écorces, copeaux, sciures et planures) a ainsi été considéré comme coproduit, car ils peuvent généralement avoir une valeur commerciale ou du moins être valorisables. La troisième étape de la transformation du bois est le séchage. Les chantiers de l'étude utilisent les planures générées à l'usine de sciage afin d'alimenter les séchoirs. Une fois le bois acheminé dans l'usine de seconde transformation, il est jointé dans le sens de la longueur avant d'être coupé à la longueur désirée. Vient ensuite la sous-étape de collage. Dans le cas de l'usine à l'étude, les colles utilisées sont à base d'isocyanate évitant ainsi l'usage de

formaldéhyde. Le séchage est réalisé par un procédé à micro-ondes. Enfin, le bois lamellé-collé est usiné afin de faciliter l'assemblage sur le chantier de construction.

1.1.2 INVENTAIRE DE CYCLE DE VIE

L'inventaire de cycle de vie (ICV) compile de façon quantitative les matières premières depuis leur extraction ainsi que les émissions polluantes dans l'air, l'eau et le sol (Jolliet et al., 2005). La particularité de cet ACV sur le bois lamellé-collé est que l'inventaire est réalisé essentiellement à partir de données primaires, issues des informations transmises par le producteur. De plus, les données collectées s'étalaient sur une période de cinq années ce qui augmente leur robustesse et la représentativité de l'étude. En effet, les conditions de récolte, les essences composant l'approvisionnement ou les aides financières sont variables d'une année à l'autre et influencent les pratiques sylvicoles ainsi que les performances des étapes de transformation. La moyenne des résultats des cinq années a donc été utilisée afin d'atténuer ces fluctuations. Les données manquantes, incomplètes ou difficilement accessibles ont été remplacées par des données secondaires disponibles dans la littérature ou dans les bases de données, tel que le *ecoinvent* les guides de meilleures pratiques (Jolliet et al., 2005). La quantification de l'impact de différents processus, tel que les infrastructures et les machineries, est issue de la base de données *ecoinvent*. Ces données ont été adaptées au contexte québécois, afin de rendre la modélisation la plus réaliste possible. Les données d'inventaire sont listées à l'annexe 1

1.1.3 L'ÉVALUATION DE L'IMPACT DU CYCLE DE VIE

L'évaluation de l'impact du cycle de vie (ÉICV) estime l'impact environnemental de l'extraction des matières premières et des émissions polluantes (Jolliet et al., 2005). Pour ce faire, quatre sous-étapes sont proposées : la classification, la caractérisation, la normalisation et la pondération. La classification permet de déterminer dans quelles catégories d'impact s'inscrivent les émissions et l'extraction des matières premières. L'étape de caractérisation évalue la contribution des résultats d'inventaire dans chacune des catégories d'impacts. Quant à la normalisation, elle permet de réaliser une évaluation à partir d'un système de référence alors que la pondération vise une évaluation en fonction d'un choix de valeur. L'évaluation des impacts potentiels a été calculée avec le logiciel *SimaPro* (*Pré Consultants bv*, Amersfoort, The Netherlands), avec une des méthodes les plus couramment employées, *Impact 2002+* (Jolliet et al., 2005).

1.1.4 INTERPRÉTATION

L'étape d'interprétation présente l'ensemble des résultats de façon cohérente en fonction des objectifs de l'étude, mais également de façon objective par rapport aux limites et aux hypothèses retenues. Afin de respecter la série des normes ISO 14040, il faut clairement identifier les points significatifs, la conclusion et les recommandations. Cette étape a été complétée par des calculs d'incertitude et une analyse de sensibilité afin d'identifier les paramètres les plus influents. Pour réaliser l'analyse de d'incertitude, le

logiciel *SimaPro* permet de procéder à une analyse statistique de type Monte-Carlo avec 1000 itérations, comme le veut la pratique courante (Jolliet et al., 2005).

Le chapitre suivant est un manuscrit soumis à la revue « International Journal of Life Cycle Assessement » le 4 octobre 2011 et est en cours d'évaluation pour publication. Cet article comprend les principaux résultats de l'étude et les conclusions qui peuvent être tirées de la recherche.

CHAPITRE 2

CRADLE-TO-GATE LIFE CYCLE ASSESEMENT OF GLUED-LAMINATED WOOD PRODUCT FROM QUEBEC'S BOREAL FOREST

2.1 INTRODUCTION

The Fourth Assessment Report (AR4) from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) concluded that sustainable forest management could contribute to global warming mitigation efforts through the increase in forest carbon stocks and the consequent higher availability in harvested wood products (HWPs) (Metz et al. 2007). A number of studies have shown the benefits of using HWP_s as a substitute to fossil fuels and to building materials of higher carbon intensity, like concrete and steel, in long term strategies (Niles and Schwarze 2001; Worrell et al. 2001; Valsta et al. 2008). HWP_s, as well as construction materials and fuels substitution, have the potential to generate a cumulative and permanent reduction of greenhouse gas (GHG) emissions (Schlamadinger and Marland 1999; Kirschbaum 2006).

The building sector is recognized as an energy- and carbon-intensive activity, which offers a significant potential in reducing GHG emissions (Levine et al. 2007). The selection

of efficient construction materials is an important initial step in reducing the environmental impact of a building entire life cycle. From a scientific perspective, the carbon intensity of the most popular building materials, like concrete and steel, is well known and has been extensively analyzed and quantified (Worrell et al. 2001). The environmental impact of HWPs is difficult to quantify, because it depends on a wide variety of local parameters (distance of harvesting, wood dimension, transformation technologies, distance to the building location, and end of life scenarios). That should explain why life cycle assessments (LCA) on HWPs are very scarce in Canada (Ter-Mikaelian et al. 2008) and results from existing LCAs may not be generalized.

Most North American residential buildings are wood-framed constructions (van de Lindt and Dao 2009). Conversely, only five percent of non-residential buildings are made of wood frames in the province of Québec, Canada (Direction du développement de l'industrie des produits forestiers 2008). Recently, non-governmental organizations and politicians have promoted wood building material for non-residential frame. These recent developments have engendered greater interest for glulam products.

The present study focuses exclusively on a wood product for which wood is sourced from Québec's boreal forest. This ecosystem has distinct vegetation characteristics, such as the main tree species, black spruce (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) being the most

predominant. This particular species is very resistant to cold, has a short growing season, thus producing a relatively small diameter log over a long period (Viereck and Johnston 1990). Once transformed into glued-laminated (glulam) the product's mechanical properties become favorable (Zhang and Koubaa 2005). Most of the energy consumed during the laminated step is electricity and the province of Québec generates 97 percent of its electricity from hydroelectric dams, a source among the least carbon intensive in terms of energy production and thus each kWh used in processes emits very little GHG (Environment Canada Greenhouse Gas Division 2010). Additionally, it has previously been demonstrated that, regardless of trunk diameter, the harvesting stage of black spruce, in reference to a LCA, emits only a small quantity of GHG (Gaboury et al. 2009).

Unfortunately, no available LCA on glulam are comparable to Québec's particular context, to provide reliable evaluation on the environmental impacts in support to decision-making processes, compared to other building materials. Hence, the present study is the first known LCA on the production of glulam based on primary data from an important manufacturer in the province of Québec.

2.2 METHODS

The objective of this cradle-to-gate LCA is to quantify the environmental impact of all of the necessary stages of the cycle, from harvesting the primary resources to

manufacturing the transformed product into glulam. The Chantiers Chibougamau Ltée (CCL) (Chibougamau, Qc, Canada) a softwood logging and manufacturing company was selected because it is the only producer to use boreal tree species for glulam in the province. The life cycle inventory (LCI) is based on data collected in 2010 through surveys with CCL, which uses trees from Forest Stewardship Council-certified woodlands located between the 48th and 52nd northern parallels in Québec's central boreal forest. The primary data collected for this analysis are issued from the company's operations between 2004 and 2009 fiscal years, bound to mitigate natural, economic and technological fluctuation.

When the primary data were not available, the LCI was completed with *ecoinvent* database (ecoinvent Center, St-Gallen, Switzerland) adapted to the Québec context, by energy grid, vehicles weight and fuel consumption. LCI data were modeled into the LCA software *SimaPro v7* (*Pré consultant* Amersfoort, Netherlands). End-point impacts were calculated with the *Impact 2002+* method (*Swiss Federal Institute of Technology* Lausanne, Switzerland) and subsequently interpreted according to International Organization for Standardization (ISO) 14040-44 guidelines (ISO 2006a; ISO 2006b). As current practice seems appropriate to the case studied, the pedigree uncertainty are input for each data and the uncertainly analysis was calculated by Monte Carlo analysis using a 1000 iterations simulation (Jolliet et al. 2005).

2.2.1 FUNCTIONAL UNIT

The functional unit is one cubic meter (m^3) of glulam at mill gate, which includes lumber and glue. All input and output data for the production of a glulam beam were based on the volume of products and coproducts (lumber, bark, shaving, and trimming) from the sawmill and the lamination unit in accordance with ISO guidance (ISO 2006a; ISO 2006b).

2.2.2 SYSTEM BOUNDARIES

This cradle-to-gate LCA covers the wood harvesting, transport to the sawmill, the production of lumber and coproducts at the glulam manufacturing plant. The system boundary encompasses all stages of glulam manufacturing, including infrastructures, materials and energy needed (Figure 3). The coproducts are defined as a material, different from the principal product that is generated and leaves the system boundary, usually because it has some economic value or function.

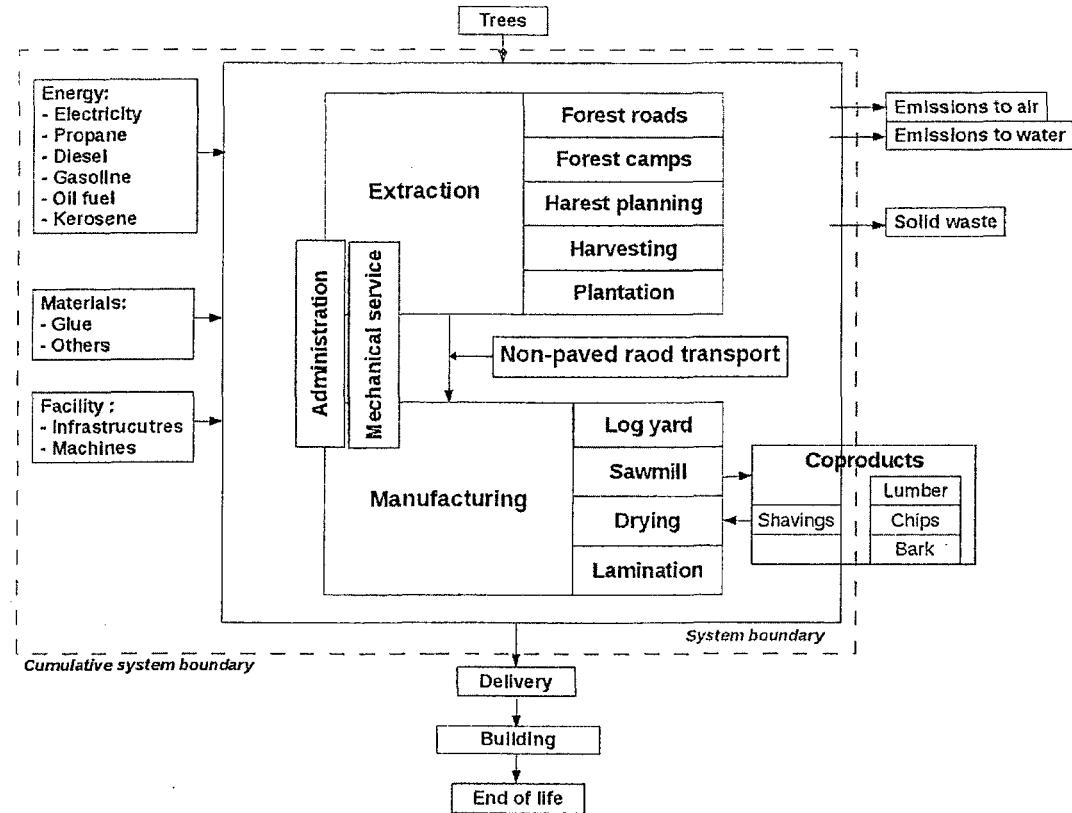


Figure 3 : Glulam boundaries. The cumulative system boundary (dotted line box) includes production of electricity, liquefied petroleum gas, diesel, gasoline, oil fuel, ancillary materials and co-products. On the other hand, it excludes natural log resources (the boreal biome ecosystem from a hydrogeological and mineral perspective). The on-site system boundary (solid box) includes those processes that take place in forest sites, the sawmill and the glulam plant.

2.2.3 PRODUCT PROCESS

The glulam production process is divided into two steps in the proposed approach.

The first step take into account harvesting and transportation of logs to the mill while the second step deals with the transformation to the final product. The first step is called extraction and the second is called manufacturing. The administration and mechanical

services data (energy and material consumptions) are taken into account in the inventory and are common to all steps of the glulam life cycle.

EXTRACTION

The extraction step combines six stages that could be broken down into some other substages. For example, harvesting phase could be disaggregated into at least three processes: harvesting, skidding, delimbering, etc. However, the processes described in the forthcoming paragraphs only summarize the available aggregated information.

▲ FOREST ROADS

This phase takes into account the annual forest road construction and maintenance. These two processes include the energy consumed by construction machines while in operation as well as during the manufacturing of this equipment.

▲ FOREST CAMPS

Only the different forms of energy consumed are taken into account for the modeling. The camps are temporary accommodations and are commonly moved as close as

possible to harvesting areas. For this reason, the environmental impacts of camp infrastructure were considered negligible.

▲ *HARVESTING PLANNING*

Harvest operations are planned by a team of forest engineers. Most of the planning is administrative by nature (office work), but occasional travels to the harvesting areas are necessary. The modeling included traveling by full sized pickup trucks for this process.

▲ *HARVESTING*

The modeling takes into account all inputs, from the tree harvesting (whole-tree harvest, hauling, lopping, and loading) to non-paved log transportation. Since virtually all the length of tree sterns can be used in glulam manufacturing process, most part of the harvested tree sterns is transported to the mill.

▲ *PLANTATION*

This phase assumes that the forest area is sustainably managed (FAO 2007), hence without human-induced long-term loss of forest carbon stocks. The consumption data during this phase are from a LCA on forest management in the same forest area (Gaboury

et al. 2009) based on a average of 30% of the harvested land surface which do not regenerate naturally (F. Laliberté, comm. Pers.).

▲ NON-PAVED ROAD TRANSPORT

The log transport by off-road trucks (> 100 t) is modeled as truck transportation from the *ecoinvent* database with some adaptation as the load burden and the fuel consumption, and removes the impact of paved road use but the impact of non paved road usage is included as maintenance in Forest road phase..

MANUFACTURING

Glulam involves three transformation processes. First transformation is the lumber production in a sawmill. Typical processes consist of debarking, sawing, drying and planing. The available data did not provide the possibility to disaggregate the different processes. Only drying is separated from the other ones because the percentage of energy consumption for drying is one of the most important of all the processes and must be compared to other assessments. The second transformation includes jointing, a mechanical resistance test and gluing which, together, produces a raw glulam beam. The third transformation is the machining of the glulam beam to produce a finished product, directly

usable on a construction site. The second and third transformations are aggregated in this study as lamination.

▲ LOG YARD

After weighing, the off-road truck is unloaded in the log yard before entering inside the sawmill. During the log yard stage, logs are manipulated and selected according to the market demand. This stage includes the diesel combustion in construction machines modeled using data sets from the *ecoinvent* database.

▲ SAWMILL

The sawmill stage is constituted by two processes, debarking and sawing logs. Most of the sawmill processes studied were automated and the majority of the machines had to be modified from the purchase state, including a saw that was adapted for softwood logs of smaller diameter. These technological modifications increased the sawmill productivity. The energy consumed is almost all in the form of electricity. Although it occurs after drying, the wood shaving process is taken into account in the sawmill stage, because the shaving machines are in the same plant as the band saw.

▲ DRYING

The manufacturer of this study generated most of the thermal energy required for the drying stage. The wood shaving dust is used for that purpose, a practice that has been in place for decades. The CO₂ neutral impact of wood fuel combustion is significant in the overall LCA, even including resource extraction impacts of shavings, since the drying process is the most energy intensive of all the processes in the wood manufacturing sector (Bergman and Bowe 2008). Nevertheless, some grade #1 oil fuel is consumed for the loader that manipulates the wood board.

▲ LAMINATION

Upon exiting the sawmill, part of the produced lumber is selected to be transformed in glulam at the lamination unit. This selection is based on a non-destructive mechanical field stress test to determine the machine stress rated (MSR) lumber grade. Only the highest quality grade is sent to the lamination plant. The first process is end-jointing to produce the required length. Joint lumbers are then one-way vertically-stacked and glued. Once dry, these vertical stacks are glued and one-way horizontally-stacked according to the required dimensions. All gluing steps use isocyanate adhesive and are dried by microwave. The last

process is the machining by a special computer numerical control (CNC) 5 axis to adjust the glulam timber exactly to the architectural plan specifications.

2.2.4 DATA COLLECTION

Data collection followed guidelines defined in ISO guidance on life-cycle inventories (ISO 2006a). Primary data were collected for the production period 2004 to 2009 by surveys, on-site visits and numerous meetings with each department managers at the glulam manufacturer throughout the year 2010. Harvesting and manufacturing managers provided data in terms of energy, raw material, used area, product and coproducts. Inputs and outputs linked to energy usage such as electricity for rotating machines, infrastructure plant, heating fuel, vehicles, machines fuel and isocyanate glues production were obtained from the available database but adapted to the local context (Hedemann and König 2007). For example, the pickup truck model was based on a vehicle in the ecoinvent database. The weight and fuel consumption of the truck as well as the road usage were modified to represent the reality of the manufacturer.

Glulam is manufactured using more than 85% of total logs from the black spruce. To simplify the weighted-average calculations, wood density was supposed to be 406 kg.m³, the black spruce density (Nielson et al. 1985). Glulam density was provided by glulam producer at 500 kg.m³. All conversion units for forest products, logs, barks, chips

and shavings followed published factors specific to the forest products industry in Canada (Nielson et al. 1985).

2.2.5 COPRODUCTS

In the Canadian wood products sector, a large portion of coproducts is sold while the other portion is used on site (Meil et al. 2009). In this case, all coproducts of glulam have a function and a commercial value. Accordingly, coproducts are not considered as residues in this study. Following ISO guidelines, the inputs and outputs of the system were partitioned between the different coproducts in order to highlight the physical relationships between them. The coproducts allocation was calculated on a volume basis only. The most important coproduct was lumber, because it was the most profitable for the manufacturer. Wood chips represent the largest volume (Table 1) and was sold to a regional pulp mill. Bark was sold to an electricity producer 50 km from the mill. Shavers were used as wood fuel for the drying, as mentioned earlier.

Table 2.1: Co-products allocation and production for 18 335 m³ y⁻¹ of glulam

Co-products	Volume (m ³ y ⁻¹)	% allocation
Lumber	267 439	25
Chips	531 722	51
Shavings	150 183	14
Bark	107 648	10
Total	1 056 991	100

2.3 RESULTS

2.3.1 INVENTORY

Fifteen liters of diesel per m³ of glulam are used to operate the mobile machines in forest and at plant. One-fiftieth ton of anhydrous biomass fuel, which is the second most important form of energy, is used for heat input in the green lumber dry kiln. For the manufacturing of a cubic meter of glulam 114 kWh of electricity is used by static machines such as saws, conveying equipment, presses and microwaves. All of the 1.5 liters of gasoline per m³ are consumed by pickup trucks or other vehicles. Only 0.4 liters of Liquefied petroleum gas (LPG) are used for cooking in forest camps or in some forklifts and a significant volume help to unfreeze exterior equipment during winter operations. As the mill is geographically isolated, part of the transportation energy of the glulam producer is consumed during travel of personnel and directors by plane. This is why 0.07 liters of jet fuel are included in the inventory.

Isocyanates represented more than 99% of adhesive used in glulam production at the manufacture considered in this study. Only 0.02% of formaldehyde adhesive was also used but this type of adhesive is no longer used in the last two years process. The manufacturer of the adhesives is located in the Greater Toronto Area, so that the transport has a relatively small impact when compared to its production, which is energy-intensive. As mentioned earlier, glulam was produced from small diameter trees. This gluing

technique allows a better homogenization of mechanical resistance but consumes more glue than a traditional glulam beam.

2.3.2 ENVIRONMENTAL DAMAGES

The environmental damages are presented without normalization as suggested in the *IMPACT 2002+* method user guide (Humbert et al. 2005).

HUMAN HEALTH

The human health damage categories are a sum of midpoint categories, which could affect human health, and are expressed in Disability Adjusted Life Years (“DALY”). The human health impact is known in the medical domain and used by World Health Organization (Humbert et al. 2005). The human health damage is 0.00023 DALY for a cubic meter of glulam.



Figure 4 : Human health impact categories represented as damage (DALY)

ECOSYSTEM QUALITY IMPACT

The ecosystem quality category is the sum of aquatic ecotoxicity, terrestrial ecotoxicity, terrestrial acid/nutrient and land occupation, which are midpoint categories affecting ecosystem quality. This damage is expressed in Potentially Damage Fraction of species on a square meter of land over the course of one year (PDF.m².yr). The production of one cubic meter of wood glulam affected ecosystem quality on 70.78 ± 16.5 (PDF.m².yr). (Fig. 5).

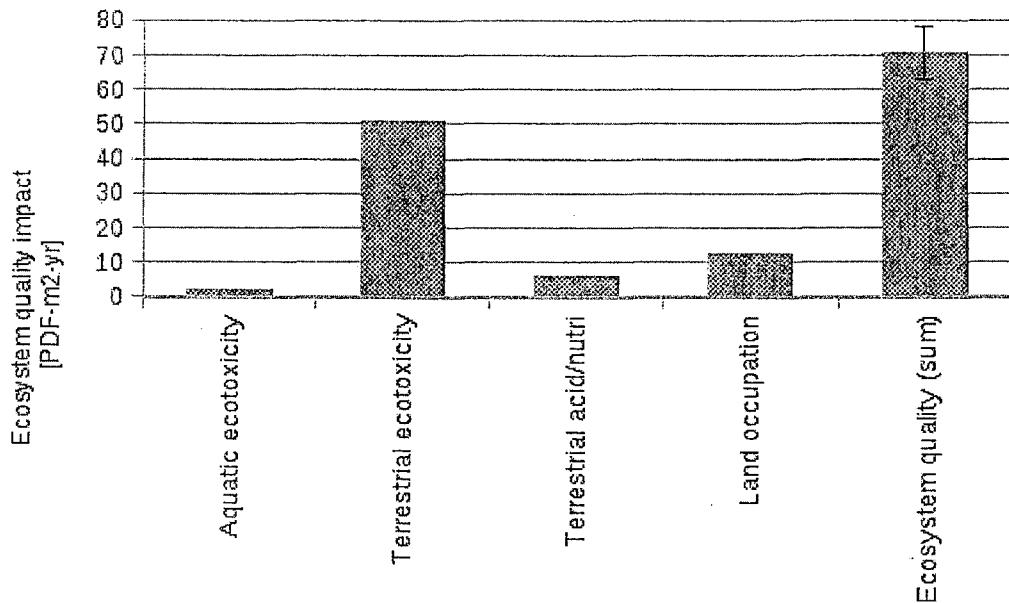


Figure 5 : Ecosystem quality impact categories represented as damage ($\text{PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{yr}$).

GLOBAL WARMING

The production of one cubic meter of wood glulam in a cradle-to-gate assessment emits a total of $110 \text{ kg} \pm 11.9$ of CO_2 equivalent¹ (Fig. 6). The most important contributor is the consumption of diesel fuel with 55 % of the total GHG emissions and the glue represents 38 % of GHG emissions. Adhesives manufacturing impacts are included in the 54 % of lamination process in figure 6. Quebec hydroelectricity being almost carbonneutral

¹ The definition of carbon dioxide equivalent (CO_2eq) is the amount of CO_2 emission that would cause the same radiative forcing as an emitted amount of a well mixed greenhouse gas or a mixture of well mixed greenhouse gases, all multiplied with their respective GWPs to take into account the differing times they remain in the atmosphere (IPCC 2007).

(only infrastructure are accounted for), its usage does not affect the GHG balance significantly.

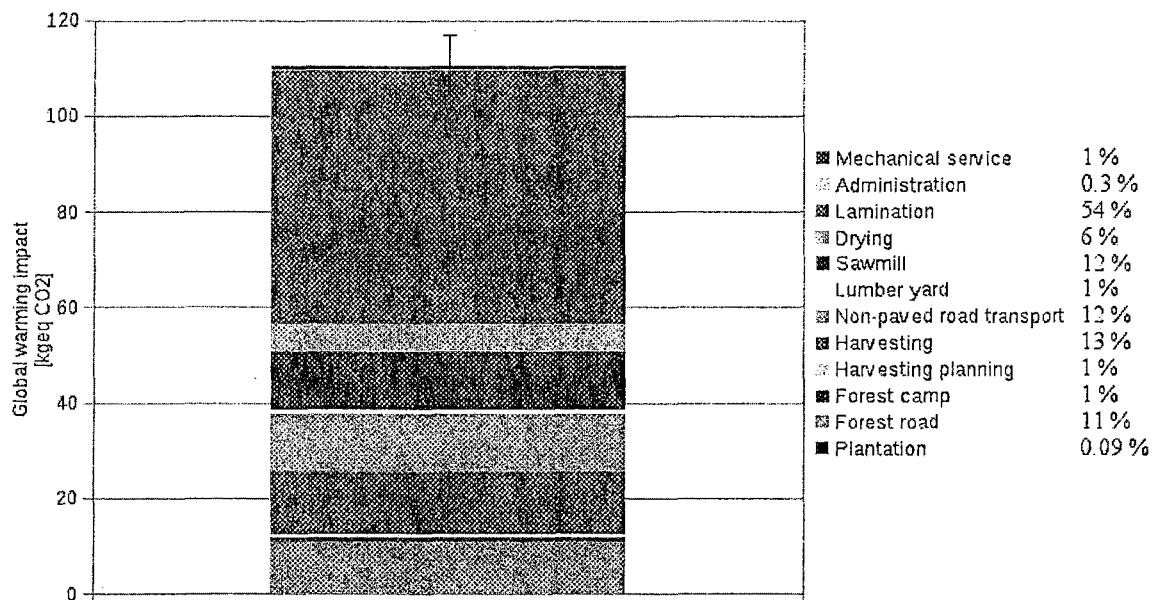


Figure 6 : Global warming impact category represented as midpoint/damage (in kg CO₂ eq).

RESSOURCES

The resources category is the sum of non-renewable energy and mineral extraction, both of which are midpoint categories that are affected. The resources are expressed in MJ of primary non-renewable. The production of one cubic meter of glulam consumed 2142 ± 329 MJ of non-renewable, equivalent to 595 kWh (Fig. 7). A more detailed energy use discussion follows.

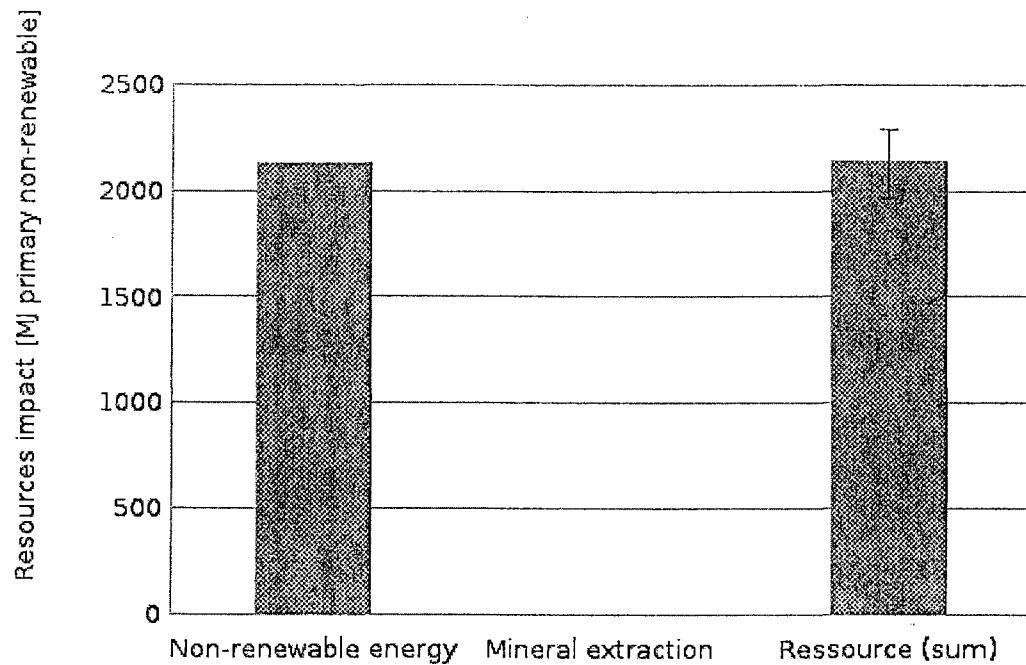


Figure 7 : Resources impact category represented as damage (MJ primary non-renewable)

2.3.3 ENERGY

Contrary to the previous LCA results, energy balance, which is presented in the inventory results following paragraphs, is based only on direct energy consumption and does not include extraction, refinery and transportation, machines building and infrastructures.

The energy consumed for glulam production is in different forms, such as electricity, diesel fuel, liquid petroleum gas (LPG), grade #1 oil fuel, gasoline, a small

quantity of jet fuel and wood fuel from shaving. Overall, fossil fuel represents 54 % of the energy consumed (Table 2.2).

Tableau 2.2 : Energy consumed by source

Energy form	Unit	Unit/m ³	GJ/m ³	% Distribution
Diesel	l	15.29	0.59	38
Biomass	tod	0.02	0.3	19.4
Electricity	kWh	114.66	0.41	26.4
Gasoline	l	4.08	0.14	9
Oil fuel	l	2.64	0.1	6.5
LPG	l	0.37	0.009	0.6
Jet fuel	l	0.07	0.002	0.15
Total			1.56	100

The distribution by department reveals some interesting information. The drying is the most energy intensive of the lumber manufacture, as mentioned in various LCA (Taylor and Van Langenberg 2003; Bergman and Bowe 2008) with more than 21 % of the total energy consumed attributed to the lumber drying substeps (Table 2.3). The extraction (forest) processes consume essentially fossil fuels sources which greatly affects GHG emissions. The plant processes (manufacturing) are clearly more energy intensive, but energy comes from renewable sources, so that the GHG impact is only 5%, excluding the adhesive manufacturing.

Tableau 2.3 : Energy consumed for 1 m³ of glulam by department with repartition and renewable and non-renewable energy consumed

Department	GJ/m ³	Distribution %	GJ non renewable/m ³	GJ renewable/m ³
Plantation	0.01	0.69	0.01	0.0002
Forest camps	0.01	1.05	0.01	0
Planning	0.01	0.68	0.01	0
Forest road	0.13	8.46	0.13	0
Harvesting	0.16	10.57	0.16	0
Mechanical s.	0.008	0.53	0.008	0
Off-road transportation	0.15	10.01	0.15	0
Extraction	0.5	31.99	0.49	0.0002
Lumber yard	0.01	0.82	0.01	0
Saw mill	0.26	16.92	0.1	0.16
Drying	0.33	21.08	0.03	0.3
Lamination	0.45	28.87	0.2	0.25
Administration	0.005	0.32	0.004	0.001
Manufacturing	1.06	68.01	0.35	0.71
Total	1.56	100	0.85	0.71

Electricity is assumed to be totally renewable.

2.4 DISCUSSION

2.4.1 COMPARISON WITH OTHER GLULAM LCAs

To put the results in perspective, a comparison analysis was carried out with two other LCAs on glulam, which are both available in life cycle databases (*ecoinvent* and *USLCI* (*NREL* Golden, CO, USA)). The Québec glulam has a smaller footprint than those examined in the two other LCAs with respect to each of the damage impacts that were quantified (Table 2.4).

Tableau 2.4 : Comparison of Quebec's glulam LCA results with european's and US's glulam LCAs

LCA	Boreal Quebec	Ecoinvent	USLCI (CORRIM)
Functional unit	m ³ of glulam	m ³ of glulam	Kg of glulam (x517)
Human health (DALY)	2,39E-4	2,95E-4	2,95E-4
Ecosystem (PDF.m ² .yr)	70.9	491	185
Ressources (MJ primary)	2 160	3 980	5 240
Global warming (kg eq CO ₂ .yr)	110	199	160

517 kg/m³ is the density average of PNW and SE glulam in the Corrim gate-to-gate LCI of glued-laminated timbers production (Puettmann and Wilson, 2005b).

With reference to global warming, Québec glulam manufacturing emits only 57% GHG of the emissions of European glulam in the *ecoinvent* database. Three reasons can explain that difference:

- ▲ Most of the energy consumed at the transformation plant is renewable as it is in the form of hydroelectricity. This accounts for a significant difference when compared to electricity produced from fossil fuel sources especially coal. It appears clearly from this comparison that the composition of the electricity grid in different locations can be a determinant component of the carbon footprint.
- ▲ In the province of Québec, where the conventional harvest operations use only the merchantable part of the stems (minimal diameter >9cm). In our case, the studied process use the complete tree stems. The non-merchantable part of the stems represents 12% of the total mass of the log used for glulam production. Is is difficult to estimate the increase in consumption for the transport of extra length from forest to mill, but it is considered negligible by the logging operation manager of the manufacturer in this study. The GHG emissions reduction brought about the use of non-commercial logs is therefore estimated be 5% of the overall glulam manufacturing.
- ▲ Isocyanates adhesives manufacturing, which is modeled in *SimaPro* on the manufacturer's data, consumes a high amount of energy but adhesive based on

formaldehyde seems to be the biggest energy consumer. In CORRIM's life cycle inventory, it is stated that adhesive resins consume 613 MJ per m³. If that energy was produced by fossil fuels, it may likely have a very large impact on GHG emissions.

However, the possible comparison with those studies is limited, considering the difficulty to access accurate data that were not published within the European and US glulam LCA.

2.4.2 OTHER FACTORS TO BE CONSIDERED

Other aspects that would need to be taken into account for a complete life cycle analysis would be, among others, the energy consumption of the building and the wood disposal at the end of life (Gustavsson et al. 2009).

DELIVERY

The delivery distance and conveyance were integrated into the survey. Although these data were not included in the life cycle inventory, the global warming impact was calculated. On average, Québec glulam travels 1000 km by truck from mill to customer, which corresponds approximately to emissions of 150 kg eq CO₂ per m³ if trucks are half full on the way back. These emissions represent 1.4 times all the GHG emissions of glulam

manufacturing. As a result, the delivery distance would have a large impact in a cradle-to-grave assessment.

BIOGENIC CARBON

The wood contains carbon and each carbon atom of HWP comes ultimately from a molecule of atmospheric CO₂. It is recognized by the scientific community that wood is composed of 50% biogenic carbon by dry mass (Schlamadinger and Marland 1999; Taylor and Van Langenberg 2003; Thomas and Malczewski 2007; Ter-Mikaelian et al. 2008). Since Québec glulam anhydrous density is 520 kg m⁻³ and contains 22.5 kg of residual glue that means a cubic meter of Québec glulam corresponds to the absorption of 249 kg of carbon or 914 kg CO₂ per m³ of glulam. By subtracting the 110 kg emitted throughout the entire manufacturing cycle, a cubic meter of Québec wood glulam sequestered a net 804 kg of CO₂ during the all life time of the construction

2.5 CONCLUSIONS

This study is the first from primary data pertaining to Québec's boreal forest. It shows, from an LCA perspective, that there is a notable advantage to produce glulam in the province of Québec, compared to the European and American contexts and with regards to

the four end points damage categories. The results obtained are strongly affected by the provincial electricity source based on the low carbon-intensive hydroelectricity.

However, transporting glulam by truck over long distances can be significantly detrimental from a global warming perspective. This affirmation should be compared to other building materials as well to determine the break-even point of the global warming advantage of HWPs. The footprint studied is exclusively environmental, without consideration of the socio-economic issues, which may be also important, particularly in localities with a strong forest sector, as in the region under consideration in this study.

CONCLUSION

Les résultats de l'ACV montrent que la production des colles est responsable d'environ 30 % de l'impact environnemental, et ce, en dépit des efforts consentis par le producteur notamment en ce qui a trait à l'utilisation d'un adhésif à base d'isocyanate en lieu et place des formaldéhydes. Le second plus important contributeur est commun à l'ensemble des phases du cycle, il s'agit de l'utilisation de combustibles fossiles, comme le montre la figure 8 représentant le réseau des contributions de la transformation de bois lamellé-collé. Cette figure présente les contributions, la première ligne par une association aux activités de la chaîne de valeur, la seconde ligne par une association aux ressources consommées. Il est intéressant de constater que les colles et l'énergie fossile sont les ressources ayant les plus fortes contributions. Elles deviennent donc des cibles pour l'amélioration de la performance environnementale.

