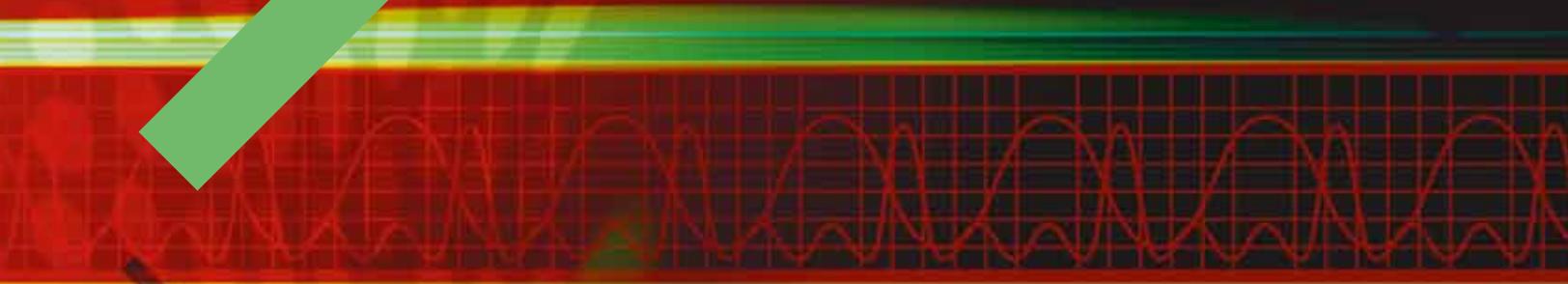




Analyse comparative du cycle de vie des chaussées en
béton de ciment et en béton bitumineux à des fins
d'intégration de paramètres énergétiques et
environnementaux au choix des types de chaussées

ENVIRONNEMENT



**ÉTUDES ET RECHERCHES
EN TRANSPORT**

**ANALYSE COMPARATIVE DU CYCLE DE VIE DES CHAUSSÉES EN
BÉTON DE CIMENT ET EN BÉTON BITUMINEUX À DES FINS
D'INTÉGRATION DE PARAMÈTRES ÉNERGÉTIQUES ET
ENVIRONNEMENTAUX AU CHOIX DES TYPES DE CHAUSSÉES**

Karine Kicak, ing. Jr
Jean-François Ménard, ing.
Département de génie chimique
École Polytechnique de Montréal

Réalisé pour le compte du ministère des Transports du Québec

Septembre 2009

La présente étude a été réalisée à la demande du ministère des Transports du Québec et a été financée par la Direction de l'environnement et de la recherche.

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

Collaborateurs

Renée Michaud, ing. et Réjean Samson, ing., Ph. D., département de génie chimique, École Polytechnique de Montréal.

Édouard Clément, ing., M. Sc. A, Centre interuniversitaire de recherche sur le cycle de vie des produits, procédés et services (CIRAIG).

Soucieux de protéger l'environnement, le ministère des Transports du Québec favorise l'utilisation de papier fabriqué à partir de fibres recyclées pour la production de ses imprimés et encourage le téléchargement de cette publication.

Imprimé sur du papier Rolland Enviro100 contenant 100 % de fibres recyclées postconsommation, certifié Éco-Logo, procédé sans chlore, FSC recyclé et fabriqué à partir d'énergie biogaz.



100 %



© École Polytechnique de Montréal, 2009

ISBN 978-2-550-65274-8 (imprimé)

ISBN 978-2-550-65275-5 (PDF)

Dépôt légal – 2012

Bibliothèque et Archives nationales du Québec

Bibliothèque et Archives Canada

Tous droits réservés. La reproduction de ce document par procédé mécanique ou électronique, y compris la microreproduction, et sa traduction, même partielles sont interdites sans l'autorisation écrite des Publications du Québec.