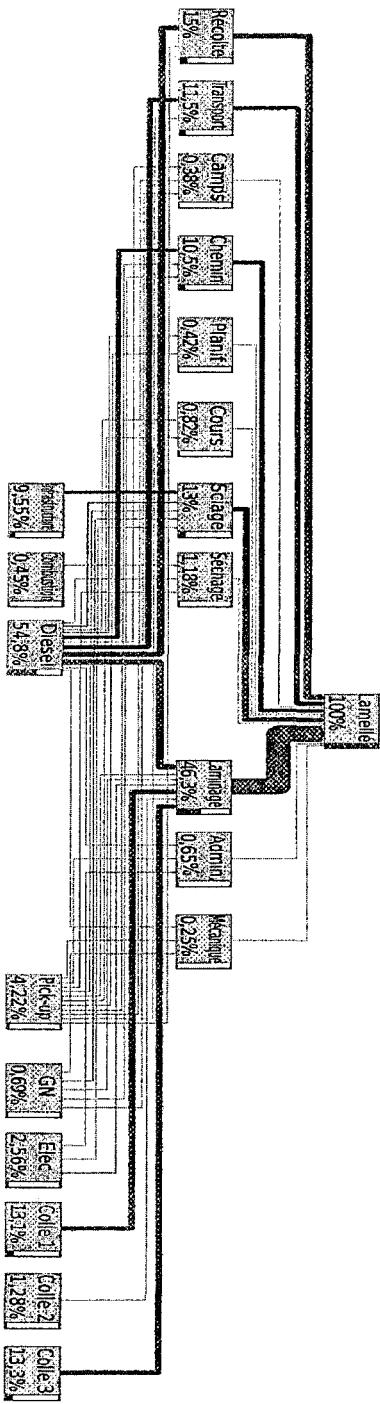


Figure 8 : Réseau des contributions des impacts sur les changements climatiques de la transformation de bois lamellé-collé.

La figure 9 compare les résultats obtenus à d'autres ACV consacrés au bois lamellé-collé (Puettmann and Wilson, 2005a; Weidema and Hischier, 2010). La prise en compte de données primaires donne des résultats suffisamment différents de l'utilisation de données génériques pour montrer qu'il est beaucoup plus prudent de traiter les ACV des produits du bois sur une base régionalisée. L'effort de la régionalisation dans cette étude peut avoir un impact positif sur la performance environnementale comme éléments de compétitivité pour l'entreprise étudiée. Elle permet un meilleur positionnement par rapport aux matériaux alternatifs (ex. acier, béton), mais aussi par rapport aux producteurs européens et américains.

Trois explications permettent de comprendre cette différence. La plus importante en terme de réduction des impacts environnementaux, et particulièrement des émissions de GES, est le recours à l'hydro-électricité, qui au Québec présente une très faible intensité carbonique dans toutes les opérations de seconde et troisième transformation. Le recourt aux presses à radio fréquence accélère le procédé de séchage des adhésifs, en revanche il est plus énergivore que le séchage utilisant des presses à froid, comme c'est majoritairement le cas dans l'étude réalisée par *CORRIM* (Puettmann and Wilson, 2005b). La seconde explication est que le producteur de bois lamellé-collé valorise l'utilisation à des fins énergétiques des planures pour produire la vapeur dans ses séchoirs. L'utilisation à des fins thermiques de matière renouvelable, en lieu et place de combustibles fossiles, permet de réduire les émissions de GES ainsi que d'autres polluants atmosphériques. La dernière

raison est un procédé de récolte tout à fait particulier à ce producteur. En effet, lors de l'étape d'ébranchage, les arbres ne sont pas éêtés à partir de la partie normalement non marchande de la tige (LeBel et al., 2009). Ainsi, dans le cas à l'étude, les tiges presque complètes sont acheminées jusqu'à l'usine. Le transport de cette matière supplémentaire n'entraînant qu'une surconsommation négligeable, selon les surintendants à la récolte. Cette pratique permet de réduire de l'ordre de 5 % les impacts des changements climatiques sur l'ensemble de la production de bois lamellé-collé. Cette contribution est représentée par la partie supérieure de la barre, plus claire, des émissions de GES du bois lamellé-collé produit au Québec de la figure 9.

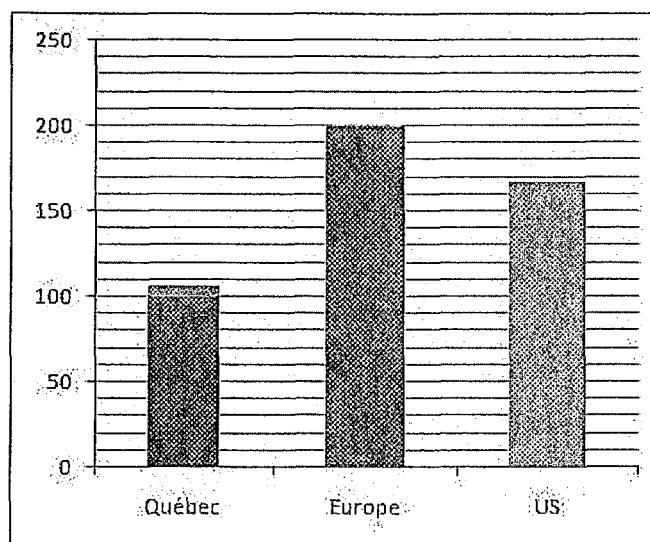


Figure 9. Comparaison des émissions de GES des trois ACV portant sur la production de bois lamellé-collé (la production de bois lamellé-collé en Europe est issue de ecoinvent et celle aux US est tirée de l'USLCI (Puettmann et Wilson, 2005a; Weidema et Hischier, 2010)).

Pour terminer, il apparaît pertinent dans les prochains paragraphes de mettre l'accent sur deux phases particulières qui ne font pas partie intégrante du système étudié, soit la livraison et la fin de vie des poutres de lamellé-collé. Cela permettra d'avoir une vision plus globale des impacts environnementaux, en élargissant les frontières du système.

IMPACT DES LIVRAISONS

Puisque les données de livraison du bois lamellé-collé depuis la scierie jusqu'aux chantiers de construction ont également été collectées, il a été possible de réaliser une analyse de cette phase du cycle de vie. En moyenne, le bois lamellé-collé est transporté sur une distance de 1 000 km par camion à travers toute l'Amérique du Nord. Même en prenant pour hypothèse que les transporteurs ne font pas de retour totalement à vide, en attribuant seulement la moitié du retour à la phase de livraison, les émissions de GES de cette étape sont une 1,5 fois supérieures à l'ensemble du cycle de transformation. Cette constatation s'avère plus qu'intéressante puisque les émissions « à la source » sont largement surpassées par le transport. Une bonne partie du potentiel de réduction se situe donc dans cette phase. Par conséquent, la proximité entre la forêt, l'usine de transformation et le lieu de montage est un élément de premier ordre. Des réductions significatives pourraient aussi être envisageables en favorisant le transport ferroviaire pour la livraison des produits puisque le facteur d'émission par tonne-kilomètre est nettement plus faible pour ce dernier (Frey et Kuo, 2006).

LA FIN DE VIE UTILE

L'utilisation de bois lamellé-collé dans la structure d'un édifice au Québec est marginale et dans les rares cas recensés, la grande majorité des structures est dite hybride, recourant en majorité à l'acier et en minorité au bois (Triboulot, 2011). Les quantités de bois sont donc assez faibles, ce qui rend la valorisation plus complexe en fin de vie. Dans ce contexte, la fin de vie des poutres de bois lamellé-collé est également une étape intéressante à analyser. L'enfouissement est l'avenue la plus répandue à travers le Québec, avec un taux de récupération de 29 % sur l'ensemble des matériaux de construction (Vachon et al., 2009). Reste qu'il est reconnu que l'enfouissement de matière ligneuse peut être considéré de la séquestration à long terme, la décomposition étant lente (Chen et al., 2008). Tout comme l'ensemble des résidus de sciage, considérés dans cette étude comme des coproduits, les résidus de déconstruction pourraient être utilisés à des fins énergétiques. Les appels d'offres d'Hydro-Québec laissent présager que la cogénération est la voie de valorisation énergétique retenue au Québec pour la biomasse résiduelle. Toute fois, le bois lamellé-collé est considéré par les réglementations européennes comme du bois traité, en raison de la présence de colle, si de telles lois étaient en vigueur au Québec cette biomasse devrait être incinérée.

Malheureusement, dans le cas où ce bois serait utilisé pour la cogénération, une très faible partie du potentiel thermique des centrales en place est consommée, par manque de

preneur à des distances raisonnables, réduisant cette cogénération à une simple production d'électricité à partir de turbine à vapeur avec des efficacités médiocres (van den Broek et al., 1996). Si bien que l'empreinte carbonique de cette production d'électricité est plus élevée que le scénario de référence de source hydraulique, et cela même en considérant la combustion de biomasse carboneutre. Il semble donc que dans le contexte québécois, la valorisation énergétique ne soit pas déterminante pour réduire l'empreinte carbonique comme cela peut être le cas ailleurs et comme l'a fait remarquer Sedjo (2002) dans ces travaux, dans un contexte plus général. D'autres possibilités de revalorisation devraient donc être explorées, par exemple le recyclage en d'autres matériaux de construction, comme les panneaux particules, afin de maximiser la durée du carbone biogénique séquestré (Sathre et Gustavsson, 2006a). En toute fin de vie, la substitution de combustible fossile reste la solution offrant les gains carboniques les plus intéressants (Gustavsson, Pingoud, et al., 2006).

Cette analyse de cycle de vie a permis de mettre en évidence certaines particularités sur l'aspect environnemental de l'industrie forestière au Québec. Notamment, l'intérêt qu'apporte la production d'électricité à partir de source hydraulique lors de la transformation des produits au Québec. Cette conclusion montre la nécessité de déterminer l'impact environnemental de l'ensemble des produits du bois confectionnés au Québec. L'industrie forestière est un employeur important dans la province et cela est particulièrement vrai dans certaines régions à forte vocation forestière. Des analyses de

cycle de vie sociales et économiques, en complément aux ACV environnementales, permettraient d'avoir un portrait plus complet des impacts de l'utilisation de la ressource forestière, en touchant les trois enjeux du développement durable.

BIBLIOGRAPHIE

- Adalberth, K., 2000. Energy Use and Environmental Impact of New Residential Buildings.
- AEE, 2008. Dépliant du programme de réduction de consommation de mazout lourd.
- Baral, A., Guha, G.S., 2004. Trees for carbon sequestration or fossil fuel substitution: the issue of cost vs. carbon benefit. *Biomass and Bioenergy* 27, 41-55.
- Bergman, R., Bowe, S., 2008. Environmental impact of producing hardwood lumber using life-cycle inventory. *Wood and Fiber Science* 40, 448-458.
- van den Broek, R., Faaij, A., van Wijk, A., 1996. Biomass combustion for power generation. *Biomass and Bioenergy* 11, 271-281.
- Buchanan, A.H., Honey, B.G., 1994. Energy and carbon dioxide implications of building construction. *Energy and Buildings* 20, 205-217.
- Chen, J., Colombo, S.J., Ter-Mikaelian, M.T., Heath, L.S., 2008. Future carbon storage in harvested wood products from Ontario's Crown forests. *Canadian Journal of Forest Research* 38, 1947-1958.
- Direction du développement de l'industrie des produits forestiers, 2008. *Stratégie d'utilisation du bois dans le domaine de la construction au Québec*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune.
- Environment Canada Greenhouse Gas Division, 20010. National Inventory Report 1990–2008: Greenhouse Gas Sources and Sinks in Canada. Env. Canada.

Environnement Canada, 2010. Le Canada annonce la cible de réduction des émissions visée au titre de l'accord de Copenhague.

Eriksson, E., Gillespie, A.R., Gustavsson, L., Langvall, O., Olsson, M., Sathre, R., Stendahl, J., 2007. Integrated carbon analysis of forest management practices and wood substitution. *Revue Canadienne de Recherche Forestière* 37, 671-681.

Erlandsson, M., Odeen, K., Edlund, M.-L., 1992. Environmental consequences of various materials in utility poles - A life cycle analysis. The international research group on wood preservation, working group III.

FAO, 2007. State of the world's forest 2007. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

Frey, H.C., Kuo, P.-Y., 2006. Assessment of potential reduction in greenhouse gas (GHG) emissions in freight transportation. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

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.

Grahn, M., Azar, C., Lindgren, K., 2009. The role of biofuels for transportation in CO₂ emission reduction scenarios with global versus regional carbon caps. *Biomass and Bioenergy* 33, 360-371.

Gustavsson, L., Joelsson, A., Sathre, R., 2009. Life cycle primary energy use and carbon emission of an eight-storey wood-framed apartment building. *Energy and Buildings*.

- Gustavsson, L., Pingoud, K., Sathre, R., 2006. Carbon Dioxide Balance of Wood Substitution: Comparing Concrete- and Wood-Framed Buildings. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 11, 667-691.
- Gustavsson, L., Madlener, R., Hoen, H.-F., Jungmeier, G., Karjalainen, T., KlÖhn, S., Mahapatra, K., Pohjola, J., Solberg, B., Spelter, H., 2006. The Role of Wood Material for Greenhouse Gas Mitigation. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 11, 1097-1127.
- Hedemann, J., König, U., 2007. Technical Documentation of the ecoinvent Database.
- Hennigar, C.R., MacLean, D.A., Amos-Binks, L.J., 2008. A novel approach to optimize management strategies for carbon stored in both forests and wood products. Forest Ecology and Management 256, 786-797.
- Humbert, S., Margni, M., Jolliet, O., 2005. IMPACT 2002+: User Guide.
- IEA, T.38, 2002. Greenhouse Gas Balances of Biomass and Bioenergy Systems.
- IPCC, 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- ISO, 2006a. ISO 14044:2006 Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Exigence et lignes directrices (Norme). International Standards Organization.
- ISO, 2006 b. ISO 14040:2006 Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre (Norme). International Standards Organization.

- Jolliet, O., Saadé, M., Crettaz, P., 2005. Analyse du cycle de vie, Comprendre et réaliser un écobilan, collection gérer l'environnement. ed. Presse Polytechniques et Universitaire Romandes, Suisse.
- Karjalainen, T., Pussinen, A., Kellomäki, S., Mäkipää, R., 1999. Scenarios for the carbon balance of Finnish forests and wood products. *Environmental Science & Policy*.
- Kirschbaum, M.U.F., 2006. Temporary carbon sequestration cannot prevent climate change. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11, 1151-1164.
- Koch, P., 1992. Wood versus non-wood materials in residential construction : some energy-related global implications. *Forest Products Journal* vol. 42, pp. 31-42.
- Kunniger, T., Richter, K., 1995. Life Cycle Analysis of Utility Poles, A Swiss Case Study. Swiss Federal Laboratories for Materials Testing and Research.
- LeBel, L., Cormier, D., Dubeau, D., Dunnigan, J., Favreau, J., Gingras, J.-F., Hamel, M., Meek, P., Michaelsen, J., Sarthou, C., Thiffault, N., 2009. Opérations forestières et transport des bois, in: Ordre Des Ingénieurs Forestiers Du Québec, Manuel De Foresterie, 2e Éd. Ouvrage Collectif. pp. 1245-1304.
- Levine, M., Ürge-Vorsatz, D., Blok, K., Geng, L., Harvey, D., Lang, S., Levermore, G., Mongameli Mehlwana, A., Mirasgedis, S., Novikova, A., Rilling, J., Yoshino, H., 2007. Residential and commercial buildings. In Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch,

- R. Dave, L.A. Meyer (eds)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- van de Lindt, J.W., Dao, T.N., 2009. Performance-Based Wind Engineering for Wood-Frame Buildings. *Journal of Structural Engineering* 135, 169.
- Meil, J., Bushi, L., Garrahan, P., Aston, R., Gingras, A., Elustondo, D., 2009. Status of Energy Use in the Canadian Wood Products Sector (No. Project No. 6014). Canadian Industry Program for Energy Conservation (CIPEC) Office of Energy Efficiency Natural Resources Canada.
- Metz, B., Davidson, O.R., Bosch, P.R., Dave, R., Meyer, L.A., 2007. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, 2009. Consommation totale d'énergie au Québec.
- Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs du Québec, 2009. Cible de réduction des émissions de GES.
- Nabuurs, G.J., Masera, O., Andrasko, K., Benitez-Ponce, P., Boer, R., Dutschke, M., Elsiddig, E., Ford-Robertson, J., Frumhoff, P., Karjalainen, T., Krankina, O., Kurz, W.A., Matsumoto, M., Oyhantcabal, W., Ravindranath, N.H., Sanz Sanchez, M.J., Zhang, X., 2007. Forestry. In Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel

- on Climate Change [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Nabuurs, G.J., Sikkema, R., 2001. International Trade in Wood Products: Its Role in the Land Use Change and Forestry Carbon Cycle. *Climatic Change* 49, 377-395.
- Nielson, R.W., Dobie, J., Wright, D.M., 1985. Conversion Factors for the Forest Products Industry in Western Canada.
- Niles, J.O., Schwarze, R., 2001. The value of careful carbon accounting in wood products. *Climatic Change* vol. 49, pp. 371-376.
- Puettmann, M.E., Wilson, J.B., 2005a. Gate-to-gate life-cycle inventory of glued-laminated timbers production. *Wood and Fiber Science* 37 Corrim Special Issue, 99 – 113.
- Puettmann, M.E., Wilson, J.B., 2005 b. Life-cycle analysis of wood products : Cradle-to-gate lci of residential wood building materials. *Wood and Fiber Science* vol. 37, pp. 18-29.
- Sartori, I., Hestnes, A.G., 2007. Energy use in the life cycle of conventional and low-energy buildings: A review article. *Energy and Buildings* 39, 249-257.
- Sathre, R., Gustavsson, L., 2006. Effects of energy and carbon taxes on building material competitiveness. *Energy and Buildings*.
- Sathre, R., O'Connor, J., 2008. A Synthesis of Research on Wood Products & Greenhouse Gas Impact (No. Technical Report No. TR-19). FPI Innovations.

- Schlundinger, B., Marland, G., 1999. Net effect of forest harvest on CO₂ emissions to the atmosphere: a sensitivity analysis on the influence of time. Tellus B 51, 314-325.
- Sedjo, R.A., 2002. Wood materials used as a means to reduce greenhouse gases (GHGs): An examination of wooden utility poles. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 7, 191-200.
- Taylor, J., Van Langenberg, K., 2003. Review of the Environmental Impact of Wood Compared with Alternative Products Used in the Production of Furniture (No. PN03.2103). CSIRO Forestry and Forest Products.
- Ter-Mikaelian, M.T., Colombo, S.J., Chen, J., 2008. Fact and fantasy about forest carbon. The Forestry Chronicle 84, 166-171.
- Thomas, S.C., Malczewski, G., 2007. Wood carbon content of tree species in Eastern China: Interspecific variability and the importance of the volatile fraction. Journal of Environmental Management 85, 659-662.
- Triboulot, P., 2011. Pour une dynamique nouvelle dans la construction bois : contribution de l'UQAC (No. 1), État des lieux et scénarios. UQAC,-DEC.
- Vachon, J.-F.L., Beaulne-Bélisle, K., Rosset, J., Gariépy, B., McGrath, K., 2009. Profil des gestion des débris de construction, rénovation et démolition (CRD) au Québec.
- Valsta, L., Lippke, B., Perez-Garcia, J., Pingoud, K., Pohjola, J., Solberg, B., 2008. Use of Forests and Wood Products to Mitigate Climate Change. Managing Forest Ecosystems: The Challenge of Climate Change 137-149.

Viereck, L.A., Johnston, W.A., 1990. *Picea mariana* (Mill.) B.S.P. Black spruce, in: Silvics of North America. Forest Service, U. S. Dept. Agric., Washington DC., pp. 227-237.

Weidema, B., Hischier, R., 2010. ecoinvent data v2.2the 2010 version of the most comprehensive andmost popular public LCI database. Ecoinvent Centre, Swiss Centre for Life Cycle Inventories.

Wells, J.-R., Boucher, J.-F., Laurent, A.-B., Villeneuve, C., *in press*. Carbon footprint assessment of a paper book: can planned integration of deink market pulp be detrimental to climate? Journal of Industrial Ecology.

World Steel Association, 2010. A global approach to CO₂ emissions reduction for the steel industry.

Worrell, E., Price, L., Martin, N., Hendriks, C., Meida, L.O., 2001. Carbon dioxide emissions from the global cement industry. *Annu. Rev. Energy. Environ.* 26, 303-329.

Zhang, S.Y., Koubaa, A., 2005. Softwoods of eastern Canada: Their Silvics, Characteristics, Manufacturing and End Uses. Forintek Canada Corp.

ANNEXES

INVENTAIRE DE CYCLE DE VIE

No	Substance	Compartment	Unit	Total
1	1-Butanol	Air	µg	147,0675692844
2	1-Butanol	Water	µg	103,4868805586
3	1-Pentanol	Air	ng	158,8486913617
4	1-Pentanol	Water	ng	381,24207735
5	1-Pentene	Air	ng	120,0386194731
6	1-Pentene	Water	ng	288,0986316354
7	1-Propanol	Air	µg	2,7240222651
8	1,4-Butanediol	Air	mg	47,3508213394
9	1,4-Butanediol	Water	mg	18,9404655621
10	2-Aminopropanol	Air	ng	166,3041814107
11	2-Aminopropanol	Water	ng	399,7815608685
12	2-Butene, 2-methyl-	Air	pg	26,6261244265
13	2-Chloroacetophenone	Air	ng	1,2404467641
14	2-Hexanone	Water	µg	267,8528532207
15	2-Methyl-1-propanol	Air	ng	511,8808250331
16	2-Methyl-1-propanol	Water	µg	1,2284914142
17	2-Methyl-2-butene	Water	pg	63,9036526143
18	2-Nitrobenzoic acid	Air	ng	399,6203979058
19	2-Propanol	Air	mg	3,0021489021
20	2-Propanol	Water	µg	1,5763336129
21	2,4-D	Soil	µg	29,4496713175
22	4-Methyl-2-pentanone	Water	µg	172,4457459767
23	5-methyl Chrysene	Air	ng	8,0709000592
24	Acenaphthene	Air	ng	228,2912424645
25	Acenaphthene	Water	µg	3,9565004731
26	Acenaphthylene	Air	ng	91,7150676843
27	Acenaphthylene	Water	ng	479,2925019897
28	Acetaldehyde	Air	mg	190,0694587215
29	Acetaldehyde	Water	µg	833,7151620909
30	Acetic acid	Air	mg	211,5910915318
31	Acetic acid	Water	mg	20,4070737718
32	Acetone	Air	mg	10,1366930213
33	Acetone	Water	µg	415,9132557066
34	Acetonitrile	Air	µg	87,7532694833
35	Acetonitrile	Water	ng	174,5095074518
36	Acetophenone	Air	ng	2,6581002088

37 Acetyl chloride	Water	ng	299,4915609321
38 Acidity, unspecified	Air	ng	39,0315978036
39 Acidity, unspecified	Water	mg	21,5183519651
40 Acids, unspecified	Water	mg	44,5066897545
41 Aclonifen	Soil	µg	86,6341406037
42 Acrolein	Air	mg	4,5288635991
43 Acrylate, ion	Water	µg	18,3844938969
44 Acrylic acid	Air	µg	7,7678169455
45 Acrylonitrile	Water	ng	3,6171569283
46 Actinides, radioactive, unspecified	Air	mBq	13,7704663115
47 Actinides, radioactive, unspecified	Water	mBq	805,9468747491
48 Aerosols, radioactive, unspecified	Air	mBq	294,9690428987
49 Air	Raw	oz	70,7779951387
50 Aldehydes, unspecified	Air	mg	391,1594114268
51 Aldrin	Soil	ng	199,8533974151
52 Aluminium	Air	g	3,2605120669
53 Aluminium	Water	g	70,503315811
54 Aluminium	Soil	g	2,9798214688
55 Aluminium, 24 % in bauxite, 11 % in crude ore, in ground	Raw	g	49,6993860741
56 Americium-241	Water	mBq	1,4053410458
57 Ammonia	Air	g	10,1833379949
58 Ammonia	Water	mg	743,5149406451
59 Ammonia	Soil	mg	5,5550915352
60 Ammonia, as N	Water	ng	344,7463263898
61 Ammonium carbonate	Air	µg	210,2856911871
62 Ammonium chloride	Air	mg	1,042049595
63 Ammonium, ion	Air	ng	3,4210138052
64 Ammonium, ion	Water	g	1,7925568728
65 Anhydrite, in ground	Raw	mg	14,3230386715
66 Aniline	Air	µg	1,1037346741
67 Aniline	Water	µg	2,6530786222
68 Anthracene	Air	ng	83,7864849559
69 Anthracene	Water	ng	205,4461714693
70 Anthranilic acid	Air	ng	310,9308402561
71 Antimony	Air	mg	2,7251121891
72 Antimony	Water	mg	92,8252589052
73 Antimony	Soil	ng	35,9909886873
74 Antimony-122	Water	mBq	1,414093352
75 Antimony-124	Air	µBq	4,0002885972
76 Antimony-124	Water	mBq	174,5318682106
77 Antimony-125	Air	µBq	36,6037437375
78 Antimony-125	Water	mBq	163,1869013202
79 AOX, Adsorbable Organic Halogen as Cl	Water	mg	5,8138177296

80 Argon-41	Air	Bq	54,5398186395
81 Aromatics	Air	ng	674,3435395856
82 Arsenic	Air	mg	25,2913002618
83 Arsenic	Soil	µg	969,5958541215
84 Arsenic trioxide	Air	pg	18,641584974
85 Arsenic, ion	Water	mg	280,481720784
86 Arsine	Air	ng	1,6377957367
87 Atrazine	Soil	ng	52,4297001638
88 Barite	Water	g	4,1431960951
89 Barite, 15 % in crude ore, in ground	Raw	g	35,9315280425
90 Barium	Air	mg	5,8814817709
91 Barium	Water	g	44,2751441823
92 Barium	Soil	mg	66,3799096022
93 Barium-140	Air	mBq	2,3810190663
94 Barium-140	Water	mBq	6,1944796973
95 Basalt, in ground	Raw	g	88,9245804167
96 Benomyl	Soil	ng	187,6594350823
97 Bentazone	Soil	µg	44,2140608154
98 Benzal chloride	Air	pg	8,5387315761
99 Benzaldehyde	Air	µg	4,2288185763
100 Benzene	Air	g	38,1316802803
101 Benzene	Water	g	142,2368201329
102 Benzene, 1-methyl-2-nitro-	Air	ng	345,0794618951
103 Benzene, 1-methyl-4-(1-methylethyl)-	Water	µg	4,0992399118
104 Benzene, 1,2-dichloro-	Air	µg	1,3879220997
105 Benzene, 1,2-dichloro-	Water	g	6,367877674
106 Benzene, 1,3,5-trimethyl-	Air	pg	32,0309791298
107 Benzene, chloro-	Air	ng	3,8985469729
108 Benzene, chloro-	Water	g	131,4873740964
109 Benzene, ethyl-	Air	mg	71,9056861166
110 Benzene, ethyl-	Water	mg	16,3503775733
111 Benzene, hexachloro-	Air	µg	54,0385372077
112 Benzene, pentachloro-	Air	µg	9,6388357961
113 Benzene, pentamethyl-	Water	µg	3,0744692067
114 Benzenes, alkylated, unspecified	Water	mg	1,6863639672
115 Benzo(a)anthracene	Air	ng	32,7423742547
116 Benzo(a)anthracene	Water	ng	162,0716259709
117 Benzo(a)pyrene	Air	mg	1,5733714046
118 Benzo(b)fluoranthene	Air	ng	6,0555794688
119 Benzo(b)fluoranthene	Water	ng	179,1645721819
120 Benzo(b,j,k)fluoranthene	Air	ng	40,354500296
121 Benzo(ghi)perylene	Air	ng	12,9330989571
122 Benzoic acid	Water	mg	41,6133856525

123	Benzyl chloride	Air	ng	124,0446764109
124	Beryllium	Air	µg	99,831222752
125	Beryllium	Water	mg	46,3392228305
126	Biomass, feedstock	Raw	J	0,0012992081
127	Biphenyl	Air	ng	623,666344807
128	Biphenyl	Water	µg	109,1849192842
129	BOD ₅ , Biological Oxygen Demand	Water	g	785,8077831443
130	Borate	Water	µg	51,4017488235
131	Borax, in ground	Raw	mg	3,4262619948
132	Boron	Air	mg	146,7315795617
133	Boron	Water	g	4,4200992347
134	Boron	Soil	mg	30,8229565437
135	Boron trifluoride	Air	pg	1,2391618236
136	Bromate	Water	mg	337,2280092862
137	Bromide	Water	g	8,7923220451
138	Bromide	Soil	µg	1,6366635589
139	Bromine	Air	mg	85,3535640171
140	Bromine	Water	mg	739,8820124701
141	Bromine, 0.0023 % in water	Raw	mg	3,68094501
142	Bromoform	Air	ng	6,9110605429
	BTEX (Benzene, Toluene, Ethylbenzene, and Xylene),			
143	unspecified ratio	Air	mg	652,6123632956
144	Butadiene	Air	mg	2,7430184855
145	Butane	Air	g	1,2320793548
146	Butene	Air	mg	25,3251415736
147	Butene	Water	µg	15,97008675
148	Butyl acetate	Water	µg	65,9456694939
149	Butyrolactone	Air	mg	13,7022566319
150	Butyrolactone	Water	mg	32,8860153154
151	Cadmium	Air	mg	8,4301344391
152	Cadmium	Water	µg	15,9876998752
153	Cadmium	Soil	mg	1,9507462338
	Cadmium, 0.30 % in sulfide, Cd 0.18%, Pb, Zn, Ag, In, in			
154	ground	Raw	mg	32,4748480844
155	Cadmium, ion	Water	mg	115,1039513191
156	Calcite, in ground	Raw	kg	15,7186815061
157	Calcium	Air	g	6,8345416956
158	Calcium	Soil	g	39,3076289205
159	Calcium chloride	Raw	pg	799,7199999289
160	Calcium fluoride waste	Waste	µg	134,7463314402
161	Calcium, ion	Water	g	920,84289934
162	Carbetamide	Soil	µg	15,7428505491
163	Carbofuran	Soil	µg	102,8820473019

164 Carbon	Soil	g	2,1489893231
165 Carbon-14	Air	Bq	554,5042715902
166 Carbon-14	Water	mBq	71,130144761
167 Carbon dioxide	Air	g	62,8088737322
168 Carbon dioxide, biogenic	Air	kg	116,1450966474
169 Carbon dioxide, fossil	Air	kg	102,1856778837
170 Carbon dioxide, in air	Raw	kg	117,4524375885
171 Carbon dioxide, land transformation	Air	g	306,6959451229
172 Carbon disulfide	Air	mg	507,6282328884
173 Carbon disulfide	Water	µg	1,1917361847
174 Carbon monoxide	Air	g	1,4208300448
175 Carbon monoxide, biogenic	Air	g	47,9428398167
176 Carbon monoxide, fossil	Air	oz	91,0095195935
177 Carbon, in organic matter, in soil	Raw	mg	129,9533520985
178 Carbonate	Water	mg	266,4962472926
179 Carboxylic acids, unspecified	Water	g	3,3420795359
180 Cerium-141	Air	µBq	577,2128854574
181 Cerium-141	Water	mBq	2,476654243
182 Cerium-144	Water	µBq	753,9745518855
183 Cesium	Water	µg	519,0505767341
184 Cesium-134	Air	µBq	418,0277117701
185 Cesium-134	Water	mBq	181,5790522872
186 Cesium-136	Water	µBq	439,5577778917
187 Cesium-137	Air	mBq	1,2876032849
188 Cesium-137	Water	Bq	93,9555422122
189 Chloramine	Air	ng	979,0854676605
190 Chloramine	Water	µg	8,7429519468
191 Chlorate	Water	g	2,6003495003
192 Chloride	Air	µg	150,7067297495
193 Chloride	Water	oz	71,2739588064
194 Chloride	Soil	g	6,3700929789
195 Chlorinated solvents, unspecified	Water	mg	1,872878807
196 Chlorine	Air	mg	332,9359956642
197 Chlorine	Water	mg	2,7727138197
198 Chloroacetic acid	Air	µg	6,6502054842
199 Chloroacetic acid	Water	mg	1,0115984382
200 Chloroacetyl chloride	Water	ng	533,168424504
201 Chloroform	Air	µg	32,6317736482
202 Chloroform	Water	µg	1,4950657016
203 Chlorosilane, trimethyl-	Air	µg	44,0257942932
204 Chlorosulfonic acid	Air	ng	254,47618996
205 Chlorosulfonic acid	Water	ng	634,5813499117
206 Chlorothalonil	Soil	µg	92,9876104463

207 Chromium	Air	mg	223,9782375521
208 Chromium	Water	mg	78,115906482
209 Chromium	Soil	mg	27,3842126521
210 Chromium-51	Air	μ Bq	36,987699137
211 Chromium-51	Water	mBq	504,4326233051
212 Chromium VI	Air	mg	5,5239924939
213 Chromium VI	Water	g	1,1335079244
214 Chromium VI	Soil	mg	166,7975533174
Chromium, 25.5 % in chromite, 11.6 % in crude ore, in			
215 ground	Raw	g	62,1587823389
216 Chromium, in ground	Raw	μ g	63,4655057679
217 Chromium, ion	Air	ng	6,6923710319
218 Chromium, ion	Water	mg	17,1550015941
219 Chromium, ion	Soil	pg	77,3990295342
220 Chrysene	Air	ng	45,0233346134
221 Chrysene	Water	ng	913,7490859936
222 Chrysotile, in ground	Raw	mg	63,949960846
223 Cinnabar, in ground	Raw	mg	6,1700021161
224 Clay, bentonite, in ground	Raw	g	58,6875384432
225 Clay, unspecified, in ground	Raw	oz	149,686543114
226 Coal, 26.4 MJ per kg, in ground	Raw	g	842,0616046161
227 Coal, brown, in ground	Raw	oz	193,1679457034
228 Coal, hard, unspecified, in ground	Raw	kg	11,7947351343
229 Cobalt	Air	mg	4,7944486277
230 Cobalt	Water	mg	863,4869533113
231 Cobalt	Soil	mg	2,4607866075
232 Cobalt-57	Water	μ Bq	13,9532219669
233 Cobalt-58	Air	μ Bq	53,9524720266
234 Cobalt-58	Water	Bq	2,5226598414
235 Cobalt-60	Air	μ Bq	517,0435768227
236 Cobalt-60	Water	Bq	2,4645818067
237 Cobalt, in ground	Raw	μ g	407,2178523279
238 COD, Chemical Oxygen Demand	Water	g	848,8540929168
239 Colemanite, in ground	Raw	mg	271,5149527996
240 Construction waste	Waste	mg	502,940809905
241 Copper	Air	mg	138,8881022193
242 Copper	Water	μ g	72,2973391495
243 Copper	Soil	mg	126,8760912684
244 Copper ore, in ground	Raw	μ g	37,0888946772
Copper, 0.99 % in sulfide, Cu 0.36% and Mo 8.2E-3% in			
245 crude ore, in ground	Raw	g	5,0452165823
Copper, 1.18 % in sulfide, Cu 0.39% and Mo 8.2E-3% in			
246 crude ore, in ground	Raw	g	27,8775849227

247	Copper, 1.42 % in sulfide, Cu 0.81% and Mo 8.2E-3% in crude ore, in ground	Raw	g	7,394927793
248	Copper, 2.19 % in sulfide, Cu 1.83% and Mo 8.2E-3% in crude ore, in ground	Raw	g	36,6975551946
249	Copper, in ground	Raw	µg	634,5261811552
250	Copper, ion	Water	g	2,4711358656
251	Cresol	Water	pg	309,3195631002
252	Cumene	Air	mg	11,618561966
253	Cumene	Water	mg	27,9191416233
254	Curium alpha	Water	mBq	1,8625001894
255	Cyanide	Air	mg	7,4878315596
256	Cyanide	Water	mg	34,0411708987
257	Cyanoacetic acid	Air	ng	208,402753856
258	Cyclohexane	Air	ng	27,9598990739
259	Cypermethrin	Soil	µg	14,8718522618
260	Decane	Water	mg	2,5934011954
261	Decane	Soil	µg	81,1616617803
262	Detergent, oil	Water	mg	35,5366611445
263	Diatomite, in ground	Raw	µg	2,9105295586
264	Dibenz(a,h)anthracene	Air	ng	1,8870875554
265	Dibenzofuran	Water	µg	7,8000164413
266	Dibenzothiophene	Water	µg	6,6566571702
267	Dichromate	Water	mg	4,3443745587
268	Diethanolamine	Air	pg	0,084472213
269	Diethylamine	Air	ng	525,8976300526
270	Diethylamine	Water	µg	1,2621630438
271	Dimethyl ether	Air	µg	1,3655456677
272	Dimethyl malonate	Air	ng	261,3410707731
273	Dimethylamine	Water	µg	5,8709832652
274	Dinitrogen monoxide	Air	g	6,1445792894
275	Dioxins, measured as 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin	Air	ng	117,3353710562
				7,41134049551865
276	Dioxins, measured as 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin	Water	pg	E-007
277	Dipropylamine	Air	ng	241,1958747698
278	Dipropylamine	Water	ng	578,8853262074
279	DOC, Dissolved Organic Carbon	Water	g	268,7040186453
280	Docosane	Water	µg	43,8960264901
281	Dodecane	Water	mg	2,268765021
282	Dolomite, in ground	Raw	g	19,1756500663
283	Eicosane	Water	µg	624,6501594289
284	Energy, from coal	Raw	kJ	303,8418496138
285	Energy, from coal, brown	Raw	kJ	188,2767673545
286	Energy, from gas, natural	Raw	Wh	541,1274221516