Titre et sous-titre du rapport Analyse comparative du cycle de vie des chaussées en béton de ciment et en béton bitumineux à des fins d'intégration de paramètres énergétiques et environnementaux au choix des types de chaussées	No du rapport Transports Québec RTQ-12-01	
Titre du projet de recherche Analyse comparative du cycle de vie des chaussées en béton de ciment et en béton bitumineux à des fins d'intégration de paramètres énergétiques et environnementaux au choix des types de chaussées	No du dossier 2520-05-RF01	No du projet R592.1
Responsable de recherche Réjean Samson, ing., Ph. D.	Date du début de la recherche Mars 2006	Date de fin de la recherche Septembre 2009
Auteurs du rapport Kicak, Karine et Jean-François Ménard	Coût total de l'étude 65 000 \$	
Chargé de projet, direction Ronald Collette, Direction de l'environnement et de la recherche	Coût total de l'étude 65 000 \$	
Étude ou recherche réalisée par (nom et adresse de l'organisme) Centre interuniversitaire de recherche sur le cycle de vie des produits, procédés et services (CIRAIG) Département de génie chimique École Polytechnique de Montréal C. P. 6079, succ. Centre-ville Montréal (Québec) H3C 3A7	Étude ou recherche financée par (nom et adresse de l'organisme) Direction de l'environnement et de la recherche Ministère des Transports 930, chemin Sainte-Foy, 6e étage Québec (Québec) G1S 4X9	
Problématique L'orientation ministérielle sur le choix des types de chaussées est entrée en vigueur en 2001. Une mise à jour a été programmée pour faire suite à cinq années d'application. L'orientation est une démarche d'aide à la décision visant à déterminer le meilleur investissement — ciment ou asphalte — sur le réseau, sur la base du coût sur un cycle de vie de 50 ans. Les travaux de révision visaient à prendre en compte le vécu opérationnel de l'orientation dans les différentes directions territoriales. À cette occasion, le comité directeur de l'orientation s'est engagé à remettre à jour les coûts et la demande en transport utilisés dans le processus de décision, de même qu'à introduire des paramètres qu'il n'avait pas été possible d'intégrer initialement, faute de données ou de méthode reconnue. Les travaux ont repris dans le but d'intégrer les paramètres énergétiques et environnementaux liés au choix du type de chaussée. Cette problématique complexe a été abordée sous l'angle de l'analyse du cycle de vie (ACV) environnementale, une méthode de plus en plus reconnue de comptabilisation des « stressseurs » environnementaux liés aux procédés industriels. La faisabilité d'une ACV ayant été démontrée, le CIRAIG a été mandaté pour réaliser une ACV comparative complète avec la participation des industries concernées.		

Objectifs

L'étude vise à produire un premier bilan environnemental comparatif entre les chaussées de béton bitumineux et les chaussées de béton de ciment en adaptant l'ACV au cadre défini par l'analyse des coûts sur cycle de vie économique. L'étude met à profit les données primaires fournies par les associations industrielles participant aux travaux de mise à jour de l'orientation : l'Association canadienne du ciment, Bitume Québec, l'Association des constructeurs de routes et grands travaux du Québec ainsi que la raffinerie Petro-Canada de Montréal et le ministère des Transports du Québec. Les résultats doivent tenir compte de 16 cas types de conception routière correspondant aux conditions routières et ainsi s'appliquer à l'échelle du réseau.

Méthodologie

L'ACV comparative appliquée aux types de chaussées a d'abord fait l'objet d'une étude de faisabilité (Martineau et coll., 2005). Des questionnaires ont été préparés dans le but de sonder la disponibilité des données et de l'expertise nécessaires à l'inventaire quantitatif des procédés utilisés. Les travaux entrepris par la suite ont suivi les règles stipulées par l'Organisation internationale de normalisation (ISO 14 040 et 14 044) : l'unité fonctionnelle de référence du cycle de vie est définie comme un lien routier de 5 km, en service pendant 50 ans à partir de sa construction. Les systèmes étudiés comprennent : l'extraction des matières premières (carrières et sablières); leur transformation (cimenteries, usines à béton, raffineries, usines d'enrobés, chantier); leur transport ainsi que et l'élimination ou le recyclage des matériaux en fin de vie utile. Les résultats ont été confirmés au moyen d'une analyse de sensibilité portant sur les principales hypothèses ainsi qu'une analyse d'incertitude appliquée aux données utilisées. Finalement, l'étude a été soumise à une revue critique par un tiers indépendant.

Résultats et recommandations

Dans un premier temps, l'ACV établit pour chaque type de chaussée : 1) l'inventaire des flux d'énergie et de matières premières soutirées de l'environnement ainsi que; 2) l'inventaire des flux de matières résiduelles et de polluants rejetés dans l'environnement. L'inventaire permet ainsi de faire une comparaison entre les routes d'asphalte et les routes de ciment sur la base des flux massiques. Dans un second temps, l'ACV permet de pousser l'analyse plus loin en relevant les impacts environnementaux associés à chaque type de flux d'inventaire : milieux touchés, ressources soutirées à la nature et problèmes causés par les polluants.