287 Energy, from oil	Raw	MJ	2,9297673434
288 Energy, from peat	Raw	kJ	3,1135286993
289 Energy, from uranium	Raw	kJ	673,8191502909
290 Energy, from wood	Raw	J	18,5010823553
291 Energy, geothermal, converted	Raw	kJ	3,2988504005
292 Energy, gross calorific value, in biomass	Raw	kWh	367,0350934966
293 Energy, gross calorific value, in biomass, primary forest	Raw	kJ	9,009569596
294 Energy, kinetic (in wind), converted	Raw	Wh	626,4597829268
295 Energy, potential (in hydropower reservoir), converted	Raw	MJ	488,9886784601
296 Energy, solar, converted	Raw	kJ	52,5606359349
297 Ethane	Air	g	1,0647804638
298 Ethane, 1,1-difluoro-, HFC-152a	Air	µg	14,190308775
299 Ethane, 1,1,1-trichloro-, HCFC-140	Air	ng	997,6713203317
300 Ethane, 1,1,1,2-tetrafluoro-, HFC-134a	Air	mg	4,9476328359
301 Ethane, 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoro-, CFC-113	Air	ng	368,657594777
302 Ethane, 1,2-dibromo-	Air	pg	212,6480167042
303 Ethane, 1,2-dichloro-	Air	mg	16,8062101241
304 Ethane, 1,2-dichloro-	Water	µg	118,4599487542
305 Ethane, 1,2-dichloro-1,1,2,2-tetrafluoro-, CFC-114	Air	µg	476,2362706499
306 Ethane, chloro-	Air	ng	7,4426805847
307 Ethane, hexafluoro-, HFC-116	Air	mg	1,0554778986
308 Ethanol	Air	mg	9,8881682338
309 Ethanol	Water	µg	207,2249497519
310 Ethene	Air	mg	328,6517241432
311 Ethene	Water	mg	69,0710581734
312 Ethene, chloro-	Air	mg	11,8346372682
313 Ethene, chloro-	Water	µg	162,2659686193
314 Ethene, tetrachloro-	Air	µg	18,2035631951
315 Ethyl acetate	Air	mg	13,9710008536
316 Ethyl acetate	Water	µg	1,4720242453
317 Ethyl cellulose	Air	µg	28,199165942
318 Ethylamine	Air	ng	597,4947821803
319 Ethylamine	Water	µg	1,4339951646
320 Ethylene diamine	Air	ng	220,6795549263
321 Ethylene diamine	Water	ng	530,2288828498
322 Ethylene oxide	Air	mg	8,6532974461
323 Ethylene oxide	Water	µg	64,6780839055
324 Ethyne	Air	mg	27,6236777582
325 Feldspar, in ground	Raw	µg	235,8871902813
326 Fenpiclonil	Soil	µg	6,6472879016
327 Fluoranthene	Air	ng	282,4416305384
328 Fluoranthene	Water	ng	190,5296634597
329 Fluorene	Air	ng	403,5456541302

330 Fluorene, 1-methyl-	Water	µg	4,6686122773
331 Fluorenes, alkylated, unspecified	Water	µg	97,7288214716
332 Fluoride	Air	µg	137,2935974631
333 Fluoride	Water	g	9,9130010847
334 Fluoride	Soil	mg	119,4451458698
335 Fluorine	Air	mg	80,3298782998
336 Fluorine	Water	µg	49,2934277253
337 Fluorine, 4.5 % in apatite, 1 % in crude ore, in ground	Raw	mg	171,2832242926
338 Fluorine, 4.5 % in apatite, 3 % in crude ore, in ground	Raw	mg	82,0081156736
339 Fluorspar, 92 %, in ground	Raw	g	3,9127929765
340 Fluosilicic acid	Air	mg	1,2034676978
341 Fluosilicic acid	Water	mg	2,1662418696
342 Formaldehyde	Air	mg	449,2819255415
343 Formaldehyde	Water	mg	5,0185240605
344 Formamide	Air	ng	290,5183965719
345 Formamide	Water	ng	697,2520523591
346 Formate	Water	µg	95,8101187411
347 Formic acid	Air	µg	604,4588302255
348 Formic acid	Water	ng	202,4045591533
349 Furan	Air	µg	166,6619384049
350 Gallium, 0.014 % in bauxite, in ground	Raw	ng	109,397730071
351 Gas, mine, off-gas, process, coal mining/m3	Raw	dm3	114,5320400907
352 Gas, natural, in ground	Raw	cuft	251,7340916534
353 Glutaraldehyde	Water	µg	511,5056905689
354 Glyphosate	Soil	µg	945,8910129521
355 Gold, Au 1.1E-4%, Ag 4.2E-3%, in ore, in ground	Raw	µg	27,6230458819
356 Gold, Au 1.3E-4%, Ag 4.6E-5%, in ore, in ground	Raw	µg	50,6546768517
357 Gold, Au 1.4E-4%, in ore, in ground	Raw	µg	60,6506786557
358 Gold, Au 2.1E-4%, Ag 2.1E-4%, in ore, in ground	Raw	µg	92,637509907
359 Gold, Au 4.3E-4%, in ore, in ground	Raw	µg	22,9593285473
360 Gold, Au 4.9E-5%, in ore, in ground	Raw	µg	54,9905221444
361 Gold, Au 6.7E-4%, in ore, in ground	Raw	µg	85,1342618041
362 Gold, Au 7.1E-4%, in ore, in ground	Raw	µg	95,9977040508
Gold, Au 9.7E-4%, Ag 9.7E-4%, Zn 0.63 %, Cu 0.38%,			
363 Pb 0.014 %, in ore, in ground	Raw	µg	5,7523845447
364 Gold, in ground	Raw	pg	307,8468695447
365 Granite, in ground	Raw	ng	50,1744087699
366 Gravel, in ground	Raw	kg	54,9807291526
367 Gypsum, in ground	Raw	mg	11,8978906559
368 Heat, waste	Air	kWh	701,5880703762
369 Heat, waste	Water	MJ	56,9356452497
370 Heat, waste	Soil	MJ	37,4408118732
371 Helium	Air	mg	30,6888713167

372 Heptane	Air	mg	253,3220988952
373 Hexadecane	Water	mg	2,4763601505
374 Hexamethylene diamine	Air	pg	61,6228648338
375 Hexane	Air	mg	597,1501625266
376 Hexane	Water	pg	36,1320974356
377 Hexanoic acid	Water	mg	8,6177304408
378 Hydrazine, methyl-	Air	ng	30,1251356998
379 Hydrocarbons, aliphatic, alkanes, cyclic	Air	mg	8,3923661906
380 Hydrocarbons, aliphatic, alkanes, unspecified	Air	g	1,9574342632
381 Hydrocarbons, aliphatic, alkanes, unspecified	Water	mg	67,476575216
382 Hydrocarbons, aliphatic, unsaturated	Air	g	3,6334067303
383 Hydrocarbons, aliphatic, unsaturated	Water	mg	6,2293661568
384 Hydrocarbons, aromatic	Air	g	2,612605003
385 Hydrocarbons, aromatic	Water	mg	283,4692381587
386 Hydrocarbons, chlorinated	Air	mg	20,8534787829
387 Hydrocarbons, unspecified	Air	mg	6,0143208459
388 Hydrocarbons, unspecified	Water	g	1,1844752909
389 Hydrogen	Air	g	18,3860481644
390 Hydrogen-3, Tritium	Air	Bq	3713,917779349
391 Hydrogen-3, Tritium	Water	kBq	215,352428741
392 Hydrogen bromide	Air	ng	304,5109468914
393 Hydrogen chloride	Air	g	4,6463381783
394 Hydrogen chloride	Water	ng	13,7411025816
395 Hydrogen cyanide	Air	ng	62,7467003781
396 Hydrogen fluoride	Air	mg	349,9484368712
397 Hydrogen fluoride	Water	ng	24,9082055689
398 Hydrogen iodide	Air	pg	331,6672262143
399 Hydrogen peroxide	Air	µg	20,9134361158
400 Hydrogen peroxide	Water	µg	208,6219916711
401 Hydrogen sulfide	Air	mg	334,1064886359
402 Hydrogen sulfide	Water	mg	213,5399084856
403 Hydroxide	Water	µg	591,5975634345
404 Hypochlorite	Water	mg	10,9759323292
405 Indeno(1,2,3-cd)pyrene	Air	ng	24,6323445162
Indium, 0.005 % in sulfide, In 0.003 %, Pb, Zn, Ag, Cd, 406 in ground	Raw	µg	546,5742078684
407 Iodide	Water	mg	53,241640276
408 Iodine	Air	mg	8,3468502286
409 Iodine-129	Air	mBq	499,2356576044
410 Iodine-129	Water	mBq	203,2301271531
411 Iodine-131	Air	Bq	20,3133137812
412 Iodine-131	Water	mBq	36,9039151401
413 Iodine-133	Air	Bq	1,5128305428

414 Iodine-133	Water	mBq	3,8887567088
415 Iodine-135	Air	Bq	3,5498334355
416 Iodine, 0.03 % in water	Raw	µg	712,4332568707
417 Iron	Air	mg	450,6292961481
418 Iron	Water	g	6,3348721471
419 Iron	Soil	g	5,146098819
420 Iron-59	Water	mBq	1,0691023525
421 Iron ore, in ground	Raw	µg	10,1151530938
422 Iron, 46 % in ore, 25 % in crude ore, in ground	Raw	oz	157,8816895546
423 Iron, ion	Water	g	109,473770857
424 Isocyanic acid	Air	µg	286,6389937617
425 Isophorone	Air	ng	102,7798747405
426 Isoprene	Air	g	1,0711639519
427 Isopropylamine	Air	ng	284,7043086436
428 Isopropylamine	Water	ng	683,2941132453
429 Kaolinite, 24 % in crude ore, in ground	Raw	mg	206,3950839216
430 Kerosene	Air	µg	499,0660361421
431 Kieserite, 25 % in crude ore, in ground	Raw	mg	24,4252132849
432 Krypton-85	Air	Bq	162,4685344725
433 Krypton-85m	Air	Bq	52539,5333093659
434 Krypton-87	Air	Bq	9,5184805531
435 Krypton-88	Air	Bq	11,558576449
436 Krypton-89	Air	Bq	4,4122991028
437 Lactic acid	Air	ng	188,9453211595
438 Lactic acid	Water	ng	453,4668170807
439 Lanthanum-140	Air	µBq	203,4963379699
440 Lanthanum-140	Water	mBq	6,5976328171
441 Lead	Air	mg	123,9862208553
442 Lead	Water	mg	243,368532153
443 Lead	Soil	mg	9,1569737388
444 Lead-210	Air	Bq	2,7559983354
445 Lead-210	Water	Bq	2,9775165242
446 Lead-210/kg	Water	pg	4,2622912303
447 Lead compounds	Air	pg	37,790038741
448 Lead, 5.0 % in sulfide, Pb 3.0%, Zn, Ag, Cd, In, in ground	Raw	g	3,6944549947
449 Lead, in ground	Raw	mg	5,782890613
450 Linuron	Soil	µg	667,488965872
451 Lithium, 0.15 % in brine, in ground	Raw	µg	8,4048605462
452 Lithium, ion	Water	g	9,0572783433
453 m-Xylene	Air	mg	137,5424222012
454 m-Xylene	Water	mg	1,243802577
455 Magnesite, 60 % in crude ore, in ground	Raw	g	75,8454993069
456 Magnesium	Air	mg	503,2781018783

457 Magnesium	Water	g	499,683,898,0732
458 Magnesium	Soil	g	4,488,935,7584
459 Magnesium chloride	Raw	mg	366,976,005,4815
460 Magnesium, 0.13 % in water	Raw	mg	3,521,653,813
461 Mancozeb	Soil	µg	120,771,746,2545
462 Manganese	Air	mg	216,697,504,1483
463 Manganese	Water	g	33,583,245,4888
464 Manganese	Soil	g	2,733,926,1288
465 Manganese-54	Air	µBq	18,941,797,4857
466 Manganese-54 Manganese, 35.7 % in sedimentary deposit, 14.2 % in crude ore, in ground	Water	mBq	200,588,500,4756
467 crude ore, in ground	Raw	g	37,945,654,8829
468 Manganese, in ground	Raw	µg	511,279,731,7263
469 Mercaptans, unspecified	Air	µg	36,808,785,6667
470 Mercury	Air	mg	8,883,676,9287
471 Mercury	Water	mg	7,257,769,9105
472 Mercury	Soil	µg	15,103,843,6248
473 Metaldehyde	Soil	µg	2,988,091,963
474 Metallic ions, unspecified	Water	mg	301,076,561,2059
475 Metals, unspecified	Air	pg	121,184,629,8851
476 Metamorphous rock, graphite containing, in ground	Raw	g	306,426,379,4705
477 Methane	Air	g	60,269,832,3902
478 Methane, biogenic	Air	g	23,680,704,3162
479 Methane, bromo-, Halon 1001	Air	ng	28,355,022,1123
480 Methane, bromochlorodifluoro-, Halon 1211	Air	µg	130,137,212,3922
481 Methane, bromotrifluoro-, Halon 1301	Air	µg	541,060,073,3953
482 Methane, chlorodifluoro-, HCFC-22	Air	µg	603,909,463,9137
483 Methane, chlorotrifluoro-, CFC-13	Air	µg	1,190,691,5339
484 Methane, dibromo-	Water	pg	6,567,776,15274
485 Methane, dichloro-, HCC-30	Air	µg	269,442,109,248
486 Methane, dichloro-, HCC-30	Water	mg	3,361,729,7476
487 Methane, dichlorodifluoro-, CFC-12	Air	µg	85,992,820,9211
488 Methane, dichlorofluoro-, HCFC-21	Air	ng	2,739,174,7506
489 Methane, fossil	Air	g	148,855,966,4387
490 Methane, monochloro-, R-40	Air	mg	1,089,632,5486
491 Methane, monochloro-, R-40	Water	µg	1,727,424,3773
492 Methane, tetrachloro-, CFC-10	Air	mg	2,535,557,6838
493 Methane, tetrafluoro-, CFC-14	Air	mg	9,268,322,0821
494 Methane, trichlorofluoro-, CFC-11	Air	µg	8,824,379,7151
495 Methane, trifluoro-, HFC-23	Air	ng	871,555,588,3003
496 Methanesulfonic acid	Air	ng	210,597,390,8612
497 Methanol	Air	mg	115,186,618,2729
498 Methanol	Water	mg	28,513,743,9034

499 Methyl acetate	Air	ng	92,531409882
500 Methyl acetate	Water	ng	222,0760116173
501 Methyl acrylate	Air	µg	8,8133028045
502 Methyl acrylate	Water	µg	172,1704536007
503 Methyl amine	Air	mg	4,9393428917
504 Methyl amine	Water	mg	11,8542131523
505 Methyl borate	Air	ng	74,8236011715
506 Methyl ethyl ketone	Air	mg	13,9693918441
507 Methyl ethyl ketone	Water	µg	3,3021683765
508 Methyl formate	Air	ng	110,9899678828
509 Methyl formate	Water	ng	44,3119043347
510 Methyl lactate	Air	ng	207,4208705829
511 Methyl methacrylate	Air	ng	3,5441336117
512 Metolachlor	Soil	mg	4,8309153662
513 Metribuzin	Soil	µg	4,2524505826
514 Mineral waste, from mining	Waste	g	297,2617409747
515 Molybdenum	Air	mg	1,0935714015
516 Molybdenum	Water	mg	195,1187543577
517 Molybdenum	Soil	µg	507,726532241
518 Molybdenum-99 Molybdenum, 0.010 % in sulfide, Mo 8.2E-3% and Cu 519 1.83% in crude ore, in ground Molybdenum, 0.014 % in sulfide, Mo 8.2E-3% and Cu	Water	mBq	2,2747221646
520 0.81% in crude ore, in ground Molybdenum, 0.022 % in sulfide, Mo 8.2E-3% and Cu	Raw	mg	681,9764898731
521 0.36% in crude ore, in ground Molybdenum, 0.025 % in sulfide, Mo 8.2E-3% and Cu	Raw	mg	97,1329565141
522 0.39% in crude ore, in ground Molybdenum, 0.11 % in sulfide, Mo 4.1E-2% and Cu	Raw	mg	413,1257128605
523 0.36% in crude ore, in ground	Raw	mg	355,9251188039
524 Molybdenum, in ground	Raw	mg	833,5956927103
525 Monoethanolamine	Raw	µg	1,0557620507
526 n-Hexacosane	Air	mg	36,5019890874
527 Naphthalene	Water	µg	27,3855111119
528 Naphthalene	Air	µg	54,9398307761
529 Naphthalene, 2-methyl-	Water	µg	770,9766063013
530 Naphthalenes, alkylated, unspecified	Water	µg	649,7602497598
531 Napropamide	Water	µg	27,6335154898
532 Natural aggregate	Soil	µg	5,2866132364
533 Nickel	Raw	mg	793,5836718275
534 Nickel	Air	mg	80,7782718049
535 Nickel Nickel, 1.13 % in sulfide, Ni 0.76 % and Cu 0.76% in	Water	mg	10,5063092634
536 crude ore, in ground	Soil	mg	7,6407634956
	Raw	mg	109,8352052007

537 Nickel, 1.98 % in silicates, 1.04 % in crude ore, in ground	Raw	g	167,0592290671
538 Nickel, in ground	Raw	µg	97,178214151
539 Nickel, ion	Water	g	3,1546432931
540 Niobium-95	Air	µBq	2,24855632
541 Niobium-95	Water	mBq	15,1533053552
542 Nitrate	Air	mg	3,9273323069
543 Nitrate	Water	g	21,6936934935
544 Nitrate compounds	Water	ng	9,3031442281
545 Nitric acid	Water	µg	20,867342916
546 Nitric oxide	Air	ng	1,7796428486
547 Nitrite	Water	mg	7,4431443818
548 Nitrobenzene	Air	µg	1,7383054761
549 Nitrobenzene	Water	µg	6,9662429198
550 Nitrogen	Air	mg	240,1292090045
551 Nitrogen	Water	mg	200,8625767469
552 Nitrogen oxides	Air	g	943,1388764378
553 Nitrogen, in air	Raw	ng	54,2066588936
554 Nitrogen, organic bound	Water	mg	212,5232489272
555 Nitrogen, total	Air	µg	402,2459213624
556 Nitrogen, total	Water	µg	555,0042561805
NMVOC, non-methane volatile organic compounds,			
557 unspecified origin	Air	g	136,3616483438
558 Noble gases, radioactive, unspecified	Air	kBq	4776,9627921846
559 o-Cresol	Water	mg	1,1800826396
560 o-Xylene	Water	ng	266,7119500329
561 Occupation, arable, non-irrigated	Raw	cm2a	220,9964938491
562 Occupation, construction site	Raw	cm2a	876,2916999605
563 Occupation, dump site	Raw	m2a	0,1141288428
564 Occupation, dump site, benthos	Raw	cm2a	66,4957396088
565 Occupation, forest, intensive	Raw	m2a	0,4038464562
566 Occupation, forest, intensive, normal	Raw	m2a	36,8958034398
567 Occupation, forest, intensive, short-cycle	Raw	cm2a	22,6000789705
568 Occupation, industrial area	Raw	m2a	1,2422608652
569 Occupation, industrial area, benthos	Raw	mm2a	33,102300539
570 Occupation, industrial area, built up	Raw	m2a	0,4874527738
571 Occupation, industrial area, vegetation	Raw	m2a	2,9396163021
572 Occupation, mineral extraction site	Raw	cm2a	479,3088680516
573 Occupation, permanent crop, fruit, intensive	Raw	cm2a	32,7097598515
574 Occupation, shrub land, sclerophyllous	Raw	cm2a	114,3192826977
575 Occupation, traffic area, rail embankment	Raw	cm2a	91,1807031959
576 Occupation, traffic area, rail network	Raw	cm2a	100,8248177992
577 Occupation, traffic area, road embankment	Raw	m2a	0,3776151
578 Occupation, traffic area, road network	Raw	cm2a	963,1512246005

579 Occupation, urban, discontinuously built	Raw	m2a	4,0578245206
580 Occupation, water bodies, artificial	Raw	m2a	2,7578641757
581 Occupation, water courses, artificial	Raw	m2a	0,2417342484
582 Octadecane	Water	µg	611,7823785883
583 Octane	Air	µg	82,0104612016
584 Oil, crude, in ground	Raw	kg	28,7099632588
585 Oils, biogenic	Soil	mg	554,5985159502
586 Oils, unspecified	Water	g	19,0054139773
587 Oils, unspecified	Soil	g	12,7332696182
588 Olivine, in ground	Raw	mg	6,0264973618
589 Orbencarb	Soil	µg	22,9636555447
590 Organic acids	Air	µg	3,8292618336
591 Organic substances, unspecified	Air	mg	2,2817332115
592 Organic substances, unspecified	Water	mg	209,4384745592
593 Oxygen	Air	mg	101,4101409716
594 Oxygen, in air	Raw	mg	-950,399878126
595 Ozone	Air	mg	723,0669713671
596 p-Cresol	Water	mg	1,2732200238
597 PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons	Air	mg	72,1150687693
598 PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons	Water	mg	6,6168802634
599 Palladium	Air	pg	0,0221355602
600 Palladium, in ground	Raw	ng	6,1605938649
601 Particulates, < 10 um	Air	mg	5,0931372318
602 Particulates, < 10 um	Water	ng	18,3534992378
603 Particulates, < 2.5 um	Air	g	139,3209904635
604 Particulates, > 10 um	Air	g	57,0549637611
605 Particulates, > 10 um	Water	mg	358,5138386839
606 Particulates, > 2.5 um, and < 10um	Air	g	28,9991352378
607 Particulates, unspecified Pd, Pd 2.0E-4%, Pt 4.8E-4%, Rh 2.4E-5%, Ni 3.7E-2%,	Air	g	3,5883379781
608 Cu 5.2E-2% in ore, in ground Pd, Pd 7.3E-4%, Pt 2.5E-4%, Rh 2.0E-5%, Ni 2.3E+0%,	Raw	µg	42,8165366069
609 Cu 3.2E+0% in ore, in ground	Raw	µg	102,8958243508
610 Peat, in ground	Raw	mg	921,4950564786
611 Pentane	Air	g	2,2261914002
612 Phenanthrene	Air	µg	1,2130382609
613 Phenanthrene	Water	µg	10,3837351641
614 Phenanthrenes, alkylated, unspecified	Water	µg	11,4579866088
615 Phenol	Air	mg	15,8882541913
616 Phenol	Water	mg	93,2600454931
617 Phenol, 2,4-dichloro-	Air	ng	430,6391102451
618 Phenol, 2,4-dimethyl-	Water	mg	1,1490386108
619 Phenol, pentachloro-	Air	µg	117,8545583482

620 Phenols, unspecified	Air	µg	113,4240995372
621 Phenols, unspecified	Water	mg	5,7964861733
622 Phosphate	Water	g	84,4893934618
623 Phosphate	Soil	mg	3,1809512424
624 Phosphine	Air	ng	6,7476658604
625 Phosphorus	Air	mg	345,9453814692
626 Phosphorus	Water	mg	88,9131568796
627 Phosphorus	Soil	g	1,3435634693
628 Phosphorus, 18 % in apatite, 12 % in crude ore, in ground	Raw	mg	484,3620713134
629 Phosphorus, 18 % in apatite, 4 % in crude ore, in ground	Raw	mg	685,1328962181
630 Phosphorus, in ground	Raw	µg	7,4031114742
631 Phthalate, diethyl-	Air	ng	12,9360876829
632 Pirimicarb	Soil	µg	4,182361555
633 Platinum	Air	ng	7,3882247976
634 Platinum, in ground	Raw	ng	74,0071340914
635 Plutonium-238	Air	nBq	67,6880648928
636 Plutonium-alpha	Air	nBq	219,9178255273
637 Plutonium-alpha	Water	mBq	5,5919297388
638 Polonium-210	Air	Bq	4,7920941147
639 Polonium-210	Water	Bq	4,0408305156
640 Polychlorinated biphenyls	Air	µg	81,6266442375
641 Potassium	Air	g	26,8957198156
642 Potassium	Water	mg	484,3400722264
643 Potassium	Soil	g	7,4827939684
644 Potassium-40	Air	mBq	568,9458457088
645 Potassium-40	Water	Bq	1,4328665028
646 Potassium chloride	Raw	ng	89,2728236297
647 Potassium, ion	Water	g	192,4787069258
648 Propanal	Air	µg	6,1103278521
649 Propanal	Water	ng	551,8881713199
650 Propane	Air	g	1,4030868814
651 Propane, 1,2-dichloro-	Water	pg	0,0494618152
652 Propanol	Water	ng	761,8788194258
653 Propene	Air	mg	207,1286061086
654 Propene	Water	mg	17,8300859837
655 Propionic acid	Air	mg	1,3724365454
656 Propionic acid	Water	µg	1,9144609291
657 Propylamine	Air	ng	92,0022333439
658 Propylamine	Water	ng	220,8082860128
659 Propylene oxide	Air	µg	414,1770981393
660 Propylene oxide	Water	µg	996,3536478339
661 Protactinium-234	Air	mBq	97,8662893522
662 Protactinium-234	Water	Bq	1,7969104732

Pt, Pt 2.5E-4%, Pd 7.3E-4%, Rh 2.0E-5%, Ni 2.3E+0%, 663 Cu 3.2E+0% in ore, in ground	Raw	μg	19,5616500077
Pt, Pt 4.8E-4%, Pd 2.0E-4%, Rh 2.4E-5%, Ni 3.7E-2%, 664 Cu 5.2E-2% in ore, in ground	Raw	μg	70,1268687658
665 Pumice, in ground	Raw	μg	7,6493098168
666 Pyrene	Air	ng	121,0635543679
667 Radioactive species, alpha emitters	Water	mBq	6,0537697069
668 Radioactive species, Nuclides, unspecified	Water	Bq	519,2456277128
669 Radioactive species, other beta emitters	Air	Bq	4,6706926002
670 Radioactive species, unspecified	Air	kBq	20,7788090368
671 Radioactive tailings	Waste	mg	236,0410265445
672 Radionuclides (Including Radon)	Air	mg	27,908179465
673 Radium-224	Water	Bq	25,9525288817
674 Radium-226	Air	Bq	3,8378950521
675 Radium-226	Water	Bq	1185,2460104133
676 Radium-226/kg	Water	ng	1,4828753339
677 Radium-228	Air	mBq	611,8473351799
678 Radium-228	Water	Bq	51,9275757824
679 Radium-228/kg	Water	pg	7,585155051
680 Radon-220	Air	Bq	21,8564787373
681 Radon-222	Air	kBq	12879,5954861145
682 Rejects	Waste	mg	406,6121487517
Rh, Rh 2.0E-5%, Pt 2.5E-4%, Pd 7.3E-4%, Ni 2.3E+0%, 683 Cu 3.2E+0% in ore, in ground	Raw	ng	783,7354979332
Rh, Rh 2.4E-5%, Pt 4.8E-4%, Pd 2.0E-4%, Ni 3.7E-2%, 684 Cu 5.2E-2% in ore, in ground	Raw	μg	2,4549535833
685 Rhenium, in crude ore, in ground	Raw	μg	3,6879294532
686 Rhodium	Air	pg	0,0213681912
687 Rubidium	Water	mg	5,1905057673
688 Ruthenium-103	Air	nBq	494,0225561343
689 Ruthenium-103	Water	μBq	479,9868541494
690 Ruthenium-106	Water	mBq	1,4053414266
691 Sand, unspecified, in ground	Raw	g	1,0227200429
692 Scandium	Air	mg	1,2052397434
693 Scandium	Water	mg	78,4444520516
694 Selenium	Air	mg	4,4125916771
695 Selenium	Water	mg	129,076417923
696 Shale, in ground	Raw	mg	40,548063372
697 Silicon	Air	mg	335,3679850484
698 Silicon	Water	g	627,7934144817
699 Silicon	Soil	g	11,3003057187
700 Silicon tetrafluoride	Air	μg	5,1656285081
701 Silver	Air	μg	51,6105156549

702 Silver	Water	mg	86,128334891
703 Silver-110	Air	μBq	4,8961417923
704 Silver-110	Water	Bq	2,0741018766
Silver, 0.007 % in sulfide, Ag 0.004%, Pb, Zn, Cd, In, in 705 ground	Raw	μg	621,3895593784
Silver, 3.2 ppm in sulfide, Ag 1.2ppm, Cu and Te, in 706 crude ore, in ground	Raw	μg	443,3209797004
707 Silver, Ag 2.1E-4%, Au 2.1E-4%, in ore, in ground	Raw	μg	40,9190252752
708 Silver, Ag 4.2E-3%, Au 1.1E-4%, in ore, in ground	Raw	μg	93,4543359171
709 Silver, Ag 4.6E-5%, Au 1.3E-4%, in ore, in ground	Raw	μg	91,6009097619
Silver, Ag 9.7E-4%, Au 9.7E-4%, Zn 0.63 %, Cu 0.38%, 710 Pb 0.014 %, in ore, in ground	Raw	μg	60,4432586767
711 Silver, in ground	Raw	ng	52,9787748341
712 Silver, ion	Water	mg	6,6600719874
713 Slag (uranium conversion)	Waste	μg	892,3873836704
714 Slags	Waste	mg	17,5775550128
715 Slate, in ground	Raw	pg	0,7048874924
716 Sodium	Air	g	1,5371337466
717 Sodium	Soil	mg	334,4740553022
718 Sodium-24	Water	mBq	17,2111542465
719 Sodium chlorate	Air	μg	51,099003362
720 Sodium chloride	Water	μg	18,2409927458
721 Sodium chloride, in ground	Raw	oz	84,7120036666
722 Sodium dichromate	Air	mg	1,1696707842
723 Sodium formate	Air	μg	10,7206743176
724 Sodium formate	Water	μg	25,7557658159
725 Sodium hydroxide	Air	μg	77,9453542455
726 Sodium nitrate, in ground	Raw	ng	135,2970293496
727 Sodium sulphate, various forms, in ground	Raw	g	1,0758758654
728 Sodium, ion	Water	g	841,2718326412
729 Soil, unspecified, in ground	Raw	mg	326,9816344781
730 Solids, inorganic	Water	g	26,0486100846
731 Solved solids	Water	oz	65,317557617
732 Stibnite, in ground	Raw	ng	302,4668001597
733 Strontium	Air	mg	5,3082157098
734 Strontium	Water	g	10,9986515971
735 Strontium	Soil	mg	4,8876269705
736 Strontium-89	Water	mBq	43,9360776132
737 Strontium-90	Water	Bq	551,8730736365
738 Styrene	Air	mg	2,6467679535
739 Sulfate	Air	mg	633,2606187562
740 Sulfate	Water	oz	78,3735161241
741 Sulfate	Soil	μg	176,6027399951

742 Sulfide	Water	mg	12,3630518539
743 Sulfide	Soil	mg	1,05961644
744 Sulfite	Water	mg	29,4578455466
745 Sulfur	Water	mg	145,8498690688
746 Sulfur	Soil	g	1,3444013848
747 Sulfur dioxide	Air	g	191,8131174377
748 Sulfur hexafluoride	Air	mg	19,1101598376
749 Sulfur oxides	Air	g	26,3610463749
750 Sulfur trioxide	Air	μg	10,2806440731
751 Sulfur, in ground	Raw	g	559,5868529466
752 Sulfuric acid	Air	μg	16,3445740059
753 Sulfuric acid	Soil	ng	10,0715885293
754 Sulfuric acid, dimethyl ester	Air	ng	8,5059206682
755 Suspended solids, unspecified	Water	g	116,7798770348
756 Sylvite, 25 % in sylvinitie, in ground	Raw	mg	537,9826896858
757 t-Butyl methyl ether	Air	mg	24,2146070858
758 t-Butyl methyl ether	Water	μg	867,1658189787
759 t-Butylamine	Air	ng	310,8539442941
760 t-Butylamine	Water	ng	746,0474267924
761 Talc, in ground	Raw	mg	48,357389073
Tantalum, 81.9 % in tantalite, 1.6E-4% in crude ore, in			
762 ground	Raw	μg	488,6248263428
763 Tar	Air	ng	36,7564214386
764 Tar	Water	pg	525,7925121712
765 Tebutam	Soil	μg	12,5268193039
766 Technetium-99m	Water	mBq	52,3242875177
767 Teflubenzuron	Soil	ng	283,4967030073
768 Tellurium	Air	pg	892,2467730425
769 Tellurium-123m	Water	mBq	14,9778233843
770 Tellurium-132	Water	μBq	131,7109071126
Tellurium, 0.5 ppm in sulfide, Te 0.2 ppm, Cu and Ag, in			
771 crude ore, in ground	Raw	μg	66,4992549518
772 Terpenes	Air	μg	73,1277245602
773 Tetradecane	Water	μg	994,3099484795
774 Thallium	Air	μg	102,8769184528
775 Thallium	Water	mg	10,9212887114
776 Thiram	Soil	ng	332,9301762434
777 Thorium	Air	μg	30,3315597515
778 Thorium-228	Air	mBq	133,8394237985
779 Thorium-228	Water	Bq	103,8349783328
780 Thorium-230	Air	mBq	370,0363217231
781 Thorium-230	Water	Bq	245,1709011169
782 Thorium-232	Air	mBq	175,9535540192

783 Thorium-232	Water	mBq	221,4466644927
784 Thorium-234	Air	mBq	97,8989587974
785 Thorium-234	Water	Bq	1,7972597306
786 Tin	Air	mg	4,6527499117
787 Tin	Water	mg	8,2601305494
788 Tin	Soil	µg	12,5334618026
789 Tin oxide	Air	pg	3,2882541588
790 Tin, 79 % in cassiterite, 0.1 % in crude ore, in ground	Raw	mg	39,7047964477
791 Tin, in ground	Raw	pg	0,0006773749
792 Tin, ion	Water	mg	153,5185979851
793 TiO ₂ , 54 % in ilmenite, 2.6 % in crude ore, in ground	Raw	g	8,6717549394
794 TiO ₂ , 95 % in rutile, 0.40 % in crude ore, in ground	Raw	µg	28,1209612745
795 Titanium	Air	mg	27,637353032
796 Titanium	Water	µg	2,6873003861
797 Titanium	Soil	mg	188,2611331566
798 Titanium, in ground	Raw	µg	372,994545692
799 Titanium, ion	Water	g	2,5541479309
800 TOC, Total Organic Carbon	Water	g	268,9674878888
801 Toluene	Air	mg	954,0255897933
802 Toluene	Water	mg	148,2114856311
803 Toluene, 2-chloro-	Air	ng	904,6051499609
804 Toluene, 2-chloro-	Water	µg	1,3848656374
805 Toluene, 2,4-dinitro-	Air	pg	49,6178705643
806 Transformation, from arable	Raw	mm ²	103,3384850015
807 Transformation, from arable, non-irrigated	Raw	cm ²	408,4006220166
808 Transformation, from arable, non-irrigated, fallow	Raw	mm ²	6,0142235595
809 Transformation, from dump site, inert material landfill	Raw	cm ²	18,1616020138
810 Transformation, from dump site, residual material landfill	Raw	mm ²	441,4556419307
811 Transformation, from dump site, sanitary landfill	Raw	mm ²	16,6968353999
812 Transformation, from dump site, slag compartment	Raw	mm ²	11,3666382823
813 Transformation, from forest	Raw	cm ²	63,837703605
814 Transformation, from forest, extensive	Raw	sq.in	483,9866301613
815 Transformation, from forest, intensive, clear-cutting	Raw	mm ²	80,714927759
816 Transformation, from industrial area	Raw	mm ²	63,0631911266
817 Transformation, from industrial area, benthos	Raw	mm ²	0,0752780743
818 Transformation, from industrial area, built up	Raw	mm ²	0,2439324572
819 Transformation, from industrial area, vegetation	Raw	mm ²	0,4161200771
820 Transformation, from mineral extraction site	Raw	cm ²	10,0179834979
821 Transformation, from pasture and meadow	Raw	cm ²	859,0323481025
822 Transformation, from pasture and meadow, intensive	Raw	mm ²	33,3287730859
823 Transformation, from sea and ocean	Raw	cm ²	66,5332411843
824 Transformation, from shrub land, sclerophyllous	Raw	cm ²	36,5186562414
825 Transformation, from tropical rain forest	Raw	mm ²	80,714927759

826 Transformation, from unknown	Raw	sq.in	179,6720020629
827 Transformation, to arable	Raw	mm2	469,6067851801
828 Transformation, to arable, non-irrigated	Raw	cm2	408,7339701874
829 Transformation, to arable, non-irrigated, fallow	Raw	mm2	22,0725684541
830 Transformation, to dump site	Raw	mm2	668,2939787563
831 Transformation, to dump site, benthos	Raw	cm2	66,4957396088
832 Transformation, to dump site, inert material landfill	Raw	cm2	18,1616020138
833 Transformation, to dump site, residual material landfill	Raw	mm2	441,5652858045
834 Transformation, to dump site, sanitary landfill	Raw	mm2	16,6968353999
835 Transformation, to dump site, slag compartment	Raw	mm2	11,3666382823
836 Transformation, to forest	Raw	cm2	28,1694604237
837 Transformation, to forest, intensive	Raw	cm2	26,9138868042
838 Transformation, to forest, intensive, clear-cutting	Raw	mm2	80,714927759
839 Transformation, to forest, intensive, normal	Raw	sq.in	474,9539763903
840 Transformation, to forest, intensive, short-cycle	Raw	mm2	80,714927759
841 Transformation, to heterogeneous, agricultural	Raw	mm2	600,0578862084
842 Transformation, to industrial area	Raw	cm2	252,6407463607
843 Transformation, to industrial area, benthos	Raw	mm2	3,7501786893
844 Transformation, to industrial area, built up	Raw	cm2	99,6625973231
845 Transformation, to industrial area, vegetation	Raw	cm2	587,9808798102
846 Transformation, to mineral extraction site	Raw	cm2	80,5140663294
847 Transformation, to pasture and meadow	Raw	mm2	14,7123334591
848 Transformation, to permanent crop, fruit, intensive	Raw	mm2	46,0459704946
849 Transformation, to sea and ocean	Raw	mm2	0,0752780743
850 Transformation, to shrub land, sclerophyllous	Raw	cm2	22,8567931618
851 Transformation, to traffic area, rail embankment	Raw	mm2	21,2170483562
852 Transformation, to traffic area, rail network	Raw	mm2	23,3212185734
853 Transformation, to traffic area, road embankment	Raw	cm2	30,9738247666
854 Transformation, to traffic area, road network	Raw	cm2	18,4462340098
855 Transformation, to unknown	Raw	mm2	231,904917815
856 Transformation, to urban, discontinuously built	Raw	cm2	808,2924649897
857 Transformation, to water bodies, artificial	Raw	cm2	182,9192431482
858 Transformation, to water courses, artificial	Raw	cm2	29,0258639846
859 Tributyltin compounds	Water	mg	1,3332869007
860 Triethylene glycol	Water	mg	1,3856465526
861 Trimethylamine	Air	ng	193,9999327106
862 Trimethylamine	Water	ng	465,5998385122
863 Tungsten	Air	µg	133,2624757334
864 Tungsten	Water	mg	131,4320019163
865 Ulexite, in ground	Raw	mg	4,324590045
866 Uranium	Air	µg	25,7936524803
867 Uranium-234	Air	Bq	1,1467494289
868 Uranium-234	Water	Bq	2,1562925944

869 Uranium-235	Air	mBq	67,8075349723
870 Uranium-235	Water	Bq	3,5578827908
871 Uranium-238	Air	Bq	1,604289633
872 Uranium-238	Water	Bq	7,3402518803
873 Uranium alpha	Air	Bq	5,2846886298
874 Uranium alpha	Water	Bq	103,511522084
875 Uranium oxide, 332 GJ per kg, in ore	Raw	mg	19,6330797399
876 Uranium, in ground	Raw	mg	408,8914572904
877 Urea	Water	ng	880,2782693152
878 Used air	Air	oz	54,2547466054
879 Vanadium	Air	mg	39,198479056
880 Vanadium	Water	mg	1,134058976
881 Vanadium	Soil	mg	5,3886338675
882 Vanadium, ion	Water	mg	449,1670783766
883 Vermiculite, in ground	Raw	mg	2,6569610674
884 Vinyl acetate	Air	ng	1,3467707725
885 VOC, volatile organic compounds	Air	g	11,6863692108
886 VOC, volatile organic compounds, unspecified origin Volume occupied, final repository for low-active	Water	mg	186,3021455833
887 radioactive waste	Raw	mm3	842,5215872909
888 Volume occupied, final repository for radioactive waste	Raw	mm3	183,6100328466
889 Volume occupied, reservoir	Raw	m3y	12,1224787604
890 Volume occupied, underground deposit	Raw	cm3	1,2720787959
891 Waste returned to mine	Waste	µg	340,1195698695
892 Waste, nuclear, unspecified/kg	Waste	mg	2,6023696925
893 Water	Air	g	845,1735511471
894 Water, cooling, unspecified natural origin/m3	Raw	gal*	327,4770719044
895 Water, lake	Raw	cu.in	168,1996510301
896 Water, river	Raw	dm3	174,1863108416
897 Water, salt, ocean	Raw	dm3	29,6630950845
898 Water, salt, sole	Raw	cu.in	744,2964680507
899 Water, turbine use, unspecified natural origin	Raw	m3	2824,2135579444
900 Water, unspecified natural origin/kg	Raw	g	245,551390369
901 Water, unspecified natural origin/m3	Raw	dm3	713,1865780801
902 Water, well, in ground	Raw	dm3	46,7264021543
903 Wood, hard, standing	Raw	cm3	305,0116249234
904 Wood, primary forest, standing	Raw	mm3	835,722363891
905 Wood, soft, standing	Raw	dm3	143,4507209645
906 Wood, unspecified, standing/m3	Raw	mm3	269,9260168201
907 Xenon-131m	Air	Bq	48,0413277587
908 Xenon-133	Air	Bq	1700,6345228555
909 Xenon-133m	Air	Bq	3,0691999834
910 Xenon-135	Air	Bq	683,9865724397

911 Xenon-135m	Air	Bq	422,6937056216
912 Xenon-137	Air	Bq	12,0816151161
913 Xenon-138	Air	Bq	92,9164536504
914 Xylene	Air	mg	764,2222654075
915 Xylene	Water	mg	101,3436325981
916 Yttrium	Water	µg	276,4502042489
917 Zinc	Air	mg	570,615745711
918 Zinc	Water	mg	139,0007775581
919 Zinc	Soil	mg	244,4314592874
920 Zinc-65	Air	µBq	94,5810023665
921 Zinc-65	Water	mBq	233,3443159129
922 Zinc oxide	Air	pg	6,5765083177
923 Zinc, 9.0 % in sulfide, Zn 5.3%, Pb, Ag, Cd, In, in ground	Raw	g	46,1933278612
924 Zinc, in ground	Raw	mg	1,6571321015
925 Zinc, ion	Water	g	7,9995329136
926 Zirconium	Air	µg	218,4456709469
927 Zirconium-95	Air	µBq	92,4493388007
928 Zirconium-95	Water	mBq	2,7021924602
929 Zirconium, 50 % in zircon, 0.39 % in crude ore, in ground	Raw	µg	662,6708511724

SYNTHÈSE DE LA LITTÉRATURE PORTANT SUR LA PERFORMANCE
ENVIRONNEMENTALE DU BOIS DANS LE DOMAINE DE LA CONSTRUCTION
NON RÉSIDENTIELLE, EN COMPARAISON AVEC D'AUTRES MATERIAUX
STRUCTURAUX

TABLE DES MATIÈRES

1 INTRODUCTION DE LA SYNTHÈSE DE LITTÉRATURE.....	A-30
1.1 BREF RETOUR HISTORIQUE SUR LA LITTÉRATURE TRAITANT DES PRODUITS DU BOIS.....	A-31
1.2 LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES.....	A-39
1.3 FORêt ET CYCLE DU CARBONE	A-40
1.4 LA RECONNAISSANCE DU MATÉRIAUX BOIS COMME RÉSERVOIR DE CARBONE: LES MÉTHODES QUANTITATIVES AU NIVEAU INTERNATIONAL	A-42
2 PERFORMANCE ENVIRONNEMENTALE DU MATÉRIAUX BOIS	A-46
2.1 BILAN CARBONE.....	A-47
2.2 LE C FORESTIER	A-49
2.3 LE C DES PRODUITS DU BOIS	A-56
2.4 AUTRES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX.....	A-64
2.5 PERFORMANCE ENVIRONNEMENTALE DES PRODUITS DU BOIS DANS LE DOMAINE DE CONSTRUCTION	A-67
2.5.1 RÉCOLTE FORESTIÈRE	A-68
2.5.2 TRANSPORT FORETIER	A-71
2.5.3 TRANSFORMATION EN PRODUIT	A-72
<i>LAMELLÉ COLLÉ</i>	A-75
<i>POUTRE EN I</i>	A-77
<i>BOIS LAMIFIÉ (LVL)</i>	A-79
<i>CONTREPLAQÉS</i>	A-80
<i>PANNEAUX OSB</i>	A-80
<i>REVÊTEMENT DE SOL</i>	A-82
<i>PORTES</i>	A-83
<i>FENêTRES</i>	A-83
<i>AUTRES MATÉRIAUX EN BOIS</i>	A-84
2.5.4 TRANSPORT DES PRODUITS EN BOIS.....	A-85
2.5.6 CONSTRUCTION.....	A-85
2.5.7 UTILISATION.....	A-87
2.5.8 RÉNOVATION OU RECONSTRUCTION	A-90
2.5.9 DÉCONSTRUCTION OU DÉMOLITION.....	A-91
2.5.10 TRANSPORT DES RÉSIDUS	A-92
2.5.11 FIN DE VIE	A-93
<i>RÉUTILISATION</i>	A-94
<i>RECYCLAGE</i>	A-96

<i>DÉCOMPOSITION DANS LES SITES D'ENFOUISSEMENT</i>	A-98
2.5.12 LES COPRODUITS	A-102
2.6 PERFORMANCE ENVIRONNEMENTALE DANS LA CONSTRUCTION NON RÉSIDENTIELLE.....	A-103
2.7 PERFORMANCE ENVIRONNEMENTALE DES AUTRES MATÉRIAUX DE CONSTRUCTION	A-109
LE BÉTON	A-111
LES MÉTAUX	A-113
L'ACIER	A-114
2.8 AUTRES ASPECTS À CONSIDÉRER DANS LA CONSTRUCTION AVEC DES MATÉRIAUX EN BOIS	A-116
<i>L'ÉNERGIE OPÉRATIONNELLE ET L'ÉNERGIE INTRINSÉQUE</i>	A-116
CONCEPTION ARCHITECTURALE DES BÂTIMENTS	A-120
CERTIFICATION ET TRAÇABILITÉ DU BOIS	A-123
3 CONCLUSION DE LA SYNTHÈSE DE LITTÉRATURE.....	A-125

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 5 Quantité de C contenue dans les différents stocks, pour un hectare de forêt, en fonction de l'horizon de temps considéré dans les calculs et de la longueur de la rotation entre les récoltes	A-54
Tableau 6 : Compilation des masses volumiques et de la teneur de C de différents produits en bois.....	A-56
Tableau 7 : Tableau résumant les estimations de facteurs de réduction de la substitution par des produits du bois. Le facteur est exprimé en tonne de C évitée par les tonnes de C dans le bois utilisées.	A-61
Tableau 8 : Comparatif des émissions de différents polluants dans le cycle de vie de mur en bois et en acier.	A-65
Tableau 9 : Ratio par mètre carré de l'énergie, du carbone et de la teneur de bois dans les trois types de constructions non résidentielles.	A-105
Tableau 10: Récapitulatif des intensités carboniques des différents matériaux les plus couramment utilisés dans le secteur de la construction.....	A-106
Tableau 11 : Énergie intrinsèque nécessaire à la production de certains matériaux couramment utilisés dans le secteur de la construction.....	A-117

LISTE DES FIGURES

Figure 10 : Le cycle général du carbone forestier.	A-49
Figure 11 : Accumulation dans le temps des stocks de C dans le sol, la biomasse et la réduction des émissions par la substitution. La plus basse accumulation représente le scénario avec un aménagement traditionnel, dans lequel les branches et souches sont laissées sur le parterre, et le combustible de référence est le gaz naturel. La plus haute accumulation est obtenue avec le scénario où un fertilisant est épandu, les branches et souches sont utilisées comme biocombustible, les produits sont utilisés dans le domaine de la construction et que le combustible de références est le charbon.	A-51

1 INTRODUCTION DE LA SYNTHÈSE DE LITTÉRATURE

Cette partie du document est une compilation des éléments pertinents trouvés dans la littérature des publications scientifiques principalement et quelques rapports traitant la performance environnementale des matériaux en bois dans les constructions non résidentielles. L'objectif principal est de déterminer le bilan Carbone (C) de l'utilisation des produits du bois en comparaison aux matériaux à haute intensité carbonique.

Dans un premier temps, ce document synthétise les articles qui abordent la séquestration du C dans les écosystèmes forestiers et le C organique contenu dans le matériau bois. Ensuite, seront décortiquée chacune des étapes du cycle de vie d'une construction, de la récolte de la matière première jusqu'à la fin de vie des matériaux de déconstruction. La consommation énergétique et les flux de C de chacune des phases d'une construction en bois seront mis de l'avant, afin de les comparer avec les matériaux concurrents lorsque l'information est disponible. Un chapitre est consacré uniquement aux spécificités et aux défis du secteur de la construction non résidentielle qui n'ont pas pu être abordés précédemment. Pour comparer le bois aux autres matériaux couramment utilisés dans le domaine de la construction, il faut connaître les enjeux de leurs utilisations. Les éléments pertinents trouvés dans nos lectures concernant l'énergie nécessaire pour produire ces matériaux et les émissions de C en résultant sont résumé. Avant de finir sur les autres

aspects influant sur la performance environnementale des constructions, en prenant soin de mettre l'accent sur les bâtiments favorisant le bois.

En introduction, nous présentons les enjeux ayant poussé les recherches à analyser et évaluer les gains environnementaux de l'utilisation des produits du bois dans la construction en substitution aux autres matériaux de structure. Puis l'outil, le plus utilisé pour quantifier les impacts environnementaux de chacune des étapes d'une construction, est introduit. L'analyse de cycle de vie est une méthode qui présente l'avantage de permettre des comparaisons. Ce qui est particulièrement utile dans notre situation pour déterminer les gains d'une substitution, mais également pour comparer les différents scénarios possibles comme c'est le cas pour la fin de vie des résidus de démolition. En premier lieu, nous avons résumé les dernières revues de littératures publiées qui retracent chronologiquement les études, sans distinguer les constructions résidentielles ou non.

1.1 BREF RETOUR HISTORIQUE SUR LA LITTÉRATURE TRAITANT DES PRODUITS DU BOIS

Plusieurs auteurs ont fait des revues de littérature sur les produits du bois (ex. Taylor and Van Langenberg 2003; Reid et al. 2004; Salazar and Sowlati 2008; Gustavsson et al. 2009). Le paragraphe suivant résume les travaux les plus connus portant sur les

avantages environnementaux des produits du bois, en s'inspirant des travaux de Gustavsson et al. (2009).

Boyd et al. (1976) sont parmi les premiers à avancer que le matériau bois est moins énergivore que les autres matériaux structuraux pour remplir les mêmes fonctions. D'autant plus que l'industrie forestière a la possibilité de s'auto alimenter en carburant avec ses résidus de biomasse.

Boustead et Hancock (1979) ont amélioré les méthodes d'analyse énergétique et ont quantifié les intrants énergétiques d'industries produisant différents matériaux aux États-Unis. Baird et Chan (1983) ont estimé l'énergie nécessaire pour la production des matériaux et de la construction de maisons en Nouvelle-Zélande. Worrel et al. (1994) ont quant à eux calculé l'énergie requise pour la production de matériaux aux Pays-Bas. Du côté de la Norvège, Fossdal (1995) a comptabilisé les émissions de GES en plus de l'énergie pour la construction de plusieurs types de bâtiments.

Cole et Kernan (1996) ont réalisé une évaluation de cycle de vie énergétique de bâtiments accueillant des bureaux au Canada, comparant des structures en bois, en acier et en béton. Leurs résultats montrent que la structure en béton consomme 6 % de plus d'énergie qu'une structure équivalente en bois et 14 % de plus dans le cas de l'usage d'acier.

Cette étude montre également que la phase du cycle de vie la plus énergivore est l'utilisation, mais qu'elle est équivalente pour les trois matériaux, le niveau d'isolation étant identique.

Uniquement pour la phase de construction, Cole (1998) a trouvé que l'énergie et les émissions de GES sont légèrement plus élevées pour une structure en bois que pour une structure en acier alors qu'elles sont beaucoup plus élevées lorsque que la construction est en béton (acier < bois < béton).

Jungmeier et al. (2003) ont montré que le pouvoir calorifique du bois était supérieur à l'énergie nécessaire tout au long de la chaîne de valeur des produits forestiers. Koch (1992) a comparé les bilans carboniques des matériaux de construction en bois et des équivalents, comme l'acier, le béton, l'aluminium et la brique. Il conclut que les émissions nettes des produits en bois sont plus faibles. Kunniger et Richter (1995) ont réalisé une analyse de cycle de vie des poteaux pour les lignes aériennes en bois, en béton et en acier. Cette comparaison montre que l'impact environnemental du bois est moindre dans la majorité des catégories, même si les poteaux en bois sont traités. Buchanan et Honey (1994) ont calculé les émissions de CO₂ des combustibles fossiles et de procédés des matériaux de construction en Nouvelle-Zélande. Ils ont comparé les structures en bois et celles en acier et béton armé de différentes constructions. Les résultats sont unanimes, la

consommation de combustibles fossiles et les émissions sont plus faibles pour la fabrication de matériaux en bois. Schlamadinger et Marland (1999) ont rédigé une théorie sur le rôle des produits en bois dans le cycle complet du C, basée sur un modèle informatique incluant les utilisations des territoires. Leurs conclusions présentent clairement l'intérêt d'utiliser la biomasse comme substitut aux combustibles fossiles et aux matériaux à haute intensité carbonique. Ces substitutions présentent l'avantage de réaliser des réductions d'émissions permanentes et cumulatives alors que la séquestration biologique n'est que temporaire et limitée dans le temps. Schlamadinger et al. (1997) ont développé une méthodologie pour distinguer les émissions de GES dues à la combustion d'énergie fossile et des bioénergies. Borjesson et Gustavsson (2000) ont corrélé l'utilisation des terres, la substitution des bioénergies et les alternatives de fin de vie des matériaux de construction en Suède. Les résultats montrent que la construction d'un édifice de plusieurs étages, majoritairement en béton, consomme de 60 à 80 % de plus d'énergie primaire que pour une structure en bois. Ce calcul prend en considération les alternatives d'usage des terres et les effets sur le bilan C. De plus, les résidus de coupe et de construction ainsi que le bois, après démolition, sont tous utilisés à des fins énergétiques en remplacement à des combustibles fossiles.

Pour la construction complète d'un bâtiment, divers matériaux sont nécessaires. Les études présentées précédemment ont conclu que les activités sur le site de construction ne représentaient qu'une part mineure de la consommation énergétique du cycle de vie complet

d'une construction. Cole (1998) a constaté qu'une construction à ossature bois de plusieurs étages au Canada, consommait respectivement entre 5 et 12 % de l'énergie totale pour la fabrication des matériaux, si l'on considère ou pas le transport des ouvriers sur le chantier. Ces données appliquées au cas étudié sont respectivement de 45 et 107 kWh/m². Forintek (1993) a constaté que 7 % de l'énergie totale consommée d'une construction est destinée à la fabrication des matériaux de construction. Le taux de résidus générés lors de la phase de construction a un impact sur la quantité totale de matériaux utilisés. Le pourcentage de résidus pour une construction en Suède est estimé à 1,5 % de béton, 7 % d'isolant, 10 % de plâtre et bois et 15 % d'acier. L'ensemble des autres matériaux représente 5 % de résidus, sans considérer la pierre et la porcelaine qui ne sont pas assez significatives pour être comptabilisées.

Scharai-Rad et Welling (2002) ont analysé des constructions unifamiliales, en Europe centrale, maximisant le bois ou la brique. En considérant les résidus des procédés et de la démolition comme substituts aux combustibles fossiles, ils trouvent que les réductions des émissions de GES sont proportionnelles à la quantité de matériaux de bois utilisés dans la construction. Petersen et Solberg (2002, 2003, 2004) ont analysé la variation de la quantité de matériaux de bois en substitution aux matériaux non cellulaires dans les constructions en Norvège. Leurs résultats montrent clairement que les constructions en bois sont moins émettrices que lors de l'utilisation d'autres matériaux. Le Consortium for

Research on Renewable Industrial Materials (CORRIM) a conduit des études de cycle de vie complet, prenant en considération la remise en production sylvicole, la récolte, la transformation, la construction, l'usage et la démolition (Lippke et al., 2004; Johnson et al., 2005; Kline, 2005; Lippke et al., 2005; Milota et al., 2005; Perez-Garcia, Lippke, Briggs, et al., 2005; Perez-Garcia, Lippke, Comnick, et al., 2005; Puettmann and Wilson, 2005b; Wilson, 2005; Wilson and Dancer, 2005a; Wilson and Sakimoto, 2005; Winistorfer et al., 2005; Meil et al., 2007). Ces différentes études sont des analyses de cycle vie de maisons individuelles dont les structures sont en béton et acier en comparaison avec des constructions en bois. Upton et al. (2008) ont étendu l'étude des maisons individuelles à l'échelle nationale pour une période de cent ans. L'auteur a ajouté aux données de CORRIM, sur les matériaux de construction, les phases en amont comme les dynamiques forestières et d'occupation des terres, mais également en aval, en quantifiant les émissions de GES des scénarios de fin de vie. Gustavsson et al. (2006) ont comparé la consommation énergétique et les émissions de CO₂ de la construction d'immeubles résidentiels dont la structure est en bois ou en béton. Ils ont pris en considération l'énergie disponible de la biomasse résiduelle tout au long du cycle de vie de la construction et les émissions des procédés de production du béton, calcination et carbonatation. Les constructions en bois sont moins énergivores et moins émettrices d'après leurs résultats. Gustavsson et Sathre (2006) ont étudié la sensibilité de la consommation énergétique et des émissions de CO₂ des constructions, avec des structures en bois ou en béton. Les résultats montrent que le

bois est favorable pour les structures en bois, sauf dans un scénario combinant tous les paramètres opportuns pour le béton. Eriksson et al. (2007) ont conduit une analyse concernant les stocks et les flux de C dans les arbres, le sol, les produits en bois et par la substitution des matériaux à haute intensité carbonique. Ils ont trouvé que les émissions liées à la production des matériaux de construction sont moindres avec des pratiques de sylviculture intensive. Le plus gros impact sur le bilan carbonique total est l'effet de la substitution des matériaux de construction par le bois.

Dans les constructions actuelles, la phase d'utilisation est la plus énergivore du cycle de vie. (ex. Winther and Hestnes 1999; Scheuer et al. 2003). Adalberth (2000) a réalisé, dans les années 90, une analyse de cycle de vie de sept maisons suédoises. La phase d'utilisation consomme 85 % du bilan énergétique global et génère de 70 à 90 % des impacts environnementaux. Raison pour laquelle beaucoup d'efforts ont été réalisés sur l'efficacité énergétique afin de réduire les impacts de l'utilisation, surtout concernant le chauffage des bâtiments. Pour les analyses de cycle de vie optimisées, toutes les phases doivent bien être prises en considération (Citherlet and Defaux 2007; Verbeeck and Hens 2007). Lors d'une analyse de cycle de vie des bâtiments, il faut également prendre en considération le cycle de vie des filières énergétiques, dont les énergies primaires, pour chacune des phases de la construction. Sartori et Hestnes (2007), dans leurs revues de

littérature, ont montré que les méthodes analytiques ont été différentes d'une étude à l'autre et que plusieurs ne présentent pas le type d'analyse énergétique utilisé.

Quelques chercheurs ont concentré leurs études sur l'énergie consommée et les émissions de CO₂ durant la phase de fin de vie. Généralement, les matériaux après démolition sont enfouis dans un centre de dépôt des matériaux secs. C'est ce que considèrent Junnila et al. (2004) comme scénario de fin de vie dans leur analyse de cycle de vie de construction en Europe et aux États-Unis. Tout comme Ochoa et al. (2002) qui considèrent dans leurs analyses économiques que les matériaux finissent enfouis. Toutefois, les droits et taxes sur l'enfouissement dans beaucoup des pays de l'Union Européenne ont augmenté afin de favoriser les alternatives à l'enfouissement (European Commission 2001; Swedish Government 2003). D'autres incitatifs ont été mis en place pour encourager le recyclage et la réutilisation des matériaux de démolition en Europe, comme la taxe sur les ressources naturelles (Thormark, 2001). Certains pays de l'Union Européenne ont même interdit l'enfouissement de matériaux cellulosiques post consommation. Keoleian et al. (2000) ont analysé la consommation énergétique de la phase de démolition et de transport des matériaux pour se rendre à un centre de traitement, mais ils n'ont pas quantifié l'énergie nécessaire pour le recyclage, alors que Scheuer et al. (2003) ont considéré l'énergie du recyclage des matériaux bois dans leur analyse de cycle de vie d'une construction. Le bois de déconstruction peut être réutilisé, brûlé à des fins énergétiques ou être recyclé comme

autre produit. Sathre et Gustavsson (2006a) ont comparé la consommation énergétique et le bilan C de produits faits de bois recyclés, de bois bruts et d'autres matériaux. Ils ont constaté que plusieurs éléments affectent les bilans énergétiques et carboniques : les alternatives d'affectation des terres, la logistique et les propriétés mécaniques entre le matériel vierge et celui récupéré. Ils concluent que les effets d'utilisation de terre ont l'impact le plus grand sur la consommation énergétique et des émissions, suivis par des effets de substitution des matériaux à plus grande intensité carbonique, tandis que des effets directs sont relativement mineurs.

Les scénarios de fin de vie se résument à la démolition, la déconstruction des bâtiments, suivis d'un enfouissement, d'un recyclage ou d'une réutilisation des matériaux. La consommation énergétique pour la démolition est généralement faible (1 à 3 %) en comparaison avec la fabrication des matériaux et de l'étape de construction (Cole and Kernan, 1996). The National Trust for Historical Preservation (1981) a trouvé que la démolition d'un bâtiment à ossature bois de 5000 m² consomme 7,5 kWh/m².

L'optimisation de la fin de vie des matériaux, de réutilisation et de recyclage, devrait prendre de plus en plus d'importance prochainement afin de donner une valeur supplémentaire avant d'utiliser le matériau bois à des fins énergétiques (Sathre and

Gustavsson, 2006b). Ce qui pourrait amener vers « l'écoconception » dans le domaine de la construction afin de maximiser le taux de réutilisation des matériaux (Kibert, 2003).

1.2 LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES

Cette partie est adaptée de Gaboury (2007).

L'évidence scientifique des changements climatiques est supportée par des recherches à l'échelle internationale (IPCC, 2001, 2007) qui relient, pour la majorité, ce phénomène à la hausse de la concentration des gaz à effet de serre (GES), principalement d'origine anthropique, dans l'atmosphère terrestre (Villeneuve and Richard, 2005). Ces études sont suffisamment crédibles pour que les parties à la convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques (CCNUCC) mettent en œuvre le Protocole de Kyoto (PK) à partir du 16 février 2005. Ce traité oblige les pays signataires de l'annexe 12 à trouver des moyens pour réduire leurs émissions de GES, mesurées en CO₂ équivalent (CO₂ eq), de 5.2 % en moyenne sous le seuil de 1990 entre 2008 et 2012 et à rendre compte de l'évolution du bilan de leurs émissions annuellement.

²

L'annexe 1 de la CCNUCC comprend les pays industrialisés qui ont convenu en 1992 de leur responsabilité historique quant à l'augmentation des GES dans l'atmosphère. Ces pays se sont ensuite inscrits à l'annexe B du PK en 1997. Les pays de l'annexe B du PK se sont engagés à atteindre une cible contraignante pour le niveau de leurs émissions de GES en équivalent CO₂ pour la période de référence 2008-2012.

Les émissions de GES sont principalement associées à l'utilisation de combustibles fossiles, mais aussi au changement de vocation des terres, et en particulier à la déforestation. En ce qui concerne le secteur des bâtiments, au Canada, une estimation rapide de Lucuik et al. (2005) suggère que ce dernier, incluant le chauffage et la climatisation, est responsable de:

- 35 % des GES émis ;
- 33 % de la production totale d'énergie pour usage interne ;
- 50 % des ressources naturelles extraites ;
- 25 % des matières enfouies.

Ces chiffres seraient encore plus élevés si l'énergie nécessaire pour fabriquer, raffiner et transporter les carburants utilisés était incluse dans ce portrait statistique (Lucuik et al., 2005). Néanmoins, ces valeurs sont suffisantes pour démontrer l'importance du secteur de la construction en termes d'impact environnemental et justifier son évaluation pour en diminuer les effets. Comme le GIEC (1997) reconnaît que la manufacture du

matériaux bois requiert normalement moins d'énergie que ses concurrents, il est intéressant de se pencher sur les avantages qu'il pourrait offrir dans le secteur du bâtiment.

1.3 FORÊT ET CYCLE DU CARBONE

Cette partie est inspirée de Gaboury (2007).

Actuellement, le bois se démarque comme le seul matériau de construction important qui soit renouvelable (CWC, 2004). En effet, dans un écosystème forestier, la végétation assimile du CO₂ de l'atmosphère lors de la photosynthèse. Le C est alors transféré d'un état oxydé (CO₂) en divers types de forme réduite et est stocké dans les feuilles, les branches, le bois, l'écorce et les racines. En moyenne, c'est entre 50 et 120 tonnes de C par hectare qui seraient stockées dans la végétation forestière dans le monde selon le Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC) (IPCC, 2000), pour un total estimé à plus de 283 Gt et 638 Gt en comptabilisant le stock de carbone dans le sol dans le Global Forest Ressources Assessment 2005 de la FAO(2006). Il est estimé à 1,1 Gt de C les pertes annuelles dans le secteur forestier causées par la déforestation et la dégradation des milieux forestiers.

Les forêts du monde auraient environ le même potentiel de séquestration annuelle que les océans, avec une séquestration nette moyenne de 3 Gt/an dans l'atmosphère

(Schulze et al., 2000). Les forêts boréales à elles seules couvrent 14.5 % du territoire terrestre (Melillo et al., 1993), contiennent 26 % du C stocké dans les écosystèmes de la planète (Dixon et al., 1994) et 31 % de la quantité de C stocké dans les sols forestiers (Gower et al., 1997). La quantité de C dans le sol représente la moitié de ce qu'il y a dans l'atmosphère et trois fois ce que séquestre la végétation (IPCC, 2001). Le carbone contenu dans le sol est exclu du cycle global du carbone pour une longue période (Eriksson et al., 2007) en raison de la très lente dégradation de la matière organique des sols (IPCC, 2001). Il est communément reconnu que la récolte forestière affecte le C organique des sols en retirant de la litière, ajouté à une possible accélération de la décomposition de la matière organique (Covington, 1981).

Lorsqu'un territoire subit une perturbation importante (feux, récolte, etc.), le C ainsi accumulé retourne dans l'atmosphère plus ou moins rapidement, en fonction de la vitesse de décomposition, de la végétation, de son accumulation dans la litière et le sol, et de l'utilisation anthropique de la matière ligneuse s'il y a lieu. Ce qui nous amène à la question, encore discutée, de la permanence et des difficultés à comptabiliser et reconnaître les crédits de C, en comparaison avec les projets de séquestration permanente. Van Kooten (2009) avance que la séquestration biologique n'est pas rentable en raison de la haute incertitude et des coûts de transaction élevés. Marland et Marland (2009) dans leurs réponses à van Kooten, soutiennent que les deux types de crédits (permanent et temporaire)

ont leurs places sur le marché des échanges. Ils suggèrent une méthode de location de crédit C dont le prix dépendrait de l'ensemble des paramètres d'incertitudes et de la durée de la séquestration (Sedjo and Marland, 2003).

1.4 LA RECONNAISSANCE DU MATÉRIAUX BOIS COMME RÉSERVOIR DE CARBONE: LES MÉTHODES QUANTITATIVES AU NIVEAU INTERNATIONAL

Le C séquestré par les produits du bois est parfois ignoré en raison de la faible importance relative de ce réservoir. Il peut être écarté à cause de la complexité de la quantification et c'est une source de désaccord, car il n'y a pas encore de consensus afin de reconnaître les crédits de C (Marland et al., 2010).

Skog et Nicholson (1998) avaient estimé à 2,7 Pg de C, avec une augmentation annuelle de 0,06 Pg, le stock de C dans les produits en bois, les papiers et les sites d'enfouissement aux États-Unis en 1990. Plus récemment, en 2000, Pingoud et al. (2003) ont avancé que l'accroissement mondial de C séquestré par les produits du bois était de 0,71 Pg C par an, divisé en 0,37 Pg par l'utilisation de biocarburant et 0,34 Pg grâce à des bonnes pratiques de l'industrie forestière.

Le C stocké par les produits du bois annuellement peut représenter jusqu'à 30 % des émissions de CO₂ national des principaux pays producteurs (ex. Canada, Finlande, Nouvelle-Zélande et Suède) (Pingoud et al., 2003).

Marland et al. (2010) trouvent discutable la méthodologie de quantification de la séquestration de C par les produits du bois énoncée dans le guide pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre (IPCC, 1997), qui considère que le bois se dégrade dans l'année où il est coupé, sans accumulation de C dans les produits du bois. Seuls les pays en mesure de documenter leur réservoir de C par les produits de bois peuvent les inclure dans leur inventaire.

En 1998, le GIEC, l'Organisme de Coopération et de Développement Économique (OCDE) et l'Agence Internationale de l'Énergie (IEA), ont organisé une rencontre à Dakar concernant les flux de C par l'utilisation des produits du bois (Brown et al., 1999). Lors de cette réunion, trois approches ont été proposées, mais il n'y a pas eu de consensus sur celles à recommander. Ces trois approches sont bien documentées (Brown et al., 1999; Niles and Schwarze, 2001; Pingoud et al., 2003; UNFCCC, 2003, 2004; Dias et al., 2007; Hashimoto, 2008).

- Approche par changement de stock : considère les échanges nets de C à l'intérieur des frontières. Les émissions sont comptabilisées dans le pays où le bois est utilisé.
- Approche production : comptabilise les échanges carboniques des produits du bois dans le pays producteur. Dans ce cas, les flux de C sont alloués au pays dans lequel le bois a poussé.
- Approche par flux atmosphérique : estimation des échanges de C entre le secteur forestier et l'atmosphère à l'intérieur des frontières d'un pays. Selon cette approche, les émissions dues à la dégradation sont attribuées aux pays consommateurs. En pratique, cette approche égale à l'estimation par changement de stock auquel il faut ajouter les exportations nettes de C des produits du bois (Hashimoto et al., 2002).

Les enjeux sont avant tout politiques et économiques en ce qui a trait à cette question d'inclure les produits du bois dans les inventaires nationaux. Les importateurs nets de bois seront avantageés par la méthode dite de changement de stock, alors que les exportateurs seront favorisés par la méthode des flux atmosphériques (Green et al., 2006). La principale source de discorde concernant la comptabilisation des émissions de C par la récolte forestière et la séquestration du C par les produits du bois est l'attribution aux différentes parties, producteur ou consommateur (Marland et al., 2010).

D'après Nabuurs et Sikkema (2001), pour arriver à une reconnaissance de la séquestration par les produits du bois, des recherches doivent être encore menées sur différents paramètres, comme la décomposition et l'efficacité de conversion. Ils rappellent également que le bois apparaît dans deux chapitres du guide pour les inventaires nationaux du GIEC. Cela crée une ambiguïté causée par la contradiction entre le chapitre énergétique et la section forêt et produits forestiers. D'après Niles et Schwarze (2001), une méthode quantitative simple et précise encouragerait les pratiques durables.

Les discussions sont encore en cours depuis la rencontre de Dakar. L'UNFCCC (2008) continue de suggérer les approches de comptabilisation des flux de C par l'utilisation des produits du bois, nommé décomposition simple. D'après Marland et al. (2010), une décision aurait dû être prise lors de la quatrième session de la conférence des parties qui s'est déroulée à Copenhague en décembre 2009. Malgré les préparations du côté européen (CEI-Bois 2009; Council of the european union 2009), il ne semble pas que le consensus ait été trouvé en décembre 2009.

Par manque de données, il est difficile de réaliser des ACV pour l'instant et de prédire précisément l'incidence sur le bilan C de l'inclusion du matériau bois au Québec. Les émissions nécessaires à sa transformation et les pertes occasionnées dans les usines devront être prises en compte, de même que le réservoir de C contenu dans les matériaux en

fonction de leur durée de vie. De plus, si le matériau bois est utilisé en substitution de l'acier ou du ciment, d'autres réductions de GES pourraient être créditées à l'utilisation du matériau bois (Schlamadinger and Marland, 1996). En effet, la substitution par le bois de matériaux, dont l'énergie de production est basée sur des combustibles fossiles, permet aussi de décroître les émissions de C dans l'atmosphère (Lippke et al., 2004).

2 PERFORMANCE ENVIRONNEMENTALE DU MATERIAUX BOIS

Ces dernières années, de plus en plus de personnes commencent à prendre conscience des impacts environnementaux de notre mode de vie. De façon générale, la production industrielle est énergivores et consommateur de nombreuses ressources. De plus, les écosystèmes ont une capacité de support qui est limitée. Pour réduire notre empreinte, nous devons consommer des produits avec une meilleure performance environnementale avec une approche de cycle de vie. Il faut pour cela fournir à la gouvernance des informations concernant les impacts environnementaux et des outils d'aide à la décision (Conklin and Stalker, 1996).