L'analyse comparative de l'inventaire permet de constater que les chaussées d'asphalte requièrent plus de ressources naturelles, mais qu'en revanche les chaussées de ciment émettent presque toujours plus de polluants et de résidus. Les résultats analysés au moyen d'une méthode d'évaluation des impacts potentiels prennent la forme de 16 indicateurs d'impacts (*midpoint*), lesquels sont tous agrégés (sauf 2) en 4 indicateurs de dommages (*endpoint*). Les résultats sont partagés de la manière suivante. Trois indicateurs de dommages sont favorables aux chaussées d'asphalte : santé humaine, qualité des écosystèmes et réchauffement climatique, alors qu'un indicateur d'impacts demeure favorable aux chaussées de ciment : la consommation des ressources. Ces résultats valent pour l'ensemble des 16 cas types de chaussées.

Les indicateurs d'impact sont à peine plus nuancés : l'indicateur « toxicité humaine » favorise les chaussées de ciment, mais cet indicateur est agrégé à l'indicateur de dommages « santé » qui demeure globalement défavorable. L'eutrophisation aquatique, un indicateur non agrégé, favorise les chaussées de ciment, mais pour 3 cas types sur 16 seulement.

Mots clés

ACV, analyse, cycle de vie, orientation, choix des chaussées, types de chaussées, impacts, dommages, environnement

Nombre de pages

200 avec annexes

Nombre de références bibliographiques

29

Langue du document

Français

Anglais

Autre (spécifier) :

ERRATUM

Auteurs : Ministère des Transports du Québec et CIRAIG

Date : le 28 juin 2011

Bien que les corrections suivantes ne modifient pas les conclusions du rapport, cet *erratum* a été ajouté à la version définitive du 28 septembre 2009 en vue d'éviter une mauvaise compréhension des données et des résultats à la suite de la publication du rapport.

Section 5.3.7

Page 50

L'analyse de sensibilité a été effectuée en considérant l'opération de **100 %** des véhicules sur le cycle de vie des deux types de chaussées. Au deuxième et au troisième paragraphes de la section 5.3.7, la valeur de 1 % doit être remplacée par 100 %.

Section 5.3.8

Page 52

Le terme ρ_{ciment} dans l'équation (5-3) représente la masse de ciment Portland par mètre cube de béton et non la masse volumique du béton. En se basant sur le contenu en ciment Portland des bétons utilisés dans les chaussées au Québec, sa valeur est d'environ **240 kg/m³** plutôt que 2 350 kg/m³, ce qui modifie les résultats par un facteur 10. La quantité de CO₂ absorbée durant le cycle de vie de la chaussée pour le cas type 16 est donc de l'ordre de **135 tonnes** plutôt que 1 310 tonnes.

Page 53

Deuxième paragraphe : les deux premières phrases devraient être remplacées par l'énoncé suivant :

La quantité de CO₂ absorbée par carbonatation représente une réduction de moins de 2 % du CO₂ équivalent inventorié durant le cycle de vie de la chaussée en béton de ciment pour le cas type 16.

SOMMAIRE

Contexte

Dans le cadre de la mise à jour de l'Orientation ministérielle sur le choix des types de chaussées (ci-après nommée « Orientation »), le ministère des Transports du Québec (MTQ) souhaite intégrer l'analyse du cycle de vie (ACV) au processus décisionnel menant au choix des types de chaussées. Le processus décisionnel actuel repose sur une analyse des coûts globaux (LCCA [*Life Cycle Cost Assessment*]) pour tous les paramètres monétarisables. L'**ACV**, qui a pour objectif de permettre l'intégration de paramètres environnementaux dans le choix des types de chaussées, est un **outil méthodologique permettant d'évaluer**, sur la base de méthodes internationalement reconnues, **les impacts environnementaux potentiels** d'un produit ou d'une activité sur l'ensemble de son cycle de vie. Le MTQ a ainsi sollicité le Centre interuniversitaire de recherche sur le cycle de vie des produits, procédés et services (CIRAIG) pour qu'il compare, sur le plan environnemental, les chaussées en béton de ciment et en enrobé bitumineux.

Ce document constitue la synthèse du rapport final du projet déposé à la suite du processus de revue critique par un comité de revue indépendant qui a confirmé la validité des méthodes ainsi que des résultats et des conclusions.

Méthode utilisée

L'ACV permet d'évaluer les conséquences environnementales d'un produit ou d'une activité sur l'ensemble de son cycle de vie (concept « du berceau au tombeau »). C'est donc une approche holistique qui tient compte de l'extraction et du traitement des matières premières, des processus de fabrication, du transport ainsi que de la distribution, de l'utilisation et de la réutilisation du produit fini et, finalement, du recyclage et de la gestion des déchets en fin de vie. Cette méthode d'analyse a comme principal objectif de permettre la réduction des impacts des produits et des services sur l'environnement, en fournissant des données environnementales permettant d'orienter la prise de décision tout en évitant des déplacements possibles de problèmes environnementaux.