Les produits issus du bois ont deux avantages environnementaux principaux, le premier est qu'il s'agit d'une ressource renouvelable. À condition d'en gérer l'exploitation de façon durable. La gestion durable des surfaces forestières permet également de neutraliser

les échanges de C entre l'atmosphère et les écosystèmes forestiers. Le second avantage est que la fabrication de matériaux de construction en bois nécessite moins d'énergie que les matériaux compétiteurs. De plus, l'industrie forestière utilise ses résidus à des fins énergétiques ce qui permet de réduire les émissions de GES (Petersen and Solberg, 2002).

2.1 BILAN CARBONE

Dans le guide des bonnes pratiques concernant l'usage et le changement de vocation des terres et de la foresterie (IPCC, 2003), on distingue cinq réservoirs forestiers : la biomasse aérienne, la biomasse souterraine, le bois mort, la litière et la matière organique des sols. Un sixième réservoir, qui n'est pas explicite, concerne les produits du bois. Dans la littérature scientifique, le réservoir que représentent les produits du bois est agrégé avec les écosystèmes forestiers (Valsta et al., 2008). Pingoud et al. (2003) intègrent même les produits du bois dans la catégorie C forestier. En revanche, la substitution est considérée comme un autre réservoir. Dans cette partie consacrée au bilan C, nous reprendrons l'approche utilisée dans la littérature, en commençant par le C séquestré dans les écosystèmes forestiers, qui dépend principalement des stratégies et pratiques sylvicoles. Puis, le C séquestré grâce à l'utilisation des produits du bois. La séquestration dans les sites d'enfouissement sera traitée plus particulièrement dans la partie appelée fin de vie. Quant à la substitution de matériaux à haute intensité carbonique par des produits en bois, elle est traitée tout au long du document, mais nous nous attarderons plus particulièrement aux cas

des constructions non résidentielles, dans le paragraphe dédié à ce sujet. Enfin, le dernier réservoir des produits du bois, qui consiste à utiliser les résidus comme biocombustible dans chacune des phases du cycle de vie, sera vu dans les paragraphes suivants.

2.2 LE C FORESTIER

La récolte de ressources forestières contribue à la réduction des émissions de GES (Taylor and Van Langenberg, 2003). D'après les données du Canadian wood council (2004), dans une forêt en croissance, pour produire une livre (454 g) de bois, un arbre absorbe 1,47 livre (666 g) de CO₂ et relâche à l'atmosphère 1,07 livre (485 g) d'oxygène.

Lorsque la forêt est surannée, la décomposition entraîne une consommation d'oxygène et des émissions de dioxyde de carbone. La récolte de ces forêts matures permet de séquestrer le C dans les produits du bois plutôt que d'être réémis à l'atmosphère. De plus, comme le disent Schlamadinger et al. (1997), les bénéfices de la substitution par l'usage de matériaux bois sont cumulatifs alors que le stock accumulé dans la biomasse et les sols est limité. Laisser les terres à l'abandon et les aménagements passifs sont des solutions moins intéressantes à long terme concernant la maximisation de séquestration de C.

La totalité du réservoir des écosystèmes forestiers, incluant les bois morts, le sol et la litière, contiendrait 683 Gt de C, dont 283 Gt seraient uniquement dans la biomasse

(FAO, 2006). Cette quantité de C équivaudrait à celle contenue dans l'atmosphère (IPCC, 2001).

La figure suivante représente de façon simple les échanges carboniques entre les différents stocks de C forestiers décrits précédemment.

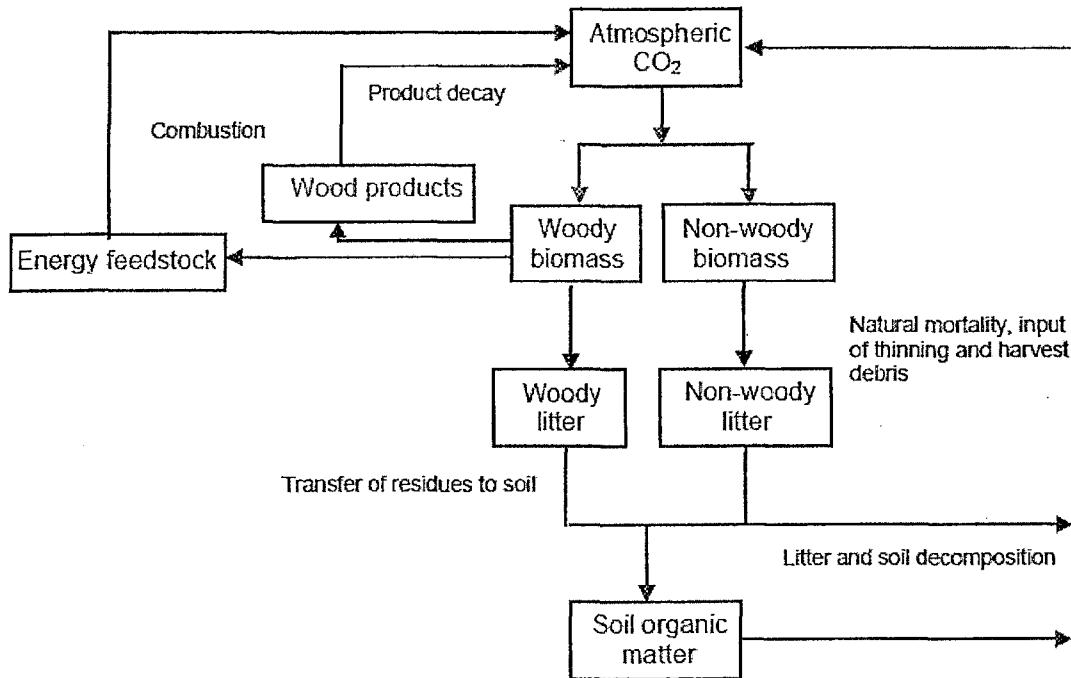


Figure 10 : Le cycle général du carbone forestier.
Source: (Dewar and Cannell, 1992).

Peu d'études ont considéré, du moins de façon explicite, les variations du stock de C des forêts, en fonction des différentes stratégies d'aménagement et l'ont fait évoluer en fonction de certaines hypothèses de rendement afin d'évaluer les répercussions d'une

utilisation accrue ou moindre du matériau bois dans la construction. Dans l'étude de Börjesson et Gustavsson (2000), le territoire forestier nécessaire pour produire le bâtiment en bois est considéré deux fois plus grand que pour le bâtiment en béton. Cependant, le potentiel de mitigation sera de deux à trois fois supérieur par superficie forestière aménagée pour la fabrication de matériau en bois si les résidus sont utilisés comme bioénergie pour déplacer des combustibles fossiles, selon les mêmes auteurs. Dans cette étude, la biomasse forestière non utilisée lors de la construction d'un bâtiment en béton est utilisée comme bioénergie. Si les peuplements forestiers sont laissés sur place, le bilan GES est supérieur pour le premier siècle, mais inférieur pour les autres rotations, lorsque la forêt aura atteint son stade de saturation en terme d'accumulation de C. Plus récemment, Eriksson et al. (2007) ont calculé le bilan C à partir d'une analyse holistique selon trois scénarios d'aménagement et de récolte sylvicole. Concernant le C organique des sols, les résultats montrent clairement que le scénario avec fertilisation des sols est le plus riche en C avec 80

⁻¹
t C.ha⁻¹ sur un horizon de 100 ans. Eriksson et al. (2007) concluent que le fait de ne pas récolter la ressource forestière devrait augmenter les émissions de C, car l'accumulation de C dans la biomasse et les sols est limitée alors que la substitution est cumulative, ce qui présente plus d'intérêt à long terme.

Les figures qui suivent montrent deux scénarios d'accumulation de C par la substitution.

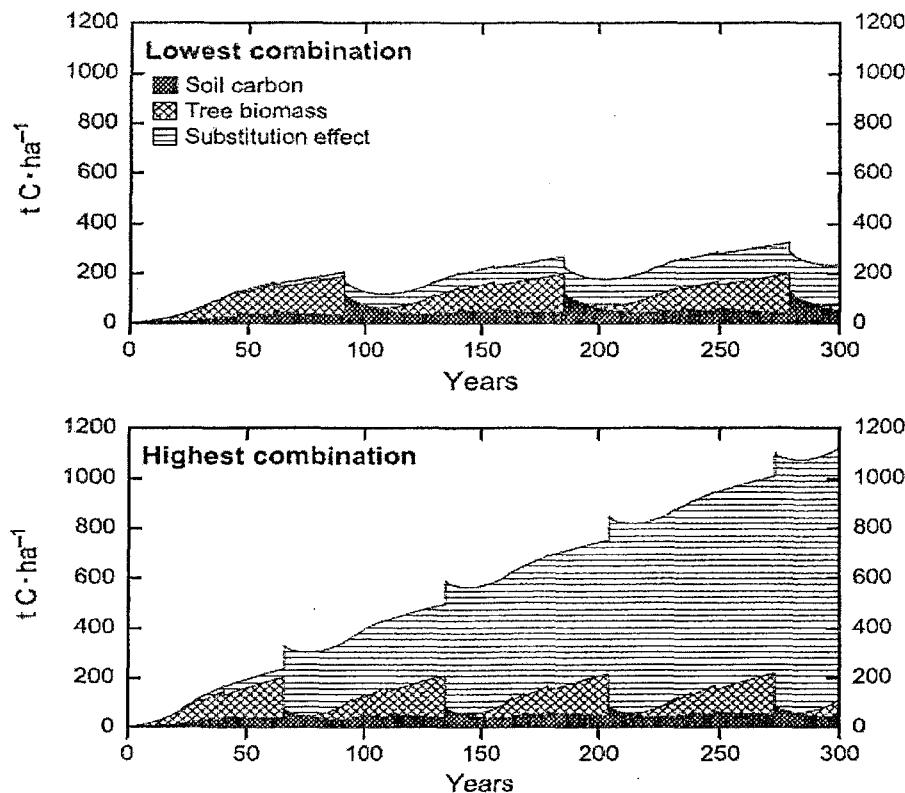


Figure 11 : Accumulation dans le temps des stocks de C dans le sol, la biomasse et la réduction des émissions par la substitution. La plus basse accumulation représente le scénario avec un aménagement traditionnel, dans lequel les branches et souches sont laissées sur le parterre, et le combustible de référence est le gaz naturel. La plus haute accumulation est obtenue avec le scénario où un fertilisant est épandu, les branches et souches sont utilisées comme biocombustible, les produits sont utilisés dans le domaine de la construction et que le combustible de références est le charbon.

Source: (Eriksson et al., 2007).

Les résultats de CORRIM indiquent que même avec une rotation courte entre les récoltes, cela contribue à réduire les émissions de C globalement, puisque les impacts liés à la réduction de l'utilisation de produits non forestiers énergivores surpassent la réduction du stock de C en forêt (Perez-Garcia, Lippke, Comnick, et al., 2005). En allongeant la rotation entre les récoltes, cela augmente d'autant plus la quantité de C stockée dans les forêts aménagées du SE et particulièrement du NO des États-Unis (Perez-Garcia et al.

2005 b; Upton et al. 2006). Lorsque seul le stock de C forestier est comptabilisé dans les calculs d'ACV, plus la rotation entre les récoltes est grande, plus la réduction des émissions de GES est efficace, car le réservoir de C de l'écosystème forestier continue d'augmenter et se rapproche de son maximum théorique (tableau 1). Lorsque les produits forestiers sont considérés, et même si le rythme d'exportation est plus élevé que la croissance, les activités de transformation et la décomposition des produits limitent la quantité de C retirée de l'atmosphère. D'après le tableau 1, le plus gros potentiel d'atténuation se retrouve dans le remplacement de matériaux en béton ou en acier, normalement utilisés en construction. En supposant une augmentation de l'utilisation du matériau bois aux dépens de l'acier ou du béton, équivalent à quelques pourcents seulement de la masse totale du bâtiment, les diminutions de GES engendrées par la manufacture de ce nouveau ratio de matériaux surpasseraient les pertes de C forestier. En tenant compte de cet effet, plus la rotation entre les récoltes est courte, plus le bilan GES est favorable globalement. Plus l'horizon de temps considéré dans l'analyse est élevé, plus l'effet de substitution et le stock de C des matériaux prennent de l'ampleur par rapport au stock de C forestier. Ce dernier tend à se stabiliser dans le temps lorsque la forêt devient mature, alors que les effets de substitution et de séquestration s'accumulent avec les années. Selon Perez-Garcia et al. (2005), c'est seulement lorsque la substitution des produits non renouvelables est considérée dans l'analyse que les résultats démontrent le plein potentiel de réduction des GES des activités forestières et de l'utilisation du matériau bois en construction.

Les estimations du rapport de Upton et al. (2006), assument que 20 % des la biomasse récoltée est considérée comme « perdu », c'est-à-dire qui ne répondent pas aux exigences du marché. Cet aspect de grande importance est difficile à évaluer, mais on doit considérer qu'en diminuant la demande, les incitations pour garder une forêt aménagée vont diminuer et le territoire pourrait être dirigé vers d'autres vocations. Plusieurs des autres vocations possibles pourraient résulter en une perte permanente du C sur le territoire. Dans cette étude, il est considéré que 20 % du territoire perdra sa vocation forestière. Ce taux de fuite est parmi les plus bas répertorié dans la littérature par Murray et al. (2004). Cette valeur est très importante pour la région du NO mais n'a qu'une influence négligeable pour le SE (Upton et al., 2006).

Tableau 5 Quantité de C contenue dans les différents stocks, pour un hectare de forêt, en fonction de l'horizon de temps considéré dans les calculs et de la longueur de la rotation entre les récoltes (extrait de Perez-Garcia et al. (2005)).

Stocks de C	Quantité moyenne annuelle (t C / ha de forêt)	
	0-80	0-165
<i>Rotation 45 ans</i>		
Forêt	67	75
Produits	25	51
Effet de Substitution	73	234
<i>Total</i>	165	360
<i>Rotation 80 ans</i>		
Forêt	107	111
Produits	11	47
Effet de Substitution	33	191
<i>Total</i>	151	349
<i>Rotation 120 ans</i>		
Forêt	107	121
Produits	11	41
Effet de Substitution	33	167
<i>Total</i>	151	329
Forêt sans récolte	124	239

2.3 LE C DES PRODUITS DU BOIS

Le bois est le seul matériau de construction à contenir une importante quantité de C. D'autres matériaux compétiteurs sont constitués en partie de C, comme l'acier, mais les proportions ne sont vraiment pas significatives (Buchanan and Levine, 1999). Birdsey (1992) rapporte que dans les travaux de Houghton en 1985 (référence non trouvée), l'estimation de C contenu dans les arbres est généralement comprise entre 45 % et 50 %. Plus spécifiquement pour l'Amérique du Nord, les résultats des travaux de Koch datant de 1989 (référence non trouvée), présentent le pourcentage de C dans les résineux était de 52,1 et de 49,1 pour les feuillus, avec de légères variations d'une région à l'autre. La majorité de la communauté scientifique utilise une teneur massique de 50 % de C pour le bois sec (ex. Brown, 1997; Eriksson et al., 2007; Thomas and Malczewski, 2007) et pour une durée de vie utile des matériaux de construction donnée pour 75 ans (Wilson and Dancer, 2005a; Winistorfer et al., 2005). D'autres utilisent des taux qui leurs sont propres, mais toujours dans le même ordre d'idée. Buchanan et Levine (1999) par exemple estiment que chaque mètre cube de résineux contient 250kg (55 % de C et une masse volumique sèche de 450 kg/m³). Le tableau suivant extrait de Dias et al. (2007) compile les masses volumiques et la teneur en C de différents produits en bois.

Tableau 6 : Compilation des masses volumiques et de la teneur de C de différents produits en bois.

HWP	Conversion factor to dry weight ^a	Carbon fraction (dry basis)
Roundwood		0.50 ^b
Coniferous	0.45 ^c	
Deciduous	0.55 ^d	
Other industrial wood		0.50 ^b
Coniferous	0.45 ^e	
Deciduous	0.55 ^e	
Chips and particles	0.50 ^{e,f}	0.50 ^b
Wood residues	0.50 ^{e,f}	0.50 ^b
Sawnwood		0.50 ^b
Coniferous	0.45 ^e	
Deciduous	0.55 ^e	
Veneer sheets	0.50 ^{e,f}	0.50 ^b
Plywood	0.50 ^{e,f}	0.44 ^e
Particle board	0.65 ^e	0.44 ^e
Fibreboard		0.40 ^e
Hardboard	0.85 ^f	
MDF	0.70 ^f	
Insulating	0.24 ^e	
Wood pulp	0.90 ^e	0.40 ^e
Recovered fibre pulp	0.90 ^e	0.40 ^e
Recovered paper	0.92 ^e	0.34 ^e
Paper and board	0.92 ^e	0.34 ^e
Finished solid wood products	0.50 ^{e,f}	0.50 ^b
Finished paper products	0.92 ^e	0.34 ^e

^a Unit for solid wood: Mg dry matter m⁻³; unit for pulp and paper:
kg dry matter kg⁻¹.

^b Winjum et al. (1993) and IPCC (2003).

^c Malo and Pastor (1982) and Fonseca (1989).

^d Goes (1991) and Valente et al. (1992).

^e Information provided by the Portuguese forest product industry.

Source: Dias et al. (2007)

Pour prendre l'exemple de l'essence la plus couramment utilisée dans le Nord du Québec, l'épinette noire. La masse volumique moyenne de l'épinette noire sèche est de 406 kg/m³ (Zhang and Koubaa, 2009). La quantité de C contenue dans un mètre cube d'épinette noir est ainsi de 203 kg de C soit 745 kg de CO₂³.

Dans le domaine de la construction, l'usage croissant de matériaux bois est un moyen de réduire les émissions de CO₂ (ex. Pingoud and Lehtilä, 2002; Gustavsson et al., 2006). En effet, l'utilisation de bois dans les constructions a une influence sur le bilan C de trois façons : la production de matériaux bois nécessite moins de combustibles fossiles, plus de biocarburants sont issu de la chaîne de production et la séquestration physique de C du bois dans la construction (Eriksson et al., 2007).

Pour la majeure partie, les produits du bois analysés individuellement séquestrent plus de CO₂ en eux qu'il en est émis pour leur transformation, contrairement aux autres types de matériaux. De plus, la majorité des GES émis par l'industrie forestière sont dus à la combustion de carburant fossile (Miner and Perez-Garcia, 2007).

³ La masse molaire du carbone est de 12, celle de l'oxygène est de 16, donc la masse atomique du CO₂ est de 44. Pour obtenir la quantité de CO₂ dans le carbone, on multiplie par le facteur de conversion de 3,67 (44/12).

Pingoud et Lehtila (2002) ont calculé un rapport carbonique basé sur les émissions des combustibles fossiles et de l'énergie primaire consommée pour la production des matériaux bois et du papier. Ils avancent qu'en 1995, en Suède, les émissions de C des combustibles fossiles jusqu'à la fin de vie ont un facteur de l'ordre de 0,07 pour le bois solide et entre 0,3 et 0,6 pour le papier. Cela signifie que pour la séquestration d'une tonne de C dans un produit du bois, 0,07 t C sont émises lors de la transformation par les combustibles fossiles. En maximisant la consommation de biomasse résiduelle, en substitution des combustibles fossiles, tout au long de la chaîne de production des matériaux en bois, cela réduirait d'autant les émissions de GES. Quant à l'énergie primaire, la consommation serait de l'ordre de 2 MWh/t C pour les produits du bois. Sedjo (2002) rappelle à juste titre que l'intensité carbonique dépend avant tout du type de production énergétique, en reprenant les exemples du nucléaire et de l'hydroélectricité, les émissions directes de CO₂ sont considérées comme nulles.

Pour comptabiliser les émissions de GES d'une construction, Parfitt (2010) considère la production, le transport, la construction, la maintenance et la fin de vie des matériaux. De façon générale, le bois est largement meilleur que le vinyle, le plâtre, la brique, l'aluminium et les autres matériaux (Carnow, 2008). Le cycle de vie des matériaux utilisés dans les constructions qui maximisent l'utilisation du bois rejette entre 20 % (Upton et al., 2006) et 50 % (Fossdal, 1995) moins de GES que celui des bâtiments maximisant les

matériaux en acier. L'étude canadienne consultée (CWC, 2002) est située dans la moyenne de cet écart. Dans le cas d'une substitution du béton, l'utilisation du bois rejette entre 50 % (Upton et al., 2006) et 85 % (CWC, 2002) moins de GES. Appliqués à l'échelle nationale aux États-Unis, soit 1,5 million de chantiers par an, les chiffres précédents peuvent se traduire par des réductions de plusieurs millions de tonnes de CO₂ éq. pour le secteur de la construction (Upton et al., 2006). Buchanan et Levine (1999) ont déterminé qu'une augmentation de 20 % de bois dans le domaine de la construction pourrait réduire de 1,5 % la consommation de combustible fossile et par conséquent 1,5 % des émissions de GES de la Nouvelle-Zélande pourraient être évitées. Sedjo (2002) cite des résultats d'études dans d'autres pays : Suzuki et al. (1995) au Japon, de Marcea et Lau (1992) au Canada et de Pingoud et Perala (2000) en Finlande.

Plus récemment, Pingoud et al. (2003) ont estimé que le stock de C dans les constructions finlandaises représentait 2,4 % du réservoir des écosystèmes forestiers finlandais. Entre 75 et 80 % des constructions finlandaises contiennent du bois, soit 1,9 milliard de mètres cube en 2000. Pingoud et al. (2003) font remarquer que ce n'est vraiment pas le cas dans le reste de l'Europe, où seulement 5 % des nouveaux bâtiments ont une ossature en bois. Dans les études européennes, le niveau des émissions de GES est compris entre 30 et 130 kg CO₂ éq. par m² de surface de bâtiment où le matériau bois est optimisé au détriment de l'acier et du béton. En tenant compte des effets de substitution et de la

séquestration dans les matériaux, un bâtiment maximisant le matériau bois peut avoir un bilan GES négatif si les débris de construction sont utilisés pour faire de l'énergie et remplacer des combustibles fossiles. Autrement dit, le cumul de la quantité de CO₂ éq. séquestrée dans les matériaux et des émissions de CO₂ évitées grâce à la valorisation des résidus de biomasse peut être supérieur aux émissions de CO₂ éq. provenant de l'utilisation de combustibles fossiles pour l'ensemble du cycle de vie du bâtiment, excluant son occupation.

Le tableau qui suit offre un résumé des résultats de la majorité des publications abordant le sujet des émissions de C évitées grâce à l'utilisation des produits en bois. Ces estimations sont assez variables, allant du négatif avec 2,33 t de C émis, jusqu'à 15 tonnes de C évitées par tonne de C dans le bois utilisé dans la construction. Cette grande variabilité s'explique par le nombre incommensurable de scénarios retenus. Il est plus réaliste de conserver en mémoire la moyenne des scénarios intermédiaires, qui est estimée à 2 tonnes de C évitées par tonne de C dans le bois utilisée dans la construction.

Tableau 7 : Tableau résumant les estimations de facteurs de réduction de la substitution par des produits du bois. Le facteur est exprimé en tonne de C évitée par les tonnes de C dans le bois utilisées.

Reference	Application	Estimates		
		Low	Middle	High
Börjesson and Gustavsson, 2000	Apartment building	-2.33	4.21	7.48
Buchanan and Levine, 1999	Hostel building		1.05	
	Office building	1.13	1.17	1.20
	Industrial building		1.60	
	House	-0.55	3.57	15.0
Eriksson, 2003	European construction sector	1.36	1.66	1.95
Eriksson <i>et al.</i> , 2007	Construction materials	4.43	5.97	7.50
Gustavsson <i>et al.</i> , 2006	Apartment building 1	1.94	3.76	5.58
	Apartment building 2	0.37	1.82	3.27
Gustavsson and Sathre, 2006	Apartment building	-0.10	2.30	7.33
Jönsson <i>et al.</i> , 1995	Solid wood flooring	0.01	0.21	0.32
Koch, 1992	Mixture of wood products		2.20	
Künniger and Richter, 1995	Utility pole (treated roundwood)	0.58	2.47	4.36
	Utility pole (glulam)	0.14	1.98	3.82
	400V transmission line	1.53	2.73	3.92
	20 kV transmission line	1.03	3.39	5.75
Lippke <i>et al.</i> , 2004	House	0.92	1.57	2.21
Petersen and Solberg, 2002	Roof beams	-0.76	0.40	1.27
Petersen and Solberg, 2003	Wood flooring	-0.76	0.36	1.15
Petersen and Solberg, 2004	Wood flooring	0.08	1.72	12.9
Petersen and Solberg, 2005	Review of Scandinavian studies	-0.88	0.66	3.02
Pingoud and Perälä, 2000	Finnish construction sector	0.45	1.09	4.05
Scharai-Rad and Welling, 2002	House 1	0.32	0.64	0.96
	House 2	2.25	2.76	3.27
	3-storey building	1.46	2.26	3.06
	Warehouse	0.66	1.21	1.77
	Window frame	2.74	4.15	5.56
Sedjo, 2002	Utility poles		1.59	
Upton <i>et al.</i> , 2006	House 1	-0.008	0.40	2.16
	House 2	2.75	2.85	6.63
Valsta, 2007	Literature survey	1.00	2.00	3.00
Werner <i>et al.</i> , 2005	Swiss construction sector		1.60	
Averages		0.7	2.0	4.4

Source : FPInnovation (2008)

Si on reprend notre exemple de l'épinette noire, nous avions vu qu'il y a 0,203 t de C par mètre cube, on peut donc spéculer à partir de la moyenne des études réalisées à travers le monde que le cycle de vie complet d'un mètre cube d'épinette noire pourrait éviter 0,406 t de C, ou encore 1,49 t de CO₂.

2.4 AUTRES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

Parmi les autres indicateurs normalement mesurés dans une ACV, bien que le nombre d'études ayant traité de ceux-ci soit très peu élevé, le bois émet généralement moins de SO₂ et génère beaucoup moins de déchets dans l'eau et sous forme solide. Les impacts sur l'acidification (liés au rejet de SO₂ et de NOx), l'eutrophisation et la formation d'ozone photochimique varient en fonction des produits, mais les comparaisons sont majoritairement favorables aux matériaux en bois.

De façon générale, la consommation énergétique tout au long du cycle de vie d'un matériau est intimement liée à la pollution engendrée par les produits dangereux. En d'autres termes, les produits les moins énergivores sont ceux qui ont le moins d'impact sur l'environnement (Erlandsson et al., 1992). D'après cette étude suédoise, le bois ne fait pas exception, il est moins néfaste pour l'environnement, car la fabrication d'un poteau en bois consomme moins d'énergie que ceux faits en acier, béton ou aluminium. Cependant, le bois traité ou verni peut avoir un impact toxicologique relativement important pour l'humain, entre autres par le rejet atmosphérique de composés organiques volatils (COV) et de composés photooxydants. Une analyse de cycle de vie Suisse, également sur des poteaux de différents types, conclue que malgré les traitements appliqués sur le bois qui sont néfastes à l'environnement, il faut continuer à faire des recherches pour favoriser ce matériau qui

séquestre du C (Kunniger and Richter, 1995). Dans la conclusion de leur étude sur les bois traités, Conklin et Stalker (1996) affirment que le traitement du bois est bon pour l'environnement, car le traitement du bois demande moins d'énergie que les matériaux concurrents.

L'étude de Nebel et al. (2006) se concentre sur l'ACV de différents types de planchers en bois produits en Allemagne. La consommation d'énergie et l'utilisation de solvants se sont révélées les activités les plus significatives de cette ACV. Les rejets de photooxydants, la pose, la finition de surface et la rénovation se sont révélés les processus les plus dommageables (96 % du total). La normalisation des résultats a démontré que la formation de photooxydants (PO) était probablement la catégorie d'impact la plus importante dans cette ACV. Les PO peuvent être grandement réduits en fonction du choix de colle et de vernis appliqués à chacune de ces trois étapes. Les NOx proviennent de la production d'énergie et les SO₂ proviennent des combustibles fossiles (production, énergie et transport) (Nebel et al., 2006). 90 % des impacts liés à l'eutrophisation sont causés par les NOx. Ces composés sont aussi les principaux contributeurs de l'acidification. Comparativement à d'autres secteurs de l'économie en Allemagne, ces impacts sont cependant peu significatifs (Nebel et al., 2006).

Le tableau suivant, extrait de la publication de Taylor et van Langenberg (2003), montre les résultats assez évocateurs de la différence entre les émissions de différents polluants pour la construction d'un mur intérieur en bois et en acier, sur un cycle de vie.

Tableau 8 : Comparatif des émissions de différents polluants dans le cycle de vie de mur en bois et en acier.

Emission	Wood Wall	Steel Wall
CO ₂ (kg)	305	965
CO (g)	2450	11800
SO _x (g)	400	3700
NO _x (g)	1150	1800
Particulates (g)	100	335
VOCs (g)	390	1800
Methane (g)	4	45

Source: Taylor and van Langenberg (2003).

2.5 PERFORMANCE ENVIRONNEMENTALE DES PRODUITS DU BOIS DANS LE DOMAINE DE CONSTRUCTION

Les travaux de recherche menés ces dernières décennies, principalement en Europe, en Amérique du Nord et en Australie, ont permis d'accumuler beaucoup d'informations sur les avantages environnementaux des produits du bois, en comparaison avec les produits de substitution (Werner and Richter, 2007). Il est largement reconnu que les matériaux bois sont de faibles consommateurs énergétiques tout au long de leur cycle de vie et sont de faibles émetteurs de C (ex. Boyd et al., 1976; Buchanan and Levine, 1999; Gustavsson et al., 2009).

Très récemment, Lu et al. (2009) ont exprimé leur urgence de réconcilier la protection de l'environnement et la conservation des ressources avec le développement économique. Beaucoup d'outils ont été développés pour quantifier les impacts des produits et des procédés industriels (Vis et al., 2008).

Afin de distinguer les impacts environnementaux de chacune des étapes du cycle de vie, communément appelées du berceau au tombeau, des constructions non résidentielles, le plan de ce chapitre reprend les phases dans l'ordre chronologique. Les étapes de transport, qui entrecoupent chacune des phases, ont été intégrées dans les paragraphes.

2.5.1 RÉCOLTE FORESTIÈRE

Le volume marchand de bois au Canada a été estimé à 107,7 Mt secs par an, dont 89 Mt de bois scié (34 Mt de copeau, 36 Mt en planche et 19 Mt de résidus), 15 Mt pour les pâtes et papiers, 2,1 Mt sont utilisés pour les autres produits (poteaux, planches recomposées...) et 1,6 Mt comme biocarburant (Tampier et al., 2004). 70 % des résidus de scierie revalorisés pour des sous-produits ou en énergie et les autres 30 % sont enfouis ou brûlés sans valorisation. Ce taux de revalorisation varie de 51 à 73 % dans les années 90, Hatton (1999) avance comme raisons des avancées technologiques et l'augmentation de l'utilisation dans les sous-produits du bois et en énergie.

Le Canadian Wood Council rapporte que les effets de la récolte forestière ont des impacts sur l'environnement (CWC, 2004). Dans cette série de rapport, il est mis en évidence que les impacts sur les écosystèmes forestiers peuvent considérablement varier d'un entrepreneur à l'autre en fonction de la qualité des pratiques sylvicoles. Une comparaison avec la récolte de l'industrie minière qui est reconnue pour être plus intensive en découvrant totalement une surface limitée, mais moins extensive que la récolte forestière qui couvre un plus grand territoire, mais de façon temporaire.

L'intensification de la sylviculture a été assez peu étudiée et majoritairement en Scandinavie (ex. Lippke et al., 2005; Eriksson et al., 2007). Hennigar et al. (2008) ont

proposé un nouveau modèle afin de maximiser la séquestration de C adapté au Nouveau-Brunswick. Ils concluent sur deux stratégies permettant d'augmenter respectivement de 5 et 6 % le réservoir de C forestier, en maximisant le C forestier et des produits du bois, alors que la seconde prend en considération en plus la substitution. Il est scientifiquement reconnu que la récolte forestière a des effets négatifs principalement en dégradant la matière organique des sols (ex. Jurgensen et al., 1997), la biodiversité (ex. Armsworth et al., 2004) ou encore la ressource hydraulique (Dias et al., 2007). En plus d'avoir des impacts socio-économiques positifs (ex. ADEME, 2000; MRNF, 2008), de nombreux chercheurs s'accordent à dire que la substitution matérielle et énergétique est une stratégie plus viable à long terme que la séquestration de C (ex. Niles and Schwarze, 2001; Valsta et al., 2008). Pour Niles et Schwarze (2001), les projets forestiers sont holistiques, il faut composer avec les bioénergies, une industrie durable du bois, la conservation et la séquestration du C.

Dans un rapport de l'European Forest Institute, Schwainger et Zimmer ont déterminé qu'en moyenne la consommation des opérations de coupe et de débardage est en Europe de 0,83 kg de carburant par mètre cube de bois rond et celle-ci varie entre 0,53 à 1,58 kg de combustible. Schwainger et Zimmer (2001) ajoutent que les opérations forestières ne représentent qu'entre 25 et 75 % de l'énergie solaire emmagasinée dans le bois. En Suède, Athanassiadis (2000)(2000) a mesuré que la consommation d'un mètre

cube écorcé était de 82 MJ. La moyenne d'énergie investie, sur le cycle de vie, était respectivement de 85,5 MJ/m³ et 97,3 MJ/m³ en Suède et en Irlande (Klvac et al., 2003). Ces valeurs sont basées sur des consommations entre 1 283 et 1 731 litres de diesel par 1000 m³ pour la coupe et entre 750 et 1 364 litres pour 1000 m³. Dans leur étude, Taylor et Van Langenberg (2003) avancent que la récolte de feuillu consomme plus de diesel que la récolte de résineux, sans quantification. 11 % de la consommation énergétique des opérations forestières serait attribuable aux différentes machineries et leur maintenance (Gaboury et al., 2009).

Freitas, en 2004 (disponible uniquement en portugais), a déterminé une corrélation entre la puissance et la consommation de la machinerie utilisée lors des opérations forestières qui permet de faciliter les calculs lors des inventaires: $C = 0,1 \times P$, où C est la consommation en litre par heure et P étant la puissance des moteurs, exprimée en kW⁴. C'est une simplification qui a été utilisée par Diaz et al. (2007) pour comptabiliser les émissions de GES des opérations forestières du Portugal.

D'un point de vue des émissions de GES, les opérations forestières ne dépasseraient pas les 0,5 % du C séquestré dans le matériau bois (Karjalainen et al., 2001). D'après Klvac et Skoupy (2009), les émissions de CO₂ pour les opérations forestières sont de 9,63 kg/m³.

⁴

(1 kW = 0.746 hp)

Des choix technologiques pourraient augmenter l'éco-efficacité et par conséquent diminuer ce taux d'émission.

Aussi faible que cela puisse paraître, les émissions dues aux opérations forestières peuvent avoir une influence sur les inventaires nationaux des pays dont le secteur forestier est important. Comme le mentionne Athanassiadis (2000), la coupe et le débardage ont représenté 1 % des émissions de CO₂ et 1,6 % des NOx de la Suède en 1998.

2.5.2 TRANSPORT FORETIER

La détermination des impacts environnementaux engendrés par la phase de transport forestier se limite généralement à la comptabilisation de la consommation de carburant des camions qui acheminent les troncs jusqu'à l'usine de première transformation. Le bilan énergétique du transport se fait généralement en fonction de la distance et de la consommation moyenne (Cole, 1998). La consommation des camions ne varie que peu à travers le Canada, mais en revanche, les distances sont spécifiques à chaque usine, pour ne pas dire chaque récolte.

Le coefficient énergétique pris par Buchanan et Levine (1999) pour la récolte et le transport était de 0,15 GJ/m³, mais cette donnée a été extraite de Béca et al. (1976) (référence non trouvée), car ils n'ont pas trouvé de données plus récentes. Les coefficients

datent de 35 ans et la performance des machineries a bien évolué depuis. À titre indicatif, en soustrayant les 0,082 GJ par mètre cube pour la récolte et de débardage, présenté dans le paragraphe précédent, cela nous permet d'obtenir sous toute réserve une consommation de 0,068 GJ par mètre cube pour le transport forestier.

La consommation énergétique de la phase de transport n'est pas négligeable, d'après Cole (1998), dans les études européennes et américaines. D'après les données de CORRIM (Puettmann and Wilson, 2005b), Minier et Perez-Garcia (2007), ont estimé les émissions du transport des produits du bois à 26 millions de tonnes de CO₂ par an, avec un transport moyen de 2 500 km sur rail et 60 km de camion diesel sur route.

En comparaison, Schwaiger et Zimmer (Karjalainen et al., 2001) ont déterminé les émissions pour la coupe et le transport de bois rond, entre 6,3 et 21,7 kg de CO₂ éq. par mètre cube, dépendamment des pays européens analysés. C'est à chaque fois la phase de transport la plus émissive. L'étude de Berg et Karjalainen (2003) arrive à des résultats similaires.

Certaines analyses de cycle de vie prennent en considération l'ensemble de la consommation énergétique, de la fabrication des camions en passant par l'entretien

(changement d'huile, les pneus...) ce qui complique les comparaisons entre les résultats (ref. non retrouvée portant sur l'ACV des granules produites en suisse).

2.5.3 TRANSFORMATION EN PRODUIT

En plus d'avoir des propriétés mécaniques intéressantes pour une aussi faible densité, le bois a également l'avantage d'être un matériel facile à travailler comme le sciage ou le surfaçage. Les procédés de transformation ont un impact environnemental faible, n'émettant quasiment aucun polluant (Sutton, 2003). Certains produits reconstitués de copeaux sont plus énergivores que les matériaux sciés, car ils demandent plus d'étapes de transformation. D'après Sutton (2003), il existerait 100 000 différents produits susceptibles de substituer les matériaux concurrents comme les métaux, le béton, le plastique ou la céramique.

Buchanan et Levine (1999) ont avancé que le secteur de la construction est l'un des plus consommateurs de bois, principalement pour les poutres et les panneaux. Aux États-Unis, 32 % du bois solide est utilisé dans les nouvelles constructions (Mc Keever and Phelps, 1994). En Nouvelle-Zélande, la construction consomme 23 % du bois produit, dont 12 % pour les constructions industrielles et commerciales (Buchanan and Levine, 1999).

Bergman et Bowe (2008) ont évalué les impacts environnementaux d'une poutre de feuillu, utilisée majoritairement pour les revêtements de sols, les meubles et les palettes. La production annuelle fut en 2005 de 25 millions de m₂ aux U.S. (USCB, 2006). Dans un rapport de Forintek (1993), il est estimé que 7 % de l'énergie totale consommée d'une construction est destinée à la fabrication des matériaux de construction.

La consommation du produit plané et séché est estimée par Bergman et Bowe (2008) à 5 800 MJ/m³ de thermique et de 608 MJ/m³ d'électricité. Des résultats similaires ont été trouvés dans d'autres études, Buchanan et Levine (1999) ont pris, pour déterminer la consommation d'une construction, une estimation de 0,6 GJ/m³ pour le bois scié, 5 GJ/m³ pour le contreplaqué et le lamifié et 6 Gj/m³ pour la fabrication de panneaux particules.

Le séchage est la phase la plus énergivore de la transformation des feuillus, représentant entre 75 % et 80 % de la consommation énergétique du cycle de vie (ex. Taylor and Van Langenberg, 2003; Bergman and Bowe, 2008). Taylor et Van Langenberg (2003) ajoutent que les feuillus sont moins de séché artificiellement que les résineux. D'après Milota et al. (2005), la production de poutres de résineux est également moins énergivore, car les besoins pour le séchage de résineux sont moindres en raison de la différence de densité (Simpson, 1991). D'autre part, les essences feuillues nobles sont séchées entre 6 % et 8 %, alors qu'en comparaison les résineux ne sont séchés qu'entre 15 et

19 % (Bergman and Bowe, 2008). De plus, Denig et al. (2000) estimaient que 90 % du feuillu aux États-Unis était séché par les résidus de sciage, réduisant considérablement les impacts négatifs de ce procédé.

La quantité de carbone séquestré est de 914 kg/m³ de bois séché, dont 670 kg dans la bille, 75 dans l'écorce et 170 dans la biomasse. Les émissions de carbone sont de 908 kg par unité de base, dont les sources de carbone en kg sont de 306 pour le séchage et rabotage, 444 pour les co-produits et 157 d'émissions atmosphériques. Il en résulte une différence de pourcentage de 0,71 % entre les entrées totales de carbone et la production.

Les émissions pour un même mètre cube seraient de 908 kg de C, dont 306 kg pour le séchage et le planage (Bergman and Bowe, 2008). Alors que le même mètre cube de bois séché et plané séquestrait 914 Kg de C, 670Kg de C dans la bille, 75 dans l'écorce et 170 Kg de C comme biocombustible.

Koch (1992) avait remarqué que la production d'une poutre en bois nécessite six fois moins d'énergie qu'une poutre en acier, a rapport de masse. Plus récemment, Parfitt (2010) reconnaissait également la nette différence de consommation énergétique pour la fabrication de produit du bois en comparaison avec le béton qui est de 2,9 plus énergivore,

la brique serait 3,1 plus consommatrice et l'acier qui utilise 17,3 fois plus d'énergie, mais présente l'avantage de pouvoir être recyclé.

Les paragraphes suivants sont des résumés de plusieurs études traitant de la fabrication de produits de construction en bois. Il s'agit principalement de travaux réalisés par CORRIM, qui ont analysé individuellement différents produits de la construction en bois. Puis nous regarderons les études de divers produits en bois.

LAMELLÉ COLLÉ

Le lamellé collé est un des plus anciens produits d'ingénierie en bois collé, datant d'avant 1800. Ce produit est utilisé majoritairement dans le domaine résidentiel, représentant plus de 60 % des ventes aux U.S. (Puettmann and Wilson, 2005b), mais aussi dans le non résidentiel avec 31 % du marché ainsi que dans l'industrie et pour les infrastructures comme les ponts. Les dimensions des poutres en lamé et collé sont variables et la quantification se fait sur une base volumique. Typiquement, une poutre d'un pied a un volume de 0,0024 m³.

Le collage apporte des avantages comme la possibilité de créer des dimensions qu'un billot naturel ne permettrait pas d'atteindre. Un autre avantage considérable est de pouvoir composer avec des pièces de bois de qualité variable pour obtenir une poutre

adaptée aux besoins et d'obtenir des effets architecturaux uniques. En contrepartie, les investissements sont plus élevés que pour une installation de sciage, particulièrement pour les équipements de collage et jointage. Les besoins énergétiques et les impacts environnementaux sont également augmentés par les procédés additionnels.

En comptabilisant l'ensemble des étapes de production d'une poutre en lamé et collé, plus de la moitié de la consommation énergétique est sous forme électrique dont 45 % pour la partie bois et entre 6 et 20 % pour la résine (Puettmann and Wilson, 2005b).

Dans l'étude de Puettmann et Wilson (2005 b), le reste de la consommation énergétique sous forme thermique est produite majoritairement de biomasse résiduelle avec 58 % et de combustible fossile, 42 % de gaz naturels et 0,1 % de diesel. La phase la plus énergivore est le séchage, car le procédé de collage exige un taux d'humidité relatif (Hr) n'excédant pas les 16 % Hr (Puettmann and Wilson, 2005b).

Les émissions de C par les procédés ont été estimées entre 319 kg/m³ et 333 kg/m³ de lamé et collé. Le bilan C du lamé et collé est positif, entre 0,24 et 0,31 t de C sont séquestrées par mètre cube (Petersen and Solberg, 2002). La balance carbonique, autrement dit le ratio entre la séquestration et les émissions de C, est comprise entre 1,45 et 1,5 % (Puettmann and Wilson, 2005b). Comme le font remarquer Peterson et Solberg (2002), la

séquestration dans les écosystèmes forestiers n'est généralement pas comptabilisée. En l'incluant, d'après eux, la séquestration monterait entre 0,4 et 0,97 t de C par mètre cube de lamé et collé.

En ce qui concerne le traitement en fin de vie, comparativement à l'acier, le lamé et collé peut être considérablement bénéfique si le bois est utilisé à des fins énergétique ou néfaste dans le cas où il est enfoui (Taylor and Van Langenberg, 2003).

POUTRE EN I

Les poutres en I en bois sont des éléments relativement nouveaux dans le domaine de la construction. Utilisées pour les revêtements de sol et la charpente, elles compétitionnent avec les structures en acier. Ce produit d'ingénieur est composé de deux pièces : l'âme en contreplaqué ou OSB et les bases qui sont soit en bois lamifié ou bois plein. Les différentes combinaisons possibles ont une influence sur le bilan final, car la densité des matériaux est variable, entre autres pour les OSB (Kline, 2005).

L'industrie des produits du bois utilisant le pied linéaire pour comptabiliser sa production, le rapport volumique ne peut être appliqué à un profilé. En revanche, il n'y a pas d'homogénéisation des dimensions, les poutres en I utilisées dans le NO des États-Unis n'ont pas les mêmes dimensions que celles utilisées dans le SE.

Le principal type d'énergie nécessaire à leur production est l'électricité (90 % dans le NO et 64 % dans le SE) des USA (Wilson and Dancer, 2005b). L'énergie nécessaire à la production de bois de plaquage laminé, de panneau laminé et de résine est la dépense la plus importante en énergie pour la fabrication des poutrelles en I. La manufacture des poutrelles ne représente que de 1 à 2 % du total de l'énergie nécessaire. Les impacts de la production des poutrelles sont donc minimes, car seulement une faible quantité de gaz naturel, de bois de placage laminé, d'électricité et de diesel est utilisée (Wilson and Dancer, 2005b).

Dans l'étude de Wilson et Dancer (2005 b), la teneur de C de 1 km de poutre en I serait respectivement de 1 460 kg et 1 830 kg dans le NO et dans le SE des États-Unis, pour des poutres de 0,29 m de hauteur et une bride d'environ 0,03 m d'épaisseur et 0,047 m de large.

BOIS LAMIFIÉ (LVL)

Le bois lamifié est un matériau de bois composite fabriqué à partir de feuilles, généralement entre 2,54 mm et 3,18 mm d'épaisseur qui sont collées ensemble puis pressées à chaud. Le LVL a d'abord été utilisé pendant la Seconde Guerre mondiale pour faire des hélices d'avion et depuis les années 1970, il a intégré le secteur de la construction (Wilson and Dancer, 2005a).

La production de LVL est en croissance, ainsi, en 2000, les U.S. en ont fabriqué 1,2 million de mètres cubes. Cette production se répartit en 61 % pour la fabrication de poutres en I et les 31 % restant en poutres (Wilson and Dancer, 2005a).

L'industrie productrice de bois lamifié utilise entre 35 % et 41 % de biomasse comme source énergétique, complétée par l'électricité et le gaz naturel. Le bilan carbonique n'est pourtant pas dans les meilleurs des produits en bois en raison du nombre de produits le composant comme la résine et les vernis. Les émissions des procédés sont comprises entre 263 et 287 t de CO₂ par 1 000 m³ de LVL, tandis que la séquestration serait entre 965 et 1 053 t de CO₂ par tranche de 1 000 m³. Wilson et Dancer (2005a) ont déterminé un bilan carbonique compris entre 91,3 et 95,4 %.

CONTREPLAQUÉS

Le contreplaqué a une longue histoire dans la construction, pour couvrir les structures des murs, des planchers et des charpentes, principalement dans le secteur résidentiel. La production aux U.S en 2000 fut de 15 465 000 m³⁵, ce qui représente 59 % de la production des panneaux structuraux, avec les OSB (Wilson and Sakimoto, 2005).

⁵

Un million de pieds carrés équivalent à 0,8849 m³

L'étape de production du contreplaqué est énergivore, elle représente entre 72 % et 79 % des besoins du cycle de vie complet. La consommation énergétique de la production de contreplaqué est constituée entre 45 % et 49 % de biomasse.

Un mètre cube de contreplaqué dans le NO séquestre 504 kg de C et la production en émet 241 kg, 198 kg dans pour les coproduits et 59 kg pour les terres. Dans le SE, un mètre cube de contreplaqué séquestre 983 kg de C et 290 kg sont émis pour la production, 288 kg pour les coproduits et 94 kg de C pour l'usage des terres et autres. Wilson et Sakimoto (2005) rappellent que les coproduits sont utilisés pour d'autres applications et que le C continue à être stocké.

PANNEAUX OSB

Dans l'étude de Kilne (2005), l'unité de production de référence est de 0.88 m³ de panneau OSB (1 000 pieds carrés, 3/8 de pouce). Pour construire ce panneau, 771.6 kg de bois sec sont nécessaires en moyenne dans le SE américain, pour un total de 71 % de rendement (29 % de perte).

Le reste du bois est utilisé comme combustible, comme coproduit ou est enfoui (Kline 2005). La demande en chaleur est la première utilisatrice d'énergie, dont 89.6 % est généré par la combustion des résidus du bois. 665 MJ sont utilisés sous forme d'électricité

(182 kWh). La plus grande partie des combustibles fossiles utilisés provient de l'utilisation du système de contrôle des émissions de COV, avec 465 MJ (4.4 millions BTU) (Kline, 2005).

En termes d'émissions de CO₂, 237 kg d'origine fossile sont émis, contre 375 kg provenant de la biomasse. L'ensemble du CO₂ provenant de la biomasse est relâché sur le site de transformation, contre seulement 19 % pour le CO₂ fossile. Le procédé de contrôle des COV représente à lui seul 50 % des émissions fossiles sur le site, 99.5 % des émissions de SOx et 97.7 % des NOx. 78 % du CO, 58 % des VOC et 62 % des particules sont générées sur le site. Tout le méthane, 99 % des SOx, 81 % du CO₂ fossile et 78 % des NOx sont générés hors site pour la production et le transport des combustibles, de la résine, de la cire et de l'électricité. Soixante et un pourcents du total de CO₂ produit proviennent de la biomasse (Kline, 2005). Environ 300 kg de CO₂ sont stockés par m³ de produit fini, ce qui dépasse les émissions de GES de la manufacture du matériau.

REVÊTEMENT DE SOL

La faible quantité d'énergie impliquée dans la production peut mener à un bilan CO₂ négatif, qui signifie que les planchers en bois séquestrent plus de CO₂ qu'ils n'en libèrent lors de leur cycle de vie.

Le processus le plus exigeant en énergie est le séchage du bois rond. Le bois vert arrivé à l'usine possède une humidité de 80 % qui doit être diminuée à 9 %. Jusqu'entre 25 % et 40 % d'humidité, le séchage est réalisé à l'air libre. Par la suite, le séchage dans les séchoirs est normalement effectué.

Une étude allemande démontre que 65 % du bois utilisé comme revêtement de sol après consommation est réutilisé comme bioénergie et que seulement 3 % se retrouve dans les sites d'enfouissement (Nebel et al., 2006). Si bien qu'entre 30 % et 50 % de l'énergie nécessaire à la fabrication de planchers de bois provient des résidus de la biomasse. La production d'électricité nécessaire à la production des planchers est responsable de 80 % des impacts sur la couche d'ozone. Les NOx proviennent de la production d'énergie et les SO₂ proviennent des combustibles fossiles (production énergie et transport) (Nebel et al., 2006). 90 % des impacts liés à l'eutrophisation sont causés par les NOx. Ces composés sont aussi les principaux contributeurs de l'acidification. Comparativement à d'autres secteurs de l'économie en Allemagne, ces impacts sont cependant peu significatifs (Nebel et al., 2006).

PORTES

L'étude de Knight et al. (2005) compare la production d'une porte en acier renforcée et d'une porte en bois renforcée avec de la fibre de verre et de la colle. Ces deux

produits remplissent une fonction équivalente, selon les auteurs, bien qu'aucune donnée ne confirme cette affirmation. Les résultats avancés par les auteurs indiquent néanmoins que les portes en bois émettent vingt-huit fois moins de GES que leur contrepartie en acier (5 kg CO₂ éq. versus 140 kg CO₂ éq. par porte). De plus, la manufacture de la porte en acier produirait plus d'émissions atmosphériques que la porte en bois pour 36 des 43 composés mesurés dans cette étude, alors que la porte en bois obtenait un meilleur résultat pour tous les composés relâchés dans l'eau. Peu d'informations sont données quant à la manière avec laquelle les auteurs ont traité les différents stocks de C dans cette étude.

FENÊTRES

La fenestration est une partie importante dans une construction, elle représente 10 % à 25 % de la surface exposée d'un bâtiment. Les châssis étudiés par Salazar et Sowlati (2008) étaient en bois, en PVC, en aluminium et fibre de verre ou une combinaison de tous ces matériaux. Les résultats de l'inventaire de cycle de vie montrent que la fabrication d'une fenêtre en PVC consomme trois fois plus d'énergie et émet sept fois plus de GES que celle en bois. Dans une analyse uniquement énergétique menée par Asif et al. (2002), l'aluminium présente l'intensité énergétique la plus élevée avec 225 MJ/kg, mais ne demande que 7 MJ/kg pour le recyclage. Alors que le PVC consomme 70 MJ/kg, mais émet des hydrocarboneés, des dioxines, du chlorure de vinyle, des phtalates et des métaux lourds.

L'énergie intrinsèque la moins élevée est pour la fabrication de fenêtres en bois avec une consommation de 5,2 MJ/kg.

Toutes les analyses de cycle de vie considérant les montants de fenêtre, le bois est le moins énergivore des matériaux disponibles sur le marché (Salazar and Sowlati, 2008). Le PVC reste la pire alternative en raison du nombre de polluants relâché tout au long de son cycle de vie.

AUTRES MATÉRIAUX EN BOIS

L'étude de Werner et al. (2006) démontre que les GES associés à la production et à la disposition des produits en bois peuvent être plus élevés que le contenu en C d'un produit forestier fini (structure de porte en bois), mais peuvent aussi être considérablement plus bas (mur, plancher). Généralement, les émissions de GES d'origine fossile sont négligeables pour la disposition en comparaison de la manufacture, excepté pour les murs, à cause du transport. La production et la disposition des produits non forestiers conventionnels tendent à être supérieures en termes d'émissions de GES, excepté pour la production d'isolants thermiques (Werner et al., 2006). La variation des paramètres utilisés dans cette étude peut avantager le bâtiment en bois. Une faible efficacité des fours à calcination (Clinker), une faible augmentation du volume des forêts laissées à elles-mêmes, l'utilisation d'acier de faible qualité, de longues distances de transport, etc. Par opposition,

une mauvaise efficacité des mécanismes de séchage, ne pas récupérer les résidus de coupe, de manufacture, de construction, de démolition, l'utilisation de combustible fossile plus efficace que le charbon et l'utilisation du surplus de bois comme bioénergie diminuent les différences entre le bâtiment en bois et celui en béton (Gustavsson, Madlener, et al., 2006).

2.5.4 TRANSPORT DES PRODUITS EN BOIS

Pour déterminer les impacts du transport de produits de bois jusqu'au consommateur, Gustavsson et Sarthe (2006) proposent des facteurs de consommation par kilomètre, car les distances sont variables et spécifiques à chaque projet. Ils distinguent également le transport routier et ferroviaire, obtenant une consommation de 1,5 Mj/tonne.km de diesel pour le transport en camion et 0,5 MJ/tonne.km de carburant diesel dans le cas du transport en train. La répartition de la surface forestière permet une disponibilité locale de cette ressource, ce qui devrait logiquement rendre les distances de transport minimales.

2.5.6 CONSTRUCTION

Les opérations sur le site de construction et la maintenance des bâtiments ne sont que rarement traitées, car jugées équivalentes, entre les divers types de matériaux utilisés. De plus, chaque construction est unique et complexe, car elle est composée de nombreux éléments (Salazar and Sowlati, 2008), ce qui rend la tâche encore plus difficile.

Cole (1998) a constaté qu'une construction à ossature bois de plusieurs étages au Canada, consommait respectivement entre 5 % et 12 % pour la fabrication des matériaux, si l'on considère ou pas le transport des ouvriers sur le chantier. Ces pourcentages appliqués

au cas étudié sont respectivement de 45 et 107 kWh/m². Aussi surprenant que cela puisse sembler, Cole (1998) a trouvé que l'énergie et les émissions de GES pour la phase de construction, en comparaison avec une construction en acier, sont beaucoup plus élevées pour celle en béton et légèrement plus élevées pour une structure en bois.

Le taux de résidus généré lors de la phase de construction a un impact sur la quantité totale de matériaux utilisés. Le pourcentage de résidus pour une construction en Suède, d'après Gustavsson et al. (2009), est estimé à 1,5 % de béton, 7 % d'isolant, 10 % de plâtre et bois et 15 % d'acier. L'ensemble des autres matériaux représente 5 % de résidus, sans considérer la pierre et la porcelaine qui ne sont pas assez significatives pour être comptabilisées.

Une analyse de cycle de vie portant sur la construction de l'aéroport d'Oslo, afin de comparer les poutres en acier et en lamellé collé, inclut les aspects économiques. Les constructions avec une structure porteuse en bois ont un coût généralement dans le même ordre de grandeur que pour une structure en acier, a plus ou moins 25 %. Dans le cas de

l'aéroport d'Oslo, la solution de construire majoritairement en bois revenait moins cher que si elle avait été réalisée en acier.

2.5.7 UTILISATION

L'énergie consommée pour le chauffage, la climatisation, la ventilation et l'éclairage des bâtiments représente plus de 30 % de la consommation nationale du Canada. Cole et Kernan (1996) ont avancé que 80 % de cette consommation était imputable au secteur non résidentiel. Dans certains pays, les besoins énergétiques de la phase d'utilisation des bâtiments peuvent représenter jusqu'à 50 % de la consommation nationale (Cole and Kernan, 1996). Dans le rapport du troisième groupe du GIEC, les émissions directes dans le secteur du bâtiment s'élevaient à 8,6 Gt pour l'année 2004, représentant 33 % des émissions mondiales. Les solutions les plus prometteuses d'atténuation concerneraient l'éclairage, par les avancées technologiques, même si sur l'aspect économique l'isolation et le chauffage sont de premières importances (IPCC, 2007).

Le bois a un coefficient de transmission thermique assez faible, ce qui peut contribuer à diminuer les pertes linéaires, causées par les ponts thermiques et par conséquent les dépenses d'énergie et les émissions de GES associées au chauffage du bâtiment durant sa vie utile, particulièrement en pays nordique. Cependant, avec les techniques d'isolation actuelles, il est possible d'atteindre sensiblement les mêmes

performances énergétiques, pour le chauffage et la climatisation, indépendamment du type de matériau privilégié. Selon Glover et al. (2002), les maisons en béton et en bois ont environ le même pouvoir isolant, mais l'acier est significativement inférieur dans cette catégorie. La cote R de ce matériau est de 5 points inférieurs selon le conseil canadien du bois (CWC, 2002). Cependant, avec les isolants normalement ajoutés dans les constructions, cette différence est presque négligeable dans une ACV (Glover et al., 2002). Les scénarios sont aussi considérés par les auteurs comme faisant état des meilleures pratiques à ce jour (Gustavsson, Madlener, et al., 2006). La seule réelle différence entre une construction avec une structure en bois, en acier et en béton est la masse thermique, aussi appelée inertie thermique, mais Cole et Kernan (1996) ne donnent pas de plus amples explications. Plus l'inertie thermique est élevée, ce qui est particulièrement le cas du béton, plus il faut de temps et d'énergie pour refroidir ou réchauffer un bâtiment.

Cole et Kernan (1996) ont trouvé que les émissions du bâtiment lors de son utilisation étaient équivalentes pour les trois types de structures. C'est pourquoi la majorité des ACV récente excluent la phase d'utilisation des bâtiments et les comparent entre eux sur une base de superficie et de demande énergétique équivalentes.

Dans le domaine de la construction, les étapes les plus importantes dans le cycle de vie en terme de consommation d'énergie et d'émissions de GES sont lors de la phase

d'utilisation (ex. Winther and Hestnes, 1999; Scheuer et al., 2003), principalement pour le chauffage et la climatisation des bâtiments. Un bon nombre d'études réalisées aux États-Unis suggèrent que l'énergie dépensée au cours de la durée de vie d'un bâtiment équivaut environ à 10 fois l'énergie dépensée pour sa construction, en incluant la manufacture des matériaux (ex. Lippke et al., 2004; Petersen and Solberg, 2005; Upton et al., 2006).

L'analyse de cycle de vie de Matasci et al. (2006) compare vingt bâtiments de divers usages, allant de la maison unifamiliale au bâtiment de production. Pour cette étude allemande, l'évaluation des impacts a été réalisée avec l'éco-indicator 99. Les résultats indiquent assez clairement que l'utilisation génère le plus d'impacts, représentant entre 30 % et 71 % pour les bâtiments non résidentiels, exception faite d'un atelier de production qui d'après Matasci et al. (2006) s'explique, car il n'était pas chauffé. Les auteurs ont fait des distinctions entre les étapes d'utilisation et de rénovation. Si on additionne ces deux sources d'impacts, le pourcentage monte entre 58 % et 89 % des éco-indicator 99. Un autre point pertinent concernant la rénovation est que la reconstruction n'a pas un impact environnemental significativement plus important.

À partir des études de CORRIM, il a été déterminé que la consommation énergétique, pour une durée de vie de 75 ans, est de 4 575 GJ pour la maison en bois du SE des U.S. contre 4 725 GJ pour la maison en béton. Aucune donnée n'était disponible pour

la maison en acier, mais elle est jugée équivalente à celle en bois. Seulement de 1 % à 2 % de cette énergie a été utilisée pour la maintenance des bâtiments (Winistorfer et al., 2005).

Les résultats de l'étude de deux tours de bureau avec des stationnements souterrains à Vancouver et Toronto réalisée par Cole et Kernan (1996), estiment la consommation annuelle pour la phase d'utilisation à 1,05 et 1,761 GJ/m² dans cet ordre.

La consommation énergétique de l'utilisation varie considérablement en fonction de l'architecture, du climat, des saisons, de l'efficacité de l'enveloppe et des appareils électroménagers, du système de chauffage et de contrôle, mais également des comportements des occupants (Cole and Kernan, 1996). En revanche, il semble évident que des efforts doivent être faits, principalement pour réduire la consommation de chauffage. Comme conclut Matasci et al. (2006), l'isolation doit être encouragée, mais il faut également se tourner vers des systèmes de chauffage moins polluants.

Fait intéressant, bien qu'une maison consomme environ 10 fois plus d'énergie pour son utilisation que pour sa construction, cette consommation en énergie ne correspond qu'entre 13 % et 15 % de la valeur monétaire de la maison (Winistorfer et al., 2005).

2.5.8 RÉNOVATION OU RECONSTRUCTION

Dans l'étude de Dong et al. (2005), la rénovation d'anciens immeubles a été comparée à la construction de nouveaux édifices. L'ACV réalisée a révélé que la rénovation était profitable avec des réductions de 65 % des GES par rapport à la reconstruction complète du bâtiment. Dong et al. (2005) ont également démontré que la rénovation des fondations était plus rentable que la rénovation des isolants. Évidemment, l'option de reconstruction engendrait beaucoup plus de rebuts et avait beaucoup plus d'impacts sur la qualité de l'eau (au-delà de 1000 fois plus). Cependant, l'impact sur la qualité de l'eau est difficile à évaluer, car les polluants émis n'ont pas tous le même effet (Dong et al., 2005). L'énergie économisée suite à la rénovation d'un édifice est presque égale à celle requise pour construire un nouvel immeuble et l'opérer pour un an. Trusty (2004) a aussi calculé qu'une quantité significative d'impacts environnementaux pourrait être évitée en rénovant un édifice plutôt qu'en le reconstruisant.

2.5.9 DÉCONSTRUCTION OU DÉMOLITION

La première difficulté pour estimer les impacts environnementaux de l'étape de démolition est prévoir quels vont être la méthode et les équipements utilisés (Cole and Kernan, 1996). Dans le cas de la déconstruction, on anticipe que la récupération des matériaux est la part la plus importante, mais il faut estimer les efforts et le temps mis pour enlever, trier et nettoyer les matériaux pour être réutilisés ou recyclés.

Les publications abordant ce sujet ne sont pas nombreuses (ex. Börjesson and Gustavsson, 2000). Cole et Kernan (1996) ont pris une donnée de l'U.S. Advisory Council

on Historic Preservation datant de 1981 qui estime à $27,1 \text{ MJ/m}^2$ ² l'énergie nécessaire pour démolir une construction en bois de $5\,000 \text{ m}^2$. À titre de comparaison, la démolition d'un bâtiment équivalent en acier est estimée à $81,7 \text{ MJ/m}^2$ et à $136,2 \text{ MJ/m}^2$ si elle avait été en béton. Il n'est pas clairement explicite si le transport des résidus de déconstruction est inclus dans les calculs de cette étude.

L'énergie nécessaire pour les étapes de déconstruction ou de démolition est très peu importante sur la consommation globale d'un bâtiment (Winistorfer et al., 2005), en considérant le recyclage cela baisserait encore. D'après l'étude de Winistorfer et al. (2005), la quantité d'énergie utilisée pour démolir et transporter les matières résiduelles est la phase du cycle de vie d'un bâtiment, représentant seulement 0.1 %. La distance de transport était de 32 km dans cette étude pour le site d'enfouissement (Winistorfer et al., 2005). Dans l'étude de Cole et Kernan (2005), l'importance de la déconstruction est légèrement supérieure, puisqu'elle serait de l'ordre de 1 % à 3 %. Cette valeur est confirmée dans d'autres études, qui donnent un pourcentage inférieur à 3 (Adalberth, 2000).

Keoleian et al. (2000) ont analysé la consommation énergétique de la phase de démolition et de transport des matériaux pour se rendre à un centre de traitement, mais ils n'ont pas quantifié l'énergie nécessaire pour le recyclage.

2.5.10 TRANSPORT DES RÉSIDUS

Comme pour la majorité des étapes de transport, les impacts environnementaux de l'acheminement des résidus de déconstruction jusqu'au site d'enfouissement ou centre de traitement ne sont pas souvent explicites dans les analyses référencées. Il est possible que la consommation énergétique des camions de transport soit incluse dans les étapes adjacentes, sans pour autant en faire mention (ex. Keoleian et al., 2000).

Dans l'analyse de Winistorfer et al. (2005), les phases de démolition et de transport jusqu'au site d'enfouissement émettent 435 kg de CO₂ pour une construction en bois et 448 kg pour une résidence en acier à Minneapolis. Pour l'équivalent à Altanta, les émissions sont estimées à 448 kg de CO₂ pour la structure en bois et 491 kg de CO₂ pour celle en béton. D'après le paragraphe précédent sur la démolition, cette phase n'est pas influencée par les différents types de construction. On pourrait spéculer que la différence entre les émissions est attribuable uniquement au transport.

Adalberth (2000) a déterminé que le transport avait une consommation par kilomètre autour de 0,75 kWh/tonne.

2.5.11 FIN DE VIE

Les produits du bois ont différents scénarios de fin de vie, soit recyclés, brûlés avec ou sans récupération d'énergie ou enfouis. Du C est émis avant ou au moment de la mise à disposition (Chen et al., 2008). Kurz et al. (1993) estiment à 5 % les émissions de C dans la première année suite à la démolition des bâtiments. Plus récemment, Skog et Nicholson (2000) ont réévalué à 8 % les pertes pour le bois solide.

L'EPA a estimé, en 1996, que la démolition et la rénovation génèrent 136 millions de tonnes de débris (Winistorfer et al., 2005), 57 % des résidus seraient attribuables au secteur non résidentiel. Dans l'article de Micales et Skog (1997), il est repris que l'EPA avait déterminé que 18,6 millions de tonnes de bois étaient envoyées aux déchets solides. Dans le même rapport de l'EPA (2004), le taux d'incinération serait de 16 % pour l'ensemble de matériaux secs, le reste étant enfoui. Le recyclage est en croissance.

Généralement, les matériaux après démolition sont enfouis dans un centre de dépôt des matériaux secs. C'est ce que considèrent Junnila et al. (2004) comme scénario de fin de vie dans leur analyse de cycle de vie de construction en Europe et aux États-Unis. Tout

comme Ochoa et al. (2002) qui considèrent, dans leurs analyses économiques, que les matériaux finissent enfouis. Toutefois, les droits et taxes sur l'enfouissement dans beaucoup des pays de l'Union Européenne ont augmenté afin de favoriser les alternatives à l'enfouissement (European Union, 2001; Swedish Government, 2003). D'autres incitatifs ont été mis en place pour encourager le recyclage et la réutilisation des matériaux de démolition en Europe, comme la taxe sur les ressources naturelles (Thormark, 2001). Certains pays de l'Union Européenne ont même interdit l'enfouissement de matériaux cellulosiques post consommation.

RÉUTILISATION

L'étude de Goverse et al. (2001) aux Pays-Bas, indique que les résidus de construction et de démolition des bâtiments sont valorisés principalement comme source d'énergie et en copeaux pour réutilisation. La réutilisation des matériaux est occasionnelle et éparses, mais tend à augmenter.

Ce marché est dominé par les entrepreneurs en démolition et on y dénote la présence de certains groupes à idéologie environnementale. Le bois réutilisé possède plusieurs avantages, dont son apparence âgée qui est recherchée par certains types de consommateurs, et le fait que le bois ne gauchit plus. La réutilisation du bois ne nécessite

pas de changements de techniques dans l'application du bois en construction, mais plutôt dans les techniques de démolition et de traitement du bois avant réutilisation.

Pour augmenter le potentiel de réutilisation du bois, des ajustements dans la conception et les pratiques de construction des bâtiments doivent être instaurés pour faciliter la récupération des matériaux dans l'étape de la démolition. De plus, les centres de triage des résidus se devraient d'être impliqués davantage dans le processus, par exemple comme fournisseur potentiel. Des étapes supplémentaires de triage devraient être instaurées afin de séparer les produits de bonne qualité du reste, en prévoyant une aire d'entreposage pour les stocker. De plus, le bois doit être traité afin d'enlever les clous, la poussière, etc., avant de servir à nouveau. Ces étapes supplémentaires augmentent les coûts liés à la réutilisation et découragent souvent les utilisateurs potentiels, qui préfèrent se tourner vers l'achat de bois neuf certifié (Goverse et al., 2001). À ce titre, l'Allemagne peut être citée en exemple. Dans plusieurs états, quatre types de matériaux sont triés à même le site de démolition. Le recyclage de haute qualité est désavantage par le fait que l'interaction entre les architectes et les entrepreneurs est très faible et que la pensée cycle de vie ne fait pas partie de la culture du domaine de la construction (Goverse et al., 2001).

Börjesson et Gustavson (2000) donnent des exemples de produits non structurants (tels que les planchers, portes, fenêtres, etc.) qui peuvent être issus du recyclage de poutres

en bois massif. Ils précisent également que l'ensemble des matériaux de démolition en bois ne peut être recyclé pour des raisons économiques, mais également techniques. Selon eux, la moitié des résidus en bois peut être réutilisée, ce qui réduirait considérablement les impacts environnementaux des nouvelles constructions si elles incorporaient ces matériaux.

RECYCLAGE

Dans une étude suédoise, une maison familiale a été construite en 1997 avec une large proportion de matériaux et composants recyclés. Les résultats de Thomark (2006) ont démontré un potentiel d'économie d'énergie de l'ordre de 35 % du total nécessaire pour construire les matériaux d'un logement moyen en optimisant les composantes recyclées. D'importantes différences entre les études consultées par l'auteur proviennent du type de recyclage effectué, du taux de recyclage et de la composition en matériaux d'un immeuble (Thomark, 2006). Aux États-Unis, Winstofer et al. (2005) ont estimé le taux de recyclage à 30 % pour l'ensemble des matériaux de construction. Dans cette même étude, les gains énergétiques engendrés par le recyclage ont été estimés à 0,23 GJ par m². Selon Thormak (2006), la quantité d'énergie nécessaire à la construction de bâtiment peut être diminuée de 10 % à 15 % par de simples modifications. La part prédominante de ces réductions provient du recyclage de matériaux et de la combustion. Le potentiel d'économie d'énergie par la réutilisation des matériaux serait légèrement plus haut que celui offert par la combustion (Thomark, 2006). Börjesson et Gustavson (2000) ont pris comme hypothèse que la moitié

des résidus de déconstruction pourrait être réutilisée. Quant à l'autre moitié, elle est recyclée à des fins énergétiques. En revanche, une part du bois issu de la démolition ne peut être utilisée à des fins énergétiques, car ils sont traités, par exemple (Börjesson and Gustavsson, 2000).

Comme l'utilisation de métaux est essentielle même dans les maisons en bois, le recyclage de ceux-ci est d'une importance majeure, tel qu'il a été souligné dans la section précédente. Une étude menée par Gorgolewski (2006) avance que chaque tonne d'acier recyclée sauve 1 100 kg de minerai de fer, 600 kg de charbon et 50 kg de calcaire. En général, il y a plus de bénéfices environnementaux qui découlent de la réutilisation de l'acier plutôt que de son recyclage (Gorgolewski, 2006). La réutilisation de l'acier, cependant, demande aux architectes et aux designers d'être plus flexibles, car l'ajout de matériel réutilisé à la conception augmente le niveau de difficulté d'un projet (Gorgolewski, 2006).

La majorité des résidus est occasionnée par les décisions prises au stade de la conception. Un changement d'approche est donc nécessaire dès les premiers stades de la conception, où la production des déchets et leur réutilisation devraient être intégrées à la planification (Gorgolewski, 2006). Les mesures les plus importantes à poser pour faciliter les efforts de recyclage futurs sont de favoriser l'utilisation de matériaux recyclés et

d'éviter les designs de structures trop difficiles à démanteler (Thomark, 2006). Il faut arriver à penser à la « déconstruction » plutôt qu'à la démolition. En conclusion, il n'est pas suffisant de considérer uniquement la faisabilité de recycler un matériau, on doit aussi considérer les différentes formes de recyclage et comment procéder aux démantèlements (Thomark, 2006).

À noter qu'au Canada, l'immeuble à bureaux « Green on the Grand », à Kitchener (Ontario), fut le premier bâtiment construit selon les exigences du programme C-2000. On y a utilisé des pièces de charpente provenant de produits ligneux réusinés, ce qui a permis de réduire de 75 % les déchets de construction (CWC, 2004).

DÉCOMPOSITION DANS LES SITES D'ENFOUISSEMENT

Selon Ximenes (2006), la disposition des produits du bois en fin de vie influence grandement la performance environnementale de ce matériau. Si le matériau est enfoui, le rythme de décomposition influencera grandement les émissions de GES du cycle de vie. Selon l'UNFCCC (2003), une partie du C organique enfoui ne se décomposera pas et peut être considérée comme un stock permanent. La cellulose et l'hémicellulose présentes dans le papier et le bois sont les polymères qui se décomposent le plus facilement dans le site d'enfouissement, et sont bien souvent responsables d'émissions de méthane.

La décomposition est le résultat du changement de structure chimique, ce qui ne se traduit pas forcément par une perte de masse physique et n'est pas synonyme d'émission de C. (Ximenes et al., 2008). Ceci est particulièrement pertinent pour les hémicelluloses, qui ont des structures moins ordonnées, une solubilité plus élevée et sont plus facilement hydrolysées que la cellulose. En revanche, Ximenes et al. (2008) considèrent que la perte de masse physique est le résultat d'émissions de C. Toutes les essences feuillues sont biodégradables (Lu et al., 2009). Le bois se dégrade très lentement à partir du moment où il est coupé (Buchanan and Levine, 1999). Pour les produits en bois, la durée de vie est estimée entre 67 et 100 ans (Skog and Nicholson, 2000). La décomposition peut être accélérée dans des conditions humides ou par l'attaque d'insectes (Lu et al., 2009). En comparaison, l'acier ou l'aluminium sont des matériaux plus résistants à la corrosion et qui peuvent également être recyclés.

Le « National Council for Air and Stream Improvement » (NCASI, 2004) a déterminé qu'environ 57 % du C du bois enfoui était séquestré de manière permanente, et qu'un taux de décomposition de 0,03 par an est raisonnable, bien que probablement trop élevé (Upton et al., 2006). Il y a cependant peu d'information sur le taux et l'amplitude de la décomposition des différents types de résidus. Ce genre d'information est pourtant important pour calculer le bilan GES complet d'un produit (Barlaz, 2006).

La portion de lignine dans le bois, qui se situe normalement entre 20 % et 30 %, ne se décompose pas du tout (Börjesson and Gustavsson, 2000) de façon négligeable (Micale et Skog, 1997) ou très lentement (Pingoud et al., 2003). Ce qui implique que seule une partie du C organique est susceptible de se décomposer. Cette éventualité est appuyée par les résultats de Barlaz (2006), qui trouve un ratio cellulose/lignine de 0,01 à 0,02 pour des matériaux bien décomposés, correspondant en une concentration en lignine totale de 80 % suite à la décomposition de la cellulose. L'étude de Pingoud et al. (1996) a estimé, à partir d'une revue de littérature, la proportion de C organique dégradé dans les gaz provenant des sites d'enfouissement, à une moyenne de 40 %, avec des valeurs extrêmes entre 20 % et 80 %. Micale et Skog (1997) arrivent à la conclusion que seulement entre 0 % et 3 % du C contenu dans le bois se dégrade en dioxyde de carbone ou en méthane. D'autres études ont considéré la proportion de C organique dégradé à 25 % (Manna et al., 1999). Plus récemment, Chen et al. (2008) écrivent que la valeur de C organique dégradée prise récemment est de 50 % et pas seulement pour les produits composés de lignine.

Les mesures de décomposition pour les différents composants des sites d'enfouissement sont difficiles à prendre et doivent être analysées durant une longue période pour fournir des renseignements précis, ce qui représente une difficulté majeure dans les études. Barlaz (2006), après utilisation d'un modèle, suggère que l'enfouissement générerait une somme importante de GES (1,6 kg CO₂ éq./kg de matière ligneuse sèche

enfoui). La quantité de C non décomposé serait de 0,73 kg CO₂ éq. séquestré par kg de résidus secs enfouis.

Dans un site d'enfouissement bien refermé, aux conditions anaérobiques, la dégradation génère majoritairement du méthane (CH₄), qui a un potentiel de réchauffement 4 25 fois supérieur au CO₂. Börjesson et Gustavson (2000) reprennent les données du ministère de l'environnement suédois qui estime à 60 % la production de méthane. D'après Minier et Perez-Garcia (2007) le méthane attribuable à la décomposition de produit du bois était, pour la période de 2000 à 2005, de 200 millions de tonnes de CO₂ éq., dont 95 millions aux États-Unis. Le méthane est valorisable, en biocombustible, permettant de réduire les impacts de l'enfouissement. Ces genres d'émissions ont des impacts environnementaux assez importants pour considérer les sites d'enfouissement comme problématiques (Pingoud et al., 2003). Le dépôt de matière organique est maintenant réglementé en Europe par la directive 1999/31/EC.

Ce résultat indique que les émissions de GES provenant de l'enfouissement de matière ligneuse pourraient effectivement s'avérer importantes. Cependant, en ne tenant compte que des matériaux de construction, ces émissions pourraient fort bien s'avérer de

faible importance en tenant compte du faible taux de décomposition et du C séquestré définitivement dans les matériaux enfouis. De plus, la présence d'un capteur de biogaz, qui permet de détruire, ou mieux, de réutiliser le méthane comme source d'énergie, peut changer complètement le bilan GES d'une ACV. Bien que de plus amples recherches soient nécessaires au niveau de l'enfouissement, la majorité des auteurs s'entendent pour souligner l'importance d'éviter l'enfouissement des résidus du bois et de les réutiliser pour améliorer le bilan environnemental du matériau.

2.5.12 LES COPRODUITS

Selon Gustavsson et Sathre (2006), l'avantage du matériau bois sur le béton dépend beaucoup du taux de résidu de biomasse récupéré pour la substitution de carburant fossile. Le maximum de gain est obtenu par le remplacement de charbon. Au moins deux études ont comparé l'effet de conserver la biomasse stockée sur le territoire forestier à l'utilisation de cette biomasse comme source d'énergie substituant des combustibles fossiles (Gustavsson and Sathre, 2006; Gustavsson, Madlener, et al., 2006). Dans les deux cas, l'utilisation de la biomasse comme énergie s'est avérée plus efficace pour diminuer le bilan GES.

La quantité de bioénergie disponible pour la substitution dépend de plusieurs facteurs, dont le taux de conversion des intrants en produits finis. Par exemple, dans l'étude

effectuée par Perez-Garcia et al. (2005) du groupe CORRIM, environ 50 % du C forestier provenant de la récolte a été exporté sous forme de bois d'œuvre, alors que l'autre moitié a été exportée sous forme de copeaux, de sciures et d'écorces. Ces résidus sont ici utilisés pour la fabrication de produits à court terme (principalement de pâte et papier) ou à des fins énergétiques. Il est à noter que les études de CORRIM ne considèrent pas que les résidus de biomasse substituent un carburant fossile, donc les résidus valorisés ont une valeur neutre en CO₂ et non pas négative, comme dans les études de Gustavsson. Les produits à courte durée de vie se décomposeraient à un rythme de 10 % par an (Winjum et al., 1998). Selon ces derniers, la proportion des produits du bois ayant une durée de vie plus élevée que 5 ans a aussi une influence considérable sur le bilan GES des produits du bois. Le taux de décomposition jumelé à la durée de vie peut jouer une influence considérable sur le bilan CO₂.

2.6 PERFORMANCE ENVIRONNEMENTALE DANS LA CONSTRUCTION NON RÉSIDENTIELLE

Les constructions non résidentielles regroupent tous les bâtiments à vocation autre que domiciliaire. Cela inclut donc les édifices industriels, commerciaux, à bureaux, religieux, éducatifs, publics et autres (Kozak and Cohen, 1999).

La place du non résidentiel sur le marché nord-américain est importante, elle serait équivalente à celle du résidentiel, mais avec des tendances plus cycliques (Robichaud et al., 2009). Aux États-Unis, les nouvelles constructions résidentielles sont la plus grosse part des ventes de structures en bois. Depuis quelques années, la diversité du marché permet le développement de réalisations non résidentielles favorisant le bois. En revanche, les constructions industrielles sont de gros consommateurs en termes de volume de bois (Wagner and Hansen, 2004). L'introduction d'un nouveau produit sur un marché n'est pas souvent une tâche aisée, la communication est vitale pour percer le marché. Selon Wagner et Hansen (2004), les deux défis de l'industrie du bois sont de poursuivre les recherches pour quantifier les avantages environnementaux et de les mettre de l'avant ainsi que les aspects esthétiques dans de larges communications à la clientèle. D'après Robichaud et al. (2009), le marketing du bois doit être revu, car les clients ne semblent pas comprendre tous les bienfaits de l'utilisation de ce matériau. L'exemple de la résistance au feu est souvent cité (ex.Clancy, 2002).

Lorsqu'on le compare à l'acier et au béton, le bois est réputé pour être un matériel beaucoup plus respectueux de l'environnement. Pourtant, l'utilisation du bois dans les constructions non résidentielles est souvent vue par les architectes et les contracteurs en bâtiment comme un matériau ayant des lacunes concernant la capacité structurelle, la résistance au feu ou la durabilité surtout pour des bâtiments de grande dimension

(O'Connor et al., 2003). Robichaud et al. (2009) rappellent que l'usage de bois est tout de même limité par d'autres facteurs tels que les aspects de la résistance au feu dans le code du bâtiment qui est plus favorable au béton et à l'acier. En effet, il est paradoxal que ce combustible, mais il résiste au feu, car sa mauvaise conductibilité thermique et sa teneur en eau lui assurent une combustion très lente, la vitesse de progression de la zone carbonisée est de 0.7 mm/min. La perte de capacité portante d'une structure en bois est ainsi moins rapide que celle d'une structure en béton armé ou bien évidemment en acier. La législation française permet d'utiliser le bois en toute sécurité dans les bâtiments (DTU bois-feu 88). Les architectes ont un avis mitigé sur la complexité de concevoir un bâtiment en bois, mais il est généralement convenu avec les fournisseurs d'offrir un soutien technique. En effet, les besoins d'informations sont importants lors de l'utilisation des bois d'ingénierie d'autant que cela semble manquer dans les formations des architectes comme des ingénieurs civils (Wagner and Hansen, 2004). O'connor et al. (2004) ont constaté que les promoteurs et les constructeurs/entrepreneurs sont encore plus réticents que les architectes, leurs principales préoccupations étant liées aux coûts, à la rapidité de mise en œuvre et à la qualité de la construction.

Les émissions de CO₂ des combustibles fossiles et des procédés des matériaux de construction ont été calculées en Nouvelle-Zélande par Buchanan et Honey (1994). Ils ont comparé les structures en bois et celles en acier et béton armé de différentes constructions.

Les résultats sont unanimes, la consommation de combustible fossile et les émissions sont plus faibles pour la fabrication de matériaux en bois. En 1999, Buchanan et Levine ont repris les résultats de l'article cité précédemment en y ajoutant des calculs de ratios énergétiques, d'émission et de séquestration de C et de teneur en bois par mètre carré. Ils expliquent la méthode d'obtention du facteur de déplacement, dans la colonne de droite, avec l'exemple des hôtels étudiés. Ce facteur est le résultat de la division des réductions d'émissions, ici 22 kg/m^2 , sur l'augmentation de séquestration, 21 kg/m^2 , obtenus en soustrayant la séquestration des constructions en bois moins celle des hôtels en béton. Le facteur de déplacement de la substitution du béton par le bois des hôtels obtenu est de 1,05. C'est grâce à ces facteurs de déplacement que Buchanan et Levine (1999) ont déterminé qu'une augmentation de 17 % de l'utilisation du bois dans l'ensemble du secteur de la construction permettrait de réduire de 20 % la consommation de combustibles fossiles et 20 % les émissions de GES. Ce qui représenterait tout de même une réduction de 1,5 % des émissions nationales de la Nouvelle-Zélande.

Tableau 9 : Ratio par mètre carré de l'énergie, du carbone et de la teneur de bois dans les trois types de constructions non résidentielles.

Material	Energy		Carbon		Wood	Displacement factor
	(1983) GJ/m ²	(1996) GJ/m ²	Released (kg C/m ²)	Stored (kg C/m ²)		
Hostel						
Concrete	3.7	3.2	64	10	0.04	Concrete to wood
Wood	2.7	2.1	42	31	0.12	1.05
Office						
Concrete	5.6	4.7	94	5	0.02	
Steel	6.6	4.8	96	5	0.02	Concrete to wood
Wood	3.7	3.0	60	35	0.14	1.1
Industry						
Steel	3.2	2.1	42	2	0.008	Steel to wood
Wood	1.8	1.4	28	11	0.04	1.6

Source Buchanan et Levine (1999).

Cole et Kernan (1996) ont réalisé une évaluation de cycle de vie énergétique de bâtiments accueillant des bureaux au Canada comparant des structures en bois, en acier et en béton. Leurs résultats montrent que la structure en béton consomme 6 % de plus qu'en bois et 14 % dans le cas de l'usage d'acier. L'étude de Cole et Kernan (1996) montre également que la phase du cycle de vie la plus énergivore est l'utilisation, mais qu'elle est équivalente pour les trois matériaux, le niveau d'isolation étant identique. Cole (1998) a constaté qu'une construction à ossature bois de plusieurs étages au Canada consommait respectivement entre 5 % et 12 % pour la fabrication des matériaux, si l'on considère ou non le transport des ouvriers sur le chantier. Ce qui peut sembler surprenant, c'est que Cole (1998) a trouvé que l'énergie et les émissions de GES pour la phase de construction, en

comparaison avec une construction en acier, sont beaucoup plus élevées pour celle en béton et légèrement plus élevées pour une structure en bois.

Borjesson et Gustavsson (2000) ont corrélé l'utilisation des terres, la substitution des bioénergies et les alternatives de fin de vie des matériaux de construction en Suède. Les résultats montrent que la construction d'un édifice de plusieurs étages majoritairement en béton consomme de 60 % à 80 % de plus d'énergie primaire que pour une structure en bois. Ce calcul prend en considération les alternatives d'usage des terres et les effets sur le bilan C. De plus, les résidus de coupe et de construction ainsi que le bois après démolition sont tous utilisés à des fins énergétiques en remplacement à des combustibles fossiles.

Une analyse de cycle de vie portant sur la construction de l'aéroport d'Oslo, afin de comparer les poutres en acier et en lamé et collé, inclut les aspects économiques. Les constructions avec une structure porteuse en bois ont généralement un coût du même ordre de grandeur qu'une structure en acier, à plus ou moins 20 %. Dans le cas de l'aéroport d'Oslo, la solution de construire majoritairement en bois revenait moins cher que si elle avait été réalisée en acier. Pour cette étude, Petersen et Solberg (2002) ont estimé à 50 % les rebuts d'acier. Les résultats montrent que la fabrication des poutres en acier consomme entre deux et trois fois plus que celles en lamé et collé. En effet, la consommation énergétique a été estimée à 140 kWh/m^2 pour la construction en bois, alors que la solution

alternative serait 279 kWh/m^2 . Dans leur cas, la consommation de combustible fossile est entre 6 et 12 fois supérieure pour l'acier et les émissions de GES sont plus de 5 fois supérieures à celle des poutres en lamé et collé. Cette si grande différence est due à l'extraction des minerais pour la production d'acier, expliquent les auteurs. De plus, la majorité de l'énergie nécessaire pour fabriquer les poutres de lamé et collé provient de la biomasse résiduelle, qui est carboneutre.

Junilla et al. (2004) ont quantifié les impacts environnementaux d'un immeuble de $24\,000 \text{ m}^2$ recevant des bureaux. Les résultats montrent que dans le cas étudié, l'impact le plus important est la consommation électrique pendant l'opération du bâtiment. Les autres phases les plus significatives sont celles de la fabrication des matériaux de construction, du chauffage des bureaux et de la maintenance. Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus par Suzuki et Oka (1998), qui avaient analysé dix tours de bureaux au Japon.

Scheuer et al. (2003) ont réalisé une analyse de cycle de vie d'un pavillon de six étages sur le campus de l'Université du Michigan. La consommation énergétique totale fut estimée à 316 GJ/m^2 . La phase de fabrication et de transport des matériaux de construction représente 2,2 % de cette consommation, alors que l'étape d'utilisation est supérieure à 97 % et seulement 0,2 % pour la fin de vie.

2.7 PERFORMANCE ENVIRONNEMENTALE DES AUTRES MATÉRIAUX DE CONSTRUCTION

La production de certains matériaux émet du dioxyde de carbone directement à l'atmosphère en raison des modifications chimiques, c'est le cas du béton entre autres. Près de 200 millions de tonnes de C sont ainsi émises chaque année dans le monde (Buchanan and Levine, 1999).

Historiquement, l'étude de Boyd en 1976 était dans les premières à avoir réalisé une comparaison de l'énergie nécessaire pour la production de différents matériaux de construction. La production d'acier avait été estimée à 58,5 MJ/kg, pour l'aluminium la production consomme 223 MJ/kg et 9,91 MJ/kg pour le béton (Boyd et al., 1976). Le rapport de masse n'est pas approprié pour permettre une comparaison directe selon Conklin et Stalker (1996). En effet, les caractéristiques mécaniques n'ont pas forcément de lien avec le poids ou la densité. L'approche par type de structure semble plus adaptée, comme l'on fait les chercheurs de CORRIM. Conklin et Stalker (1996) prennent l'exemple des poteaux qu'ils ont étudiés, le rapport de masse de l'acier sur le bois est de 0,53. Dans les analyses de CORRIM, le rapport de masse avec le béton serait négligeable, mais avec une masse

³
volumique du béton de 2 240 kg/m³. Taylor et Van Langenberg (2003) prennent l'exemple des bâti-s de fenêtre qui pèsent respectivement 31,65 kg, 43,73 kg et 26,43 kg quand elles

sont en aluminium, PVC et en bois. La consommation énergétique pour la fabrication de produit équivalent varie d'autant plus, soit 26,6 GJ pour la fenêtre en aluminium, 20,8 GJ pour une en PVC et 19,2 GJ si la fenêtre est en bois.

Conklin et Stalker (1996) comparent le bois au plastique recyclé, la densité du bois est légèrement supérieure, mais demande beaucoup moins d'énergie pour le traitement. Dans la famille des plastiques, Taylor et Van Langenberg (2003) ont présenté les facteurs de potentiel de réchauffement global⁶ de 4,2 kg/m² de plancher pour le PVC et moitié moins importants pour le linoléum, quant à celui du bois, il est considéré comme négligeable avec 0,42 kg/m².

Le petit tableau suivant récapitule les émissions de C de la production de différents matériaux couramment utilisés dans le domaine de la construction. Taylor et Van Langenberg (2003) ont considéré la séquestration du C organique dans le bois, ce qui permet d'obtenir un bilan C négatif.

⁶

Les facteurs de potentiel de réchauffement global est la traduction de global warming potentiel (GWP)

Tableau 10: Récapitulatif des intensités carboniques des différents matériaux les plus couramment utilisés dans le secteur de la construction.

Matériaux	Émissions de C (kg de C/ tonne de matière)
Charpente en bois	-460
Verre	630
Acier	1 090
Aluminium	2 400
Plastique	2 810

Source: Taylor et Van Langenberg (2003).

LE BÉTON

Le béton est le matériel le plus utilisé dans le domaine de la construction à travers le monde. D'après le Portland Cement Association, la consommation en Amérique du Nord est en croissance régulière, passant ainsi de 119 millions de tonnes en 2004 à 132 millions de tonnes en 2007 avec un pourcentage d'importation assez régulier au-dessus de 25 %.

Le béton est le mélange d'un agrégat de minéraux, que sont le sable, le gravillon et le ciment. Les procédés de fabrication sont énergivores, au point où ils sont estimés comme représentant 2 % de la consommation énergétique mondiale et au moins 5 % de la consommation industrielle (Worrell et al., 2001). Les combustibles utilisés sont principalement fossiles, comme le charbon pour la fabrication de clinker. De plus, les procédés eux-mêmes émettent également du C. Le cumul de ces deux sources rend le secteur du béton, l'industrie la plus importante émettrice. Les émissions secondaires sont considérées comme négligeables en comparaison aux émissions directes.

Worrell et al. (2001) ont distingué les deux principaux procédés avec un four sec ou humide, ce qui influence la consommation énergétique. En effet, la production de clinker avec un four sec consomme 5,9 GJ/t et 3,5 GJ/t pour l'utilisation d'un four humide. À cela, il faut ajouter la consommation d'électricité, qui est estimée à 0,3 GJ/t de béton.

L'intensité carbonique de la production de béton est variable en fonction de la situation géographique, en raison des différentes sources de production d'électricité et de la consommation de combustibles fossiles. La moyenne mondiale des émissions de C est de 222 kg par tonne de béton, en Amérique du Nord la moyenne est légèrement plus élevée avec 242 kg de C par tonne de béton (Worrell et al., 2001).

Pour réduire les émissions de C, Worrel et al. (2001) suggèrent d'améliorer l'efficacité énergétique des procédés de production du béton et d'utiliser des combustibles avec une intensité carbonique moins importante. À long terme, il serait envisageable de retirer les émissions des procédés directement dans les rejets atmosphériques. Toutes ces solutions demandent encore des investissements en recherche et développement. Le résultat des études menées à ce jour estime possible une réduction entre 10 % et 30 % de la consommation énergétique des fours. Une récente étude indienne, réalisée par TATA Energy Res. Inst. 1999 (source non trouvée), estime à 33 % la réduction de consommation pour les technologies commercialisées et prévoit des réductions de 48 % pour le futur, ce qui impliquerait une réduction des émissions des GES de 27 %.

LES MÉTAUX

Il y a beaucoup de facteurs et paramètres qui influencent la performance environnementale de la production d'un métal en particulier. Des analyses de cycle de vie sont appliquées à la production de métaux, permettant d'obtenir une image des impacts environnementaux, mais aussi de pointer les étapes de la production les plus néfastes. Au berceau, on retrouve l'exploitation minière, les types de combustibles, les sources de production d'électricité et le transport des matériaux sans oublier la technique des procédés de production.

Selon Norgate et al. (2007), la production de métal génère des résidus solides, liquides et gazeux directs (pendant l'extraction des ressources premières et les procédés) et indirects (associés à la consommation de matières premières et la production d'électricité). L'extraction des minéraux nécessaire pour la production des métaux est énergivore et toxique.

Les nouvelles techniques de production des métaux existants et de ceux à venir peuvent avoir une part importante dans la réduction de l'empreinte environnementale. Particulièrement des métaux à hautes intensités énergétiques comme l'aluminium ou le titane (Norgate et al., 2007).

D'après Taylor et Van Langenberg (2003), la production d'une tonne d'aluminium nécessite cinq tonnes de bauxite sachant que l'extraction de bauxite engendre la dégradation de 50 m² de terre pour la production d'une tonne d'aluminium. L'extrant le plus nocif, car caustique, de la production d'aluminium sont les boues et sables rouges qui sont par la suite neutralisés par l'ajout d'acide, mais moins d'un pourcent de ces boues sont utilisés. La production d'aluminium primaire est surtout consommatrice d'énergie et principalement d'électricité. La demande énergétique pour la production d'aluminium recyclé est bien moindre avec 8 MJ/kg.

L'ACIER

En 2002, l'industrie de l'acier au Canada compte 42 fonderies de petite capacité, dispersées sur tout le territoire, exception faite de Terre-Neuve, l'Île du Prince Édouard et du Nouveau-Brunswick. La production annuelle est de l'ordre de 20 millions de tonnes de produits semi-finis et un potentiel de quelque 300 000 tonnes de capacité additionnelle (Markus, 2002).

Lors de production d'acier, les éléments bruts sont mélangés dans un four à arc électrique. La composition et les proportions des éléments sont en fonction des caractéristiques mécaniques désirées. L'acier fondu est ensuite transféré vers des procédés de raffinage afin d'en extraire les impuretés, dont le C (Norgate et al., 2007).

Taylor et Van Langenberg (2003) quantifient les impacts environnementaux de la production d'acier en faisant un bilan des intrants et des extrants. Ce qui permet d'obtenir que la production d'une tonne d'acier nécessite 1,5 tonne de minerais de fer, 225 kg de pierre à chaux, 750 kg de charbon et 150 000 litres d'eau. Les extrants sont de 145 kg de mâchefer, 230 kg de résidus solides, 2 tonnes de CO² et 40 kg de polluants atmosphériques.

Concernant la consommation énergétique de la production d'acier canadien, Markus (2002) fait la distinction entre les fonderies « integrated » et les « mini-mill ». Les fonderies intégrées semblent produire l'acier à partir de minerais et l'intensité énergétique est de 19 GJ/tonne d'acier brut. Les petites fonderies consomment 8,05 GJ/tonne d'acier brut issu du recyclage. L'auteur fait remarquer que les progrès technologiques ont permis de réduire de 1 GJ par tonne d'acier entre les années 1990 et 2000. Le CANMET estime que la consommation énergétique pour la production d'acier canadien est passée de 27 MJ par Kg en 1989 à 11,9 MJ/kg en 2010.

2.8 AUTRES ASPECTS À CONSIDÉRER DANS LA CONSTRUCTION AVEC DES MATÉRIAUX EN BOIS

L'ÉNERGIE OPÉRATIONNELLE ET L'ÉNERGIE INTRINSÉQUE

La consommation d'énergie est un paramètre très utilisé lorsque l'on veut mesurer l'impact des bâtiments sur l'environnement. Des études conduites récemment ont mis en lumière l'importance de l'énergie opérationnelle et celle de l'énergie intrinsèque dégagées par les bâtiments pendant leur durée de vie. Dans une analyse de cycle de vie énergétique d'un bâtiment, l'énergie intrinsèque et l'énergie consommée pour les opérations sont inventoriées (Fay et al., 2000).

D'après Fray et al. (2000), l'énergie intrinsèque d'un produit est la somme des énergies nécessaires à l'extraction, le transport et le raffinage de la matière première avec l'énergie consommée pour la transformation et l'assemblage. L'énergie intrinsèque est généralement exprimée en GJ par tonne de matière. Il est ainsi possible de déterminer l'énergie intrinsèque d'un assemblage, comme un mur ou un bâtiment complet, grâce aux bilans de masses de chacun des éléments qui le composent. L'unité peut ensuite être transposée au besoin tel que le mètre carré pour une construction (Yohanis and Norton, 2002).

Dans le cas d'une construction, cela se résume à quantifier l'énergie consommée pour l'extraction, les procédés de transformation et le transport des matériaux de l'ensemble des composantes du bâtiment (Yohanis and Norton, 2002). Yohanis et Norton (2002) ajoutent que les divers travaux d'entretien, comme la peinture, le changement d'une ampoule ou des revêtements de sol, mais également les rénovations ou modifications apportées aux bâtiments pendant leur vie utile. L'énergie requise pour la démolition est généralement considérée comme très faible en comparaison avec les autres phases du cycle de vie d'une construction (ex. Cole and Kernan, 1996; Fay et al., 2000). De toute façon, l'énergie intrinsèque qui pourrait être sauvée par le recyclage des matériaux serait attribuée, dépendamment des règles d'imputation, à la future construction, non pas au bâtiment déconstruit (Fay et al., 2000).

Fray et al. (2000) expliquent qu'il existe trois méthodes pour comptabiliser l'énergie intrinsèque:

- l'analyse par procédés: la plus simple des méthodes, mais il y a un grand nombre de biens et services, ce qui rend la tâche minutieuse;

- l'analyse des entrée/sortie économique: cette méthode est basée sur les inventaires nationaux permettant de réaliser des comparaisons entre les secteurs d'activités, mais ne peut être applicable à un produit;
- l'analyse dite hybride: combinaison des deux analyses décrites précédemment en diminuant autant que possible les incertitudes. Le principal inconvénient de cette méthode est le manque de bases de données exhaustives et fiables.

L'énergie intrinsèque du bois est significativement moindre que la concurrence d'après Taylor et Van Langenberg (2003). Dans leurs revues de littérature, les résultats trouvés concernant l'énergie intrinsèque du bois varient d'un intervalle de 0,6 et 41,2 MJ par kg, alors que celle de l'acier est entre 8,9 et 59 MJ/kg (Taylor and Van Langenberg, 2003). Le tableau qui suit permet de comparer l'énergie intrinsèque de certains matériaux utilisés dans le domaine de la construction.

Tableau 11 : Énergie intrinsèque nécessaire à la production de certains matériaux couramment utilisés dans le secteur de la construction.

Material	Embodied Energy (MJ/kg)
Kiln dried sawn softwood	3.4
Kiln dried sawn hardwood	2.0
Air dried sawn hardwood	0.5
Particleboard	8.0
Medium Density Fibreboard (MDF)	11.3
Plywood	10.4
Glued-laminated timber	11.0
Laminated veneer timber	11.0
Plastics (general)	90.0
PVC	80.0
Acrylic Paint	61.5
Glass	12.7
Mild steel	34.0
Galvanised mild steel	38.0
Aluminium	170.0
Copper	100.0
Zinc	51.0

Source Taylor et Van Langenberg (2003).

L'énergie opérationnelle comprend l'énergie consommée pour le chauffage et la climatisation des bâtiments, le chauffage de l'eau sanitaire, l'éclairage et l'ensemble de l'électroménager (Fay et al., 2000).

Dépendamment de l'hypothèse sur la durée de vie du bâtiment, dans le cas d'une construction résidentielle, l'énergie intrinsèque représente 70 % de l'énergie totale, dans les nouveaux bâtiments bien isolés, il est envisageable que ce taux passe à 50 %. Dans le domaine industriel, l'énergie intrinsèque est de l'ordre de 20 % (Yohanis and Norton, 2002).

L'énergie intrinsèque d'une tour de bureaux varie en moyenne entre 4 et 12 GJ/m² (Cole and Kerman, 1996). À titre de comparaison, Cole et Kerman (1996) estiment qu'une structure en acier consomme 1,61 fois plus d'énergie intrinsèque et celle en béton serait alors 1,27 fois plus que pour le bois. Dans cette étude, l'énergie intrinsèque de la structure est significative, mais pas dominante, représentant 20,3 % pour le bois, 28,9 % dans le cas de l'acier et 24,4 % pour le béton.

L'énergie intrinsèque de la structure de plusieurs immeubles commerciaux a été estimée par Buchanan et Honey (1994) à 1,50 GJ/m² pour une structure en bois, 3,4 GJ/m² dans le cas de l'acier et 4,4 GJ/m² si la construction est en béton. Représentant respectivement 41,61 et 67 % de l'ensemble de l'énergie intrinsèque des immeubles en bois, en acier et en béton.

CONCEPTION ARCHITECTURALE DES BÂTIMENTS

De plus en plus de groupements ou d'organisations s'intéressent au design des bâtiments pour les rendre le plus efficace possible au niveau des impacts environnementaux. La terminologie « bâtiments verts » est définie comme la pratique d'amélioration énergétique des matériaux, de la construction et de l'utilisation afin de réduire les impacts environnementaux de la construction (Bergman and Bowe, 2008).

Bien que le mandat de la présente étude ne soit pas de couvrir les implications liées à la construction de bâtiment vert, il est tout de même pertinent de souligner l'importance grandissante de ce mouvement (Irland, 2007). Bergman et Bowe (2008) estiment à 2 %, en 1995, le nombre de nouvelles constructions identifiées comme étant « vertes », représentant des investissements de 7,4 milliards de dollars et que la part minimale du marché devrait augmenter de 5 %, soit 19 milliards de dollars, d'ici 2010.

Plusieurs certifications existent, dont LEED et BREEAM, de même que plusieurs initiatives d'envergure soutenues par le gouvernement canadien, dont le programme C200012 qui arrive à des résultats très intéressants (Gaboury, 2007), comme mentionné précédemment. D'après un document de Lucuik et al. (2005), réalisé entre autres par certains des membres d'ATHENA au Canada, un bâtiment vert :

Localisation :

- évite les sites fragiles;
- est situé près des transports en commun;
- ne contribue pas à l'étalement urbain.

Sur le site :

- tend à diminuer l'eau en surface à l'aide de mécanismes d'évacuation intégrés;
- ne nécessite pas d'irrigation;
- minimise les impacts écologiques;
- augmente la proportion d'espaces verts.

À l'extérieur :

- utilise des filtres à lumière;
- utilise des systèmes énergétiques alternatifs sur place (éolienne, panneaux solaires);
- utilise des toits verts maximisant l'isolation;
- utilise un éclairage extérieur efficace.

Intérieur du bâtiment :

- minimise la quantité de matériaux utilisés – laisser la structure exposée;
- maximise la flexibilité des composants – murs mouvants;
- laisse le contrôle de la chaleur – climatisation à l'occupant;
- maximise l'entrée de lumière naturelle et la vue sur l'extérieur;
- maximise la qualité de l'air;
- minimise les dépenses en eau à l'aide d'équipement efficace ;
- contient des îlots de recyclage et de compostage.

Autres attributs :

- possède des enveloppes extérieures efficaces;

- possède un éclairage efficace énergétiquement;
- utilise des matériaux isolants sans danger d'émanation de composés toxiques;
- utilise des matériaux de maintenance verts;
- mesure les performances énergétiques pour viser une amélioration continue.

En conclusion, Lucuik et al. (2005) affirment qu'une construction verte peut réduire de 70 % les émissions de GES sur le cycle de vie pour un surcoût de 2 % à 8 %, par rapport à une construction traditionnelle au Canada. Les économies de dépenses énergétiques étant principalement durant la phase d'utilisation, pour le chauffage et la climatisation plus précisément.

CERTIFICATION ET TRAÇABILITÉ DU BOIS

Comme mentionné dans le paragraphe précédent, l'intérêt pour les constructions avec de bonnes performances environnementales est grandissant. Pour les produits du bois dans les constructions résidentielles ou non, l'innovation est centrée sur le développement de produits du bois certifiés (Irland, 2007).

L'industrie forestière en Amérique du Nord est composée de nombreuses entreprises réparties dans les nombreuses activités comme la récolte, la première et toutes les autres étapes de transformation. La plupart des transactions de bois se font entre entreprises, une part infime est vendue directement aux consommateurs.

Irland (2007) a estimé qu'en 2005, 240 millions d'hectares de forêt étaient certifiés, ce qui représente 6 % du couvert forestier mondial, 22 % de l'approvisionnement de l'industrie forestière, mais 95 % de cette surface se trouve dans l'hémisphère nord. En Amérique du Nord, 140 millions d'hectares sont certifiés. Cette démarche ne s'est pas généralisée à tout le marché. Malgré l'adhésion des plus grosses scieries, la majorité des producteurs sont de taille modeste, particulièrement dans l'Est.

L'intérêt croissant pour les certifications dans le domaine de la construction, comme LEED, est un élément favorisant l'utilisation de matériaux ayant un impact environnemental plus faible. De plus, l'utilisation de produits certifiés permet d'augmenter la cote pour la certification LEED.

3 CONCLUSION DE LA SYNTHÈSE DE LITTÉRATURE

Les conclusions de la totalité des articles et rapports lus pour cette synthèse sont unanimes, les impacts d'une construction favorisant l'utilisation de bois sont moindres que ceux des matériaux concurrents. Particulièrement d'un point de vue énergétique, la fabrication des matériaux en bois est moins énergivore que le béton ou l'acier, mais de plus une bonne part des besoins est fournie par les résidus de biomasse réduisant d'autant les émissions de gaz à effet de serre. En plus d'être le seul matériau issu d'une ressource renouvelable à être utilisé dans le domaine de la construction, le bois séquestre une quantité non négligeable de C et sa transformation en émet peu.

Comme nous l'avons vu, la méthode la plus employée pour identifier et quantifier les différents impacts environnementaux est l'analyse de cycle de vie. L'ACV peut être un bon outil d'aide à la décision, en permettant de faire des comparaisons entre différents scénarios de fin de vie par exemple, mais surtout pour comparer différents matériaux. Cependant, il faut demeurer prudent sur les comparaisons de résultats d'ACV dont le territoire géographique diffère, ou qui ne sont pas synchrones.

Certains auteurs ont mis de l'avant que l'industrie du bois doit redoubler d'efforts en communication et en marketing afin de redonner à ce matériau de construction toutes ses

lettres de noblesse, particulièrement dans le domaine de la construction non résidentielle. Possiblement que les résultats des analyses sur le bois de construction pourraient être utiles à cette tâche.

Werner et Richter (2007), comme l'ont fait Niles et Schwarze (2001) avant eux, suggèrent que les produits du bois soient analysés dans une approche de développement durable, permettant d'avoir une perception plus générale des bénéfices de l'utilisation de ce matériel. L'aspect économique est parfois discuté, mais il serait pertinent d'ajouter des indicateurs sociaux quantifiables tout au long de la chaîne d'approvisionnement. De plus, les aspects spatiotemporels devraient être intégrés dans ces analyses pour mieux informer les décideurs.

La forêt est un système particulièrement complexe, car elle remplit de nombreuses fonctions au niveau écosystémique et les multiples utilisateurs se partagent ce milieu pour exercer leurs diverses activités. Cet aspect devrait également être pris en considération dans les analyses permettant d'orienter les décideurs vers la gestion intégrée, mais il faut reconnaître que ce n'est pas une tâche facile.

Depuis quelques années se développent les biocarburants issus de matière cellulosique, cette énergie semble prometteuse surtout depuis la publication du rapport sur

la sécurité alimentaire de la FAO (UN Energy, 2007). Des projets de bioraffineries sont évoqués (ex. Niles and Schwarze, 2001) afin de maximiser l'utilisation de la ressource et d'optimiser la chaîne de valeur de chacun des innombrables produits issus de la matière bois. Si ces solutions sont aussi prometteuses, des recherches préalables semblent indispensables pour quantifier les gains possibles et définir les scénarios gagnants avant de commencer à investir.

Dans le contexte particulier du Québec, dans lequel environ 97 % de l'électricité est produite à partir de force hydraulique, cette information revêt une certaine importance. En plus de l'utilisation de la totalité des résidus de biomasse, il serait pertinent de maximiser la consommation électrique pour toutes les machines tournantes. Même si les articles utilisés pour cette synthèse n'en font pas mention, les biocarburants de seconde génération, produits à partir de matière lignocellulosique, devraient se développer dans un avenir rapproché. Il serait ainsi envisageable qu'un bouquet énergétique, composé d'électricité « propre », de biocombustible solide et de biocarburant, permette à l'industrie forestière du Québec de devenir carboneutre. En plus de redorer l'image de ce secteur en difficulté, la séquestration de C par les produits du bois n'en serait que bonifiée.

BIBLIOGRAPHIE

- Adalberth, K., 2000. Energy Use and Environmental Impact of New Residential Buildings.
- ADEME, 2000. Programme bois-énergie2000/2006 (No. 3335).
- AEE, 2008. Dépliant du programme de réduction de consommation de mazout lourd.
- Armsworth, P.R., Kendall, B.E., Davis, F.W., 2004. An introduction to biodiversity concepts for environmental economists. *Resource and Energy Economics* 26, 115-136.
- Asif, M., Davidson, A., Muneer, T., 2002. Life cycle of window materials--a comparative assessment. School of Engineering , Napier University, Edinburgh, U.K.,.
- Athanassiadis, D., 2000. Energy consumption and exhaust emissions in mechanized timber harvesting operations in Sweden. *The Science of The Total Environment* 255, 135-143.
- Baird, G., Chan, S.A., 1983. "Report No. 76" Energy Cost of Houses and Light Construction Buildings and Remodelling of Existing Houses (No. Report No. 76). New Zealand Energy Research and Development Committee, Auckland.
- Baral, A., Guha, G.S., 2004. Trees for carbon sequestration or fossil fuel substitution: the issue of cost vs. carbon benefit. *Biomass and Bioenergy* 27, 41-55.
- Barlaz, M.A., 2006. Forest products decomposition in municipal solid waste landfills. *Waste Management* 26, 321-333.

- Bergman, R., Bowe, S., 2008. Environmental impact of producing hardwood lumber using life-cycle inventory. WOOD AND FIBER SCIENCE 40, 448-458.
- Berg, S., Karjalainen, T., 2003. Comparison of greenhouse gas emissions from forest operations in Finland and Sweden. Forestry 76, 271-284.
- Birdsey, R.A., 1992. Carbon storage and accumulation in United States forest ecosystems (No. General Technical Report WO-59). United States Department of Agriculture, Forest Service.
- Börjesson, P., Gustavsson, L., 2000. Greenhouse gas balances in building construction: wood versus concrete from life-cycle and forest land-use perspectives. Energy Policy 28, 575-588.
- Boustead, I., Hancock, G.F., 1979. Handbook of Industrial Energy Analysis, Ellis Horwood Ltd. ed.
- Boyd, C.W., Koch, P., McKean, H.B., Morschauser, C.R., Preston, S.B., Wangaard, F.F., 1976. Wood for structural and architectural purposes. Wood and Fiber 8, 3-72.
- van den Broek, R., Faaij, A., van Wijk, A., 1996. Biomass combustion for power generation. Biomass and Bioenergy 11, 271-281.
- Brown, S., 1997. Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer. (FAO Forestry Paper - 134), FAO Forestry Papers. FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

- Brown, S., Lim, B., Schlamadinger, B., 1999. Evaluating Approaches for Estimating NetEmissions of Carbon Dioxide from Forest Harvesting and Wood Products (Meeting Report). IPCC/OECD/IEA, Dakar, Senegal 1998 Mai 5-7.
- Buchanan, A.H., Honey, B.G., 1994. Energy and carbon dioxide implications of building construction. *Energy and Buildings* 20, 205-217.
- Buchanan, A.H., Levine, S.B., 1999. Wood-based building materials and atmospheric carbon emissions. *Environmental Science & Policy* 2, 427-437.
- Carnow, W., 2008. Greenhouse Gases and Home Building: Manufacturing, Transportation, and Installation of Building Materials, housingeconomics.com.
- NAHB.
- CEI-Bois, 2009. Recognise Harvested Wood Products as carbon stores!, wood in sustainable development-Road map 2010. CEI-Bois, Brussels.
- Chen, J., Colombo, S.J., Ter-Mikaelian, M.T., Heath, L.S., 2008. Future carbon storage in harvested wood products from Ontario's Crown forests. *Canadian Journal of Forest Research* 38, 1947-1958.
- Citherlet, S., Defaux, T., 2007. Energy and environmental comparison of three variants of a family house during its whole life span. *Building and Environment* 42, 591-598.
- Clancy, P., 2002. A Parametric Study on the Time-to-Failure of Wood Framed Walls in Fire. *Fire Technology* 38, 243-269.

- Cole, R.J., 1998. Energy and greenhouse gas emissions associated with the construction of alternative structural systems. *Building and Environment* 34, 335-348.
- Cole, R.J., Kernan, P.C., 1996. Life-cycle energy use in office buildings. *Building and Environment* 31, 307-317.
- Conklin, S.W., Stalker, I.N., 1996. Energy Consumption in CCA Treated Wood Manufacture. AMERICAN WOOD-PRESERVERS' ASSOCIATION TECHNICAL SESSION II, 74-99.
- Council of the european union, 2009. Council Conclusions onEU position for the Copenhagen Climate Conference. COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION.
- Covington, W.W., 1981. Changes in Forest Floor Organic Matter and Nutrient Content Following Clear Cutting in Northern Hardwoods. *Ecology* 62, 41-48.
- CWC, 2002. L'énergie et l'environnement dans la construction résidentielle (No. Série des bâtiments durables n1). Canadian Wood Council.
- CWC, 2004. «Série des bâtiments durables». Canadian Wood Council.
- Denig, J., Wengert, E.M., Simpson, W.T., 2000. Drying hardwood lumber (No. Gen Tech Rep FPL-GTR-118). USDA Forest Service, Forest Prod Lab, Madison, WI.
- Dewar, R.C., Cannell, M.G., 1992. Carbon sequestration in the trees, products and soils of forest plantations: an analysis using UK examples. *Tree Physiol* 11, 49-71.

- Dias, A.C., Louro, M., Arroja, L., Capela, I., 2007. Carbon estimation in harvested wood products using a country-specific method: Portugal as a case study. *Environmental Science & Policy* 10, 250-259.
- Direction du développement de l'industrie des produits forestiers, 2008. *Stratégie d'utilisation du bois dans le domaine de la construction au Québec*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune.
- Dixon, R.K., Solomon, A.M., Brown, S., Houghton, R.A., Trexier, M.C., Wisniewski, J., 1994. Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems. *Science* 263, 185-190.
- Dong, B., Kennedy, C., Pressnail, K., 2005. Comparing life cycle implications of building retrofit and replacement options. *Can. J. Civ. Eng.* 32, 1051-1063.
- Environment Canada Greenhouse Gas Division, 2009. *National Inventory Report 1990–2007: Greenhouse Gas Sources and Sinks in Canada (National Inventory No. En81-4/2007E-PDF)*. Env. Canada.
- Environnement Canada, 2010. Le Canada annonce la cible de réduction des émissions visée au titre de l'accord de Copenhague.
- EPA, 2004. *Municipal Solid Waste in the United States: 1992 Update*. (No. EPA/530-R-94-042, NTS #PB 95-147690). Environmental Protection Agency, Washington.
- D.C.:

- Eriksson, E., Gillespie, A.R., Gustavsson, L., Langvall, O., Olsson, M., Sathre, R., Stendahl, J., 2007. Integrated carbon analysis of forest management practices and wood substitution. *Revue canadienne de recherche forestière* 37, 671-681.
- Erlandsson, M., Odeen, K., Edlund, M.-L., 1992. Environmental consequences of various materials in utility poles - A life cycle analysis. The international research group on wood preservation, working group III.
- European Commission, 2001. Task Group 3: Construction and Demolition Waste, Final Report of the Construction and Demolition Waste Working Group. European Commission, Brussels.
- European Union, 2001. Directive 2001/77/EC of the European Parliament and the Council of 27 September 2001 on the promotion of electricity produced from renewable energy sources in the internal electricity market. *Official Journal of the European Communities*.
- FAO, 2006. Global Forest Resources Assessment 2005 (Text). Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO, 2007. State of the world's forest 2007. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Fay, R., Treloar, G., Iyer-Rani, U., 2000. Life-cycle energy analysis of buildings: a case study. *Building Research & Information* 28, 31-41.

- Forintek, 1993. Raw Material Balances Energy Profiles and Environmental Unit Factor Estimates for Structural Wood Products/Structural SteelProducts/Cement and Structural Concrete Products, Vancouver. Forintek Canada.
- Fossdal, S., 1995. Energy consumption and environmental impact of buildings -- Environmental study shows that the log house has a smaller environmental impact than the timber-frame house. Building Research & Information 23, 221.
- Frey, H.C., Kuo, P.-Y., 2006. Assessment of potential reduction in greenhouse gas (GHG) emissions in freight transportation. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Gaboury, S., 2007. Synthèse de la littérature existante sur la performance environnementale du bois, en comparaison avec d'autres matériaux de construction, Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune. Chaire en éco-conseil, Chicoutimi, Qc.
- 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 Quebec's closed-crown boreal forest. Forest Ecology and Management 257, 483–494.
- Glover, J., White, D., Langrish, T., 2002. Wood versus concrete and steel in house construction: A life cycle assessment. JOURNAL OF FORESTRY 100, 34-41.
- Gorgolewski, M., 2006. The implications of reuse and recycling for the design of steel buildings. Canadian Journal of Civil Engineering 33, 489-496.

Goverse, T., Hekkert, M.P., Groenewegen, P., Worrell, E., Smits, R.E.H.M., 2001. Wood innovation in the residential construction sector; opportunities and constraints.

Resources, Conservation and Recycling 34, 53-74.

Gower, S.T., Vogel, J.G., Norman, J.M., Kucharik, C.J., Steele, S.J., Stow, T.K., 1997.

Carbon distribution and aboveground net primary production in aspen, jack pine, and black spruce stands in Saskatchewan and Manitoba, Canada. J. Geophys. Res.

Grahn, M., Azar, C., Lindgren, K., 2009. The role of biofuels for transportation in CO₂ emission reduction scenarios with global versus regional carbon caps. Biomass and Bioenergy 33, 360-371.

Green, C., Avitabile, V., Farrell, E.P., Byrne, K.A., 2006. Reporting harvested wood products in national greenhouse gas inventories: Implications for Ireland. Biomass and Bioenergy 30, 105-114.

Gustavsson, L., Joelsson, A., Sathre, R., 2009. Life cycle primary energy use and carbon emission of an eight-storey wood-framed apartment building. Energy and Buildings.

Gustavsson, L., Pingoud, K., Sathre, R., 2006. Carbon Dioxide Balance of Wood Substitution: Comparing Concrete- and Wood-Framed Buildings. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 11, 667-691.

Gustavsson, L., Sathre, R., 2006. Variability in energy and carbon dioxide balances of wood and concrete building materials. Building and Environment 41, 940-951.

- Gustavsson, L., Madlener, R., Hoen, H.-F., Jungmeier, G., Karjalainen, T., KlÖhn, S., Mahapatra, K., Pohjola, J., Solberg, B., Spelter, H., 2006. The Role of Wood Material for Greenhouse Gas Mitigation. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11, 1097-1127.
- Hashimoto, S., 2008. Different accounting approaches to harvested wood products in national greenhouse gas inventories: their incentives to achievement of major policy goals. *Environmental Science & Policy* 11, 756-771.
- Hashimoto, S., Nose, M., Obara, T., Moriguchi, Y., 2002. Wood products: potential carbon sequestration and impact on net carbon emissions of industrialized countries. *Environmental Science & Policy* 5, 183-193.
- Hatton, T., 1999. Canada's wood residues: a profile of current surplus and regional concentrations. Prepared for National Climate Change Progress Forest Sector Table. Industry, Economics and Programs Branch. Canadian Forest Service, Ottawa, Ont.
- Hedemann, J., König, U., 2007. Technical Documentation of the ecoinvent Database.
- Hennigar, C.R., MacLean, D.A., Amos-Binks, L.J., 2008. A novel approach to optimize management strategies for carbon stored in both forests and wood products. *Forest Ecology and Management* 256, 786-797.
- Humbert, S., Margni, M., Jolliet, O., 2005. IMPACT 2002+: User Guide.
- IEA, T.38, 2002. *Greenhouse Gas Balances of Biomass and Bioenergy Systems*.

- Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007. IPCC Fourth Assessment Report Synthesis. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC, 1997. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge, UK.
- IPCC, 2000. Land Use, Land-Use Change and Forestry, Special Report of the IPCC. Cambridge University Press.
- IPCC, 2001. Climate change 2001: The scientific basis. Contribution of the Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC, 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC, 2007. Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland.
- Irland, L.C., 2007. Developing Markets for Certified Wood Products. Journal of Industrial Ecology 11, 201-216.
- ISO, 1997. ISO 14040:1997 Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre (Norme). International Standards Organization.
- ISO, 2006. ISO 14044:2006 Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Exigence et lignes directrices (Norme). International Standards Organization.

- Johnson, L., Lippke, B., Marshall, J., Comnick, J., 2005. Life-cycle impacts of forest resource activities in the Pacific Northwest and Southeast United States. WOOD AND FIBER SCIENCE 37, 30-46.
- Jolliet, O., Saadé, M., Crettaz, P., 2005. Analyse du cycle de vie - Comprendre et réaliser un écobilan.
- Jungmeier, G., McDarby, F., Evald, A., Hohenthal, C., Petersen, A.-K., Schwaiger, H.-P., Zimmer, B., 2003. Energy aspects in LCA of forest products. The International Journal of Life Cycle Assessment 8, 99-105.
- Junnila, S., Horvath, A., Guggemos, A.A., 2004. Life-Cycle Assessment of Office Buildings in Europe and the United States. J. Infrastruct. Syst. 12, 10-17.
- Jurgensen, M.F.[1], Harvey, A.E., Graham, R.T., Page-Dumroese, D.S.[1], Tonn, J.R., Larsen, M.J., Jain, T.B., 1997. Review Article: Impacts of Timber Harvesting on Soil Organic Matter, Nitrogen, Productivity, and Health of Inland Northwest Forests. Forest Science 43, 234-251.
- Karjalainen, T., Pussinen, A., Kellomäki, S., Mäkipää, R., 1999. Scenarios for the carbon balance of Finnish forests and wood products. Environmental Science & Policy.
- Karjalainen, T., Zimmer, B., Berg, S., Welling, J., Schwaiger, H.-P., 2001. Energy, carbon and other material flows inthe life cycle assessment of forestry and forest products achievements of the working group 1 of the COST action E9. European Forest Institute.

- Keoleian, G.A., Blanchard, S., Reppe, P., 2000. Life-Cycle Energy, Costs, and Strategies for Improving a Single-Family House. *Journal of Industrial Ecology* 4, 135-156.
- Kibert, C.J., 2003. Deconstruction: the start of a sustainable materials strategy for the built environment. *UNEP Industry and Environment*.
- Kirschbaum, M.U.F., 2006. Temporary carbon sequestration cannot prevent climate change. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11, 1151-1164.
- Kline, D.E., 2005. Gate-to-gate life-cycle inventory of oriented strandboard production. *Wood and fiber science* vol. 37, pp. 74-84.
- Klavac, R., Skoupy, A., 2009. Characteristic fuel consumption and exhaust emissions in fully mechanized logging operations. *Journal of Forest Research* 14, 328-334.
- Klavac, R., Ward, S., Owende, P.M.O., Lyons, 2003. Energy audit of wood harvesting systems. *Scandinavian journal of forest research* vol. 18, pp. 176-183.
- Knight, L., Huff, M., Stockhausen, J.I., Ross, R.J., 2005. Comparing energy use and environmental emissions of reinforced wood doors and steel doors. *Forest Prod. J.* 55(6):48-52.
- Koch, P., 1992. Wood versus non-wood materials in residential construction : some energy-related global implications. *Forest products journal* vol. 42, pp. 31-42.
- van Kooten, G., 2009. Biological carbon sequestration and carbon trading re-visited. *Climatic Change* 95, 449-463.

- Kozak, R.A., Cohen, D.H., 1999. Architects and structural engineers an examination of wood design and use in nonresidential construction. *Forest products journal* 49, 37-46.
- Kunniger, T., Richter, K., 1995. Life Cycle Analysis of Utility Poles, A Swiss Case Study. Swiss Federal Laboratories for Materials Testing and Research.
- Kurz, W.A., Webb, T.M., McNamee, P.J., Apps, M.J., 1993. The Carbon Budget of the Canadian Forest Sector: Phase I. *SIMULATION* 61, 139-144.
- LeBel, L., Cormier, D., Dubeau, D., Dunnigan, J., Favreau, J., Gingras, J.-F., Hamel, M., Meek, P., Michaelsen, J., Sarthou, C., Thiffault, N., 2009. Opérations forestières et transport des bois, in: Ordre Des Ingénieurs Forestiers Du Québec, Manuel De Foresterie, 2e Éd. Ouvrage Collectif. pp. 1245-1304.
- Levine, M., Ürge-Vorsatz, D., Blok, K., Geng, L., Harvey, D., Lang, S., Levermore, G., Mongameli Mehlwana, A., Mirasgedis, S., Novikova, A., Rilling, J., Yoshino, H., 2007. Residential and commercial buildings. In Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- van de Lindt, J.W., Dao, T.N., 2009. Performance-Based Wind Engineering for Wood-Frame Buildings. *Journal of Structural Engineering* 135, 169.

- Lippke, B., Comnick, J., Johnson, L., 2005. Environmental performance index for the forest. WOOD AND FIBER SCIENCE 37, 149-155.
- Lippke, B., Wilson, J., Perez-Garcia, J., Bowyer, J., Meil, J., 2004. Life-Cycle Environmental Performance of Renewable Building Materials (No. FOREST PRODUCTS JOURNAL Vol. 54, No. 6). CORRIM.
- Lucuik, M., Trusty, W., Larsson, N., Charette, R., 2005. A business case for green building in Canada (No. 2052223.00). Morrison Hershfield Ltd., Ottawa, Canada.
- Lu, J., Chorney, M., Peterson, L., 2009. Sustainable trailer flooring. BioResources 4, 835-849.
- Manna, L., Zanetti, M.C., Genon, G., 1999. Modeling biogas production at landfill site. Resources, Conservation and Recycling 26, 1-14.
- Marcea, R.L., Lau, K.K., 1992. Carbon Dioxide Implications of Building Materials. Journal of Forest Engineering 3, 37-43.
- Markus, E.S., 2002. Cradle-to-Gate Life Cycle Inventory for Canadian and US Steel Production by Mill type. ATHENA sustainable materials institute.
- Marland, E., Stellar, K., Marland, G., 2010. A distributed approach to accounting for carbon in wood products. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 15, 71-91.
- Marland, G., Marland, E., 2009. Trading permanent and temporary carbon emissions credits. Climatic Change 95, 465-468.

- Matasci, C., Seyler, C., Althaus, H.-J., Kytzia, S., 2006. Analyse du Cycle de Vie de 20 bâtiments : analyse des différentes phases de vie et mise en évidence des causes principales de leur impact sur l'environnement. ETH Zürich.
- Mc Keever, D.B., Phelps, R.B., 1994. Wood products used in new single-family house construction: 1950 to 1992. Forest products journal 44, 66-74.
- Meil, J., Bushi, L., Garrahan, P., Aston, R., Gingras, A., Elustondo, D., 2009. Status of Energy Use in the Canadian Wood Products Sector (No. Project No. 6014). Canadian Industry Program for Energy Conservation (CIPEC) Office of Energy Efficiency Natural Resources Canada.
- Meil, J., Wilson, J., O'Connor, J., Dangerfield, J., 2007. An assessment of wood product processing technology advancements between the CORRIM I and II studies. Forest Products Journal 57, 83-89.
- Melillo, J.M., McGuire, A.D., Kicklighter, D.W., Moore, B., Vorosmarty, C.J., Schloss, A.L., 1993. Global climate change and terrestrial net primary production. Nature 363, 234-240.
- Micales, J.A., Skog, K.E., 1997. The decomposition of forest products in landfills. International Biodeterioration & Biodegradation 39, 145-158.
- Milota, M.R., West, C.D., Hartley, I.D., 2005. Gate-to-gate life-cycle inventory of softwood lumber production. Wood and fiber science vol. 37, pp. 47-57.

- Miner, R., Perez-Garcia, J., 2007. The greenhouse gas and carbon profile of the global forest products industry. *Forest Products Journal* 57, 80-90.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, 2009. Consommation totale d'énergie au Québec.
- Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs du Québec, 2009. Cible de réduction des émissions de GES.
- MRNF, 2008. Critères et Indicateur d'aménagement durable des forêts. Ministère de Ressources Naturelles et de la Faune du gouvernement du Québec, Québec.
- Murray, B.C., McCarl, B.A., Lee, H.-C., 2004. Estimating Leakage from Forest Carbon Sequestration Programs. *Land Economics* 80, 109-124.
- Nabuurs, G.J., Masera, O., Andrasko, K., Benitez-Ponce, P., Boer, R., Dutschke, M., Elsiddig, E., Ford-Robertson, J., Frumhoff, P., Karjalainen, T., Krankina, O., Kurz, W.A., Matsumoto, M., Oyhantcabal, W., Ravindranath, N.H., Sanz Sanchez, M.J., Zhang, X., 2007. Forestry. In *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Nabuurs, G.J., Sikkema, R., 2001. International Trade in Wood Products: Its Role in the Land Use Change and Forestry Carbon Cycle. *Climatic Change* 49, 377-395.

- National Trust for Historical Preservation, 1981. New Energy from Old Buildings (The Preservation Press). National Trust for Historical Preservation, Washington, DC.
- NCASI, 2004. An Analysis of the Methods Used to Address the Carbon Cycle in Wood and Paper Product LCA Studies (No. SPECIAL REPORT NO. 04-03). National Council for air and stream improvement (NCASI).
- Nebel, B., Zimmer, B., Wegener, G., 2006. Life Cycle Assessment of Wood Floor Coverings - A Representative Study for the German Flooring Industry (11 pp). The International Journal of Life Cycle Assessment 11, 172-182.
- Nielson, R.W., Dobie, J., Wright, D.M., 1985. Conversion Factors for the Forest Products Industry in Western Canada.
- Niles, J.O., Schwarze, R., 2001. The value of careful carbon accounting in wood products. Climatic change vol. 49, pp. 371-376.
- Norgate, T.E., Jahanshahi, S., Rankin, W.J., 2007. Assessing the environmental impact of metal production processes. Journal of Cleaner Production 15, 838-848.
- Ochoa, L., Hendrickson, C., Matthews, H.S., 2002. Economic Input-output Life-cycle Assessment of U.S. Residential Buildings. J. Infrastruct. Syst. 8, 132-138.
- O'Connor, J., Fell, D., Kozak, R.A., 2004. Potential for increased wood-use in North American nonresidential markets, Part II(builder/owner survey). Forintek Canada Corp.

- O'Connor, J., Kozak, R.A., Gaston, C., Fell, D., 2003. Wood opportunitiesin nonresidential buildings. Forintek Canada Corp. 32.
- Parfitt, B., 2010. Managing BC's Forests for a Cooler Planet Carbon Storage, Sustainable Jobs and Conservation. CCPA-BC and the University of BC.
- Perez-Garcia, J., Lippke, B., Briggs, D., Wilson, J., Bowyer, J., Meil, J., 2005. The environmental performance of renewable building materials in the context of residential construction. WOOD AND FIBER SCIENCE 37, 3-17.
- Perez-Garcia, J., Lippke, B., Comnick, J., Manriquez, C., 2005. An assessment of carbon pools, storage, and wood products market substitution using life-cycle analysis results. WOOD AND FIBER SCIENCE 37, 140-148.
- Petersen, A.K., Solberg, B., 2002. Greenhouse gas emissions, life-cycle inventory and cost-efficiency of using laminated wood instead of steel construction.: Case: beams at Gardermoen airport. Environmental Science & Policy 5, 169-182.
- Petersen, A.K., Solberg, B., 2003. Substitution between floor constructions in wood and natural stone: comparison of energy consumption, greenhouse gas emissions, and costs over the life cycle. Can. J. For. Res. 33, 1061-1075.
- Petersen, A.K., Solberg, B., 2004. Greenhouse gas emissions and costs over the life cycle of wood and alternative flooring materials. Climatic change vol. 64, pp. 143-167.

- Petersen, A.K., Solberg, B., 2005. Environmental and economic impacts of substitution between wood products and alternative materials: a review of micro-level analyses from Norway and Sweden. *Forest Policy and Economics* 7, 249-259.
- Pingoud, K., Perälä, A.-L., 2000. Studies on greenhouse impacts of wood construction. 1. Scenario analysis of potential wood utilisation in Finnish new construction in 1990 and 1994. 2. Inventory of carbon stock of wood products in the Finnish building stock in 1980, 1990 and 1995 (No. Publication 840). Technical Research Centre of Finland, VTT Julkaisuja, Espoo.
- Pingoud, K., Savolainen, I., Seppälä, H., 1996. Greenhouse Impact of the Finnish Forest Sector including Forest Products and Waste Management. *Ambio* 25, 318-326.
- Pingoud, K., Soimakallio, S., Perälä, A.-L., Pussinen, A., 2003. Greenhouse gas impacts of harvested wood productsEvaluation and development of methods. VTT.
- Pingoud, K., Lehtilä, A., 2002. Fossil carbon emissions associated with carbon flows of wood products. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 7, 63-83.
- Puettmann, M.E., Wilson, J.B., 2005a. Gate-to-gate life-cycle inventory of glued-laminated timbers production. *Wood and Fiber Science* 37 Corrim Special Issue, 99 – 113.
- Puettmann, M.E., Wilson, J.B., 2005 b. Life-cycle analysis of wood products : Cradle-to-gate lci of residential wood building materials. *Wood and fiber science* vol. 37, pp. 18-29.

- Reid, H., Huq, S., Inkinen, A., MacGregor, J., Macqueen, D., Mayers, J., Murray, L., Tipper, R., 2004. Using wood products to mitigate climate change: a review of evidence and key issues for sustainable development. International Institute for Environment and Development.
- Robichaud, F., Kozak, R., Richelieu, A., 2009. Wood use in nonresidential construction: A case for communication with architects. Forest Products Journal 59, 57-65.
- Salazar, J., Sowlati, T., 2008. A review of life-cycle assessment of windows. Forest Products Journal 58, 91-96.
- Sartori, I., Hestnes, A.G., 2007. Energy use in the life cycle of conventional and low-energy buildings: A review article. Energy and Buildings 39, 249-257.
- Sathre, R., Gustavsson, L., 2006a. Effects of energy and carbon taxes on building material competitiveness. Energy and Buildings.
- Sathre, R., Gustavsson, L., 2006 b. Energy and carbon balances of wood cascade chains. Resources, Conservation and Recycling 47, 332-355.
- Sathre, R., O'Connor, J., 2008. A Synthesis of Research on Wood Products & Greenhouse Gas Impact (No. Technical Report No. TR-19). FPInnovation.
- Scharai-Rad, M., Welling, J., 2002. Environmental and energy balances of wood products and substitutes. FAO.

- Scheuer, C., Keoleian, G.A., Reppe, P., 2003. Life cycle energy and environmental performance of a new university building: modeling challenges and design implications. *Energy and Buildings* 35, 1049-1064.
- Schlundmadinger, B., Apps, M., Bohlin, F., Gustavsson, L., Jungmeier, G., Marland, G., Pingoud, K., Savolainen, I., 1997. Towards a standard methodology for greenhouse gas balances of bioenergy systems in comparison with fossil energy systems. *Biomass and Bioenergy* 13, 359-375.
- Schlundmadinger, B., Marland, G., 1996. The role of forest and bioenergy strategies in the global carbon cycle. *Biomass and Bioenergy* 10, 275-300.
- Schlundmadinger, B., Marland, G., 1999. Net effect of forest harvest on CO₂ emissions to the atmosphere: a sensitivity analysis on the influence of time. *Tellus B* 51, 314-325.
- Schulze, E.-D., Wirth, C., Heimann, M., 2000. Climate change: Managing Forests After Kyoto. *Science* 289, 2058-2059.
- Sedjo, R.A., 2002. Wood materials used as a means to reduce greenhouse gases (GHGs): An examination of wooden utility poles. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 7, 191-200.
- Sedjo, R.A., Marland, G., 2003. Inter-trading permanent emissions credits and rented temporary carbon emissions offsets: some issues and alternatives. *Climate Policy* 3, 435-444.

- Simpson, W.T., 1991. Dry kiln operator's manual, Agriculture handbook (United States. Dept. of Agriculture). U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Forest Products Laboratory, Madison, Wis.
- Skog, K.E., Nicholson, G.A., 1998. Carbon cycling through wood products: the role of wood and paper products in carbon sequestration. *Forest Prod. J.* 48(7/8):75-83.
- Skog, K.E., Nicholson, G.A., 2000. Carbon Sequestration in Wood and Paper Products, in: The Impact of Climate Change on America's Forests: A Technical Document Supporting the 2000 USDA Forest Service RPA Assessment, Rmrs-gtr-59. U.S. department of agriculture forest service, pp. 79-88.
- Sutton, W.R.J., 2003. Wood - The World's Most Sustainable Raw Material.
- Suzuki, M., Oka, T., 1998. Estimation of life cycle energy consumption and CO₂ emission of office buildings in Japan. *Energy and Buildings* 28, 33-41.
- Suzuki, M., Oka, T., Okada, K., 1995. The estimation of energy consumption and CO₂ emission due to housing construction in Japan. *Energy and Buildings* 22, 165-169.
- Swedish Government, 2003. An Ecoefficient Society: non-toxic, resource-saving environmental life cycles (No. Summary of Government Bill 2002/03:117). Ministry of the Environment.
- Tampier, M., Smith, D., Bideau, E., Beauchemin, P.A., 2004. Identifying Environmentally Preferable Uses For Biomass Resources - Stage II Report: Life-Cycle GHG Emission Reduction Benefits of Selected Feedstock-to-Product Threads.

- EnviroChem Services, N. Vancouver, BC; for NRCan, Comm. for Env. Co-operation, NRC Canada, Vancouver, B.C.
- Taylor, J., Van Langenberg, K., 2003. Review of the Environmental Impact of Wood Compared with Alternative Products Used in the Production of Furniture (No. PN03.2103). CSIRO Forestry and Forest Products.
- Ter-Mikaelian, M.T., Colombo, S.J., Chen, J., 2008. Fact and fantasy about forest carbon. THE FORESTRY CHRONICLE 84, 166-171.
- Thomas, S.C., Malczewski, G., 2007. Wood carbon content of tree species in Eastern China: Interspecific variability and the importance of the volatile fraction. Journal of Environmental Management 85, 659-662.
- Thormark, C., 2001. Conservation of energy and natural resources by recycling building waste. Resources, conservation and recycling vol. 33, pp. 113-130.
- Thormark, C., 2006. The effect of material choice on the total energy need and recycling potential of a building. Building and Environment 41, 1019-1026.
- Triboulot, P., 2011. Pour une dynamique nouvelle dans la construction bois : contribution de l'UQAC (No. 1), État des lieux et scénarios. UQAC,-DEC.
- Trusty, W.B., 2004. Renovating vs. Building New: The Environmental Merits. The Athena Institute.
- UN Energy, 2007. Sustainable Bioenergy: a Framework for Decision Makers. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

- UNFCCC, 2003. Estimation, reporting and accounting of harvestedwood products. United Nations Framework Convention on Climate Change.
- UNFCCC, 2004. Issues relating to harvested wood products.Submissions from parties (Subsidiary Body for Scientific and Technological Advice). United Nations Framework Convention on Climate Change, Bonn, Germany.
- UNFCCC, 2008. Land use, land-use change and forestry: draft conclusions proposed by the chair (No. FCCC/KP/AWG/2008/L.11), Ad HocWorking Group on Further Commitments for Annex I Parties under the Kyoto Protocol. United Nations Framework Convention on Climate Change.
- Upton, B., Miner, R., Spinney, M., 2006. Energy and greenhouse Gas impacts of substituting woodproducts for non-wood alternatives in residential construction in the United States (No. technical bulletin No. 925). National Council for air and stream improvement (NCASI), New York City, USA.
- Upton, B., Miner, R., Spinney, M., Heath, L.S., 2008. The greenhouse gas and energy impacts of using wood instead of alternatives in residential construction in the United States. Biomass and Bioenergy 32, 1-10.
- USCB, 2006. Lumber Production and Mill Stocks: 2005. U.S. Census Bureau.
- Vachon, J.-F.L., Beaulne-Bélisle, K., Rosset, J., Gariépy, B., McGrath, K., 2009. Profil des gestion des débris de construction, rénovation et démolition (CRD) au Québec.

- Valsta, L., Lippke, B., Perez-Garcia, J., Pingoud, K., Pohjola, J., Solberg, B., 2008. Use of Forests and Wood Products to Mitigate Climate Change. *Managing Forest Ecosystems: The Challenge of Climate Change* 137-149.
- Verbeeck, G., Hens, H., 2007. Life Cycle Optimization of Extremely Low Energy Buildings. *Proceedings of Clima 2007 WellBeing Indoors*.
- Villeneuve, C., Richard, F., 2005. Vivre les changements climatiques : Quoi de neuf ?, MultiMondes. ed.
- Vis, M.W., Vos, J., van der Berg, D., 2008. sustainability critéria and certification systems for biomass production. *Biomass technology group, Netherlands*.
- Wagner, E.R., Hansen, E.N., 2004. Environmental attributes of wood products: Context and relevance for U.S. architects. *Forest Products Journal* 54, 19-25.
- Weidema, B., Hischier, R., 2010. ecoinvent data v2.2the 2010 version of the most comprehensive andmost popular public LCI database. *Ecoinvent centre, Swiss Centre for Life Cycle Inventories*.
- Wells, J.-R., Boucher, J.-F., Laurent, A.-B., Villeneuve, C., In press. Carbon footprint assessment of a paper book: can planned integration of deink market pulp be detrimental to climate? *Journal of Industrial Ecology*.
- Werner, F., Richter, K., 2007. Wooden building products in comparative LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12, 470-479.

- Werner, F., Taverna, R., Hofer, P., Richter, K., 2006. Greenhouse gas dynamics of an increased use of wood in buildings in Switzerland. *Climatic change* 74, 319-347.
- Wilson, J.B., Dancer, E.R., 2005a. Gate-to-gate life-cycle inventory of laminated veneer lumber production. *Wood and fiber science* vol. 37, pp. 114-127.
- Wilson, J.B., Dancer, E.R., 2005 b. Gate-to-gate life-cycle inventory of I-joist production. *WOOD AND FIBER SCIENCE* 37, 85-98.
- Wilson, J.B., Sakimoto, E., 2005. Gate-to-gate life-cycle inventory of softwood plywood production. *WOOD AND FIBER SCIENCE* 37, 58-73.
- Wilson, J.B., 2005. Documenting the environmental performance of wood building materials.
- Winistorfer, P., Chen, Z.J., Lippke, B., Stevens, N., 2005. Energy consumption and greenhouse gas emissions related to the use, maintenance, and disposal of a residential structure. *Wood and fiber science* vol. 37, pp. 128-139.
- Winjum, J., Brown, S., Schlamadinger, B., 1998. Forest harvests and wood products: Sources and sinks of atmospheric carbon dioxide. *FOREST SCIENCE* 44, 272-284.
- Winther, B.N., Hestnes, A.G., 1999. Solar Versus Green: The Analysis of a Norwegian Row House. *Solar Energy* 66, 387-393.
- World Steel Association, 2010. A global approach to CO₂ emissions reduction for the steel industry.

- Worrell, E., van Heijningen, R.J.J., de Castro, J.F.M., Hazewinkel, J.H.O., de Beer, J.G., Faaij, A.P.C., Vringer, K., 1994. New gross energy-requirement figures for materials production. Energy vol. 19, pp. 627-640.
- Worrell, E., Price, L., Martin, N., Hendriks, C., Meida, L.O., 2001. Carbon dioxide emissions from the global cement industry. Annu. Rev. Energy. Environ. 26, 303-329.
- Ximenes, F., 2006. Carbon storage in wood products in Australia: a review of the current state of knowledge. Forest and Wood Products Research and Development Corporation, Australia.
- Ximenes, F.A., Gardner, W.D., Cowie, A.L., 2008. The decomposition of wood products in landfills in Sydney, Australia. Waste Management 28, 2344-2354.
- Yohanis, Y.G., Norton, B., 2002. Life-cycle operational and embodied energy for a generic single-storey office building in the UK. Energy 27, 77-92.
- Zhang, S.Y., Koubaa, A., 2009. Les résineux de l'Est du Canada: Écologie forestière, caractéristiques, transformation et usages. FPInnovations-Forintek division, Quebec.