L'ACV implique l'identification et la quantification des intrants (de matière et d'énergie) et des extrants (rejets dans l'air, l'eau et le sol) liés au cycle de vie du produit ou de l'activité (c.-à-d. au système de produits), ainsi que l'évaluation des impacts potentiels associés à ces intrants et à ces extrants.

Objectifs de l'étude

Plus particulièrement, l'objectif de ce projet est d'évaluer et de comparer les impacts environnementaux potentiels, à l'aide de la méthodologie ACV, d'une nouvelle chaussée en béton de ciment (ci-après nommée « système BC ») de type dalles courtes goujonnées (DCG) à ceux d'une nouvelle chaussée en enrobé bitumineux (ci-après nommée « système BB »), en tenant compte des différentes configurations (ou cas types) représentatives du réseau autoroutier québécois.

Une revue de la littérature a d'abord montré qu'il existe quelques études comparant les impacts environnementaux des chaussées en béton de ciment et en enrobé bitumineux construites au cours des dernières années. La revue du CIRAIQ a alors permis de dresser un profil préliminaire du cycle de vie des chaussées en béton de ciment et en enrobé bitumineux, et d'orienter l'établissement du cadre méthodologique sur lequel a été basée l'ACV. Celui-ci a été établi de manière à adapter l'ACV à la réalité québécoise quant à la représentativité des données.

Fonction et unité fonctionnelle

L'ACV porte non pas sur un produit, mais sur une ou plusieurs fonctions remplies par ce produit. L'analyse vise donc la quantité de produit requise pour remplir la fonction étudiée, ce qui assure la comparabilité d'options offrant des performances différentes. L'unité fonctionnelle représente quant à elle la quantification de la fonction étudiée, tandis que les flux de référence permettent de lier la performance d'un système à l'unité fonctionnelle (c.-à-d. qu'ils représentent la quantité de produit requise pour remplir la fonction exprimée par l'unité fonctionnelle).

La fonction étudiée consiste à « permettre le déplacement de véhicules routiers sur une distance donnée, pendant une période donnée ».

Une distance de 5 km et une période de 50 ans ont été précisées par le MTQ. Les étapes de démolition et de reconstruction n'ayant pas lieu la même année pour tous les types de chaussées, cette période de 50 ans est basée sur la durée de vie maximale des deux options étudiées. De plus, comme il s'avère difficile de déterminer dans quelle mesure les prochains cycles de vie d'une chaussée reconstruite seront identiques au premier cycle suivant la construction initiale (p. ex., dans quels contextes et sous quelles conditions la fondation et la sous-fondation devront être remplacées ou modifiées?), l'analyse comparative est réalisée sur la première tranche de 50 ans du cycle de vie de la chaussée initiale. Plus particulièrement, dans le cadre de cette étude comparative, l'unité fonctionnelle s'exprime de la manière suivante :

« Permettre le déplacement de véhicules routiers sur une distance de 5 km durant les 50 premières années de vie d'une chaussée en béton de ciment,

comparativement à une chaussée en enrobé bitumineux construite au Québec en 2009. »

Frontières des systèmes étudiés

Les frontières du système comprennent quant à elles : 1) toutes les activités pertinentes à l'atteinte des objectifs de l'étude, donc nécessaires à la réalisation de la fonction étudiée; et 2) tous les processus et flux contribuant notablement à l'impact environnemental potentiel.

Notons aussi que la détermination du nombre de véhicules circulant sur un tronçon du réseau autoroutier, plus particulièrement le nombre de camions, ainsi que le type de trafic (urbain vs rural) permet au MTQ de distinguer 16 cas types de circulation. Les cas types se différencient par le nombre de voies et le dimensionnement structural de la chaussée elle-même, et ce, pour chacun des deux types de chaussées, ce qui fait 32 cas types en tout.

La figure I schématise les frontières des systèmes étudiés. Le cycle de vie de la chaussée débute donc avec l'**étape de construction initiale** d'un nouveau tronçon. Il s'agit plus particulièrement de la construction complète d'une chaussée, en partant de la mise en place des matériaux de fondation jusqu'au marquage.

L'**étape d'exploitation** inclut quant à elle l'épandage des sels fondants durant la période hivernale, tandis que l'**étape d'entretien** de la chaussée regroupe la séquence des interventions durant la période de 50 ans, ainsi que les rafraîchissements du marquage.

En fin de vie, la dalle de béton de ciment ou la couche d'enrobé bitumineux de la chaussée est complètement remplacée. L'**étape de reconstruction** vise donc la démolition complète des voies de roulement et d'accotement, de même que la mise en place et le marquage d'une nouvelle dalle de béton de ciment (ou d'une nouvelle couche d'enrobé) de même épaisseur.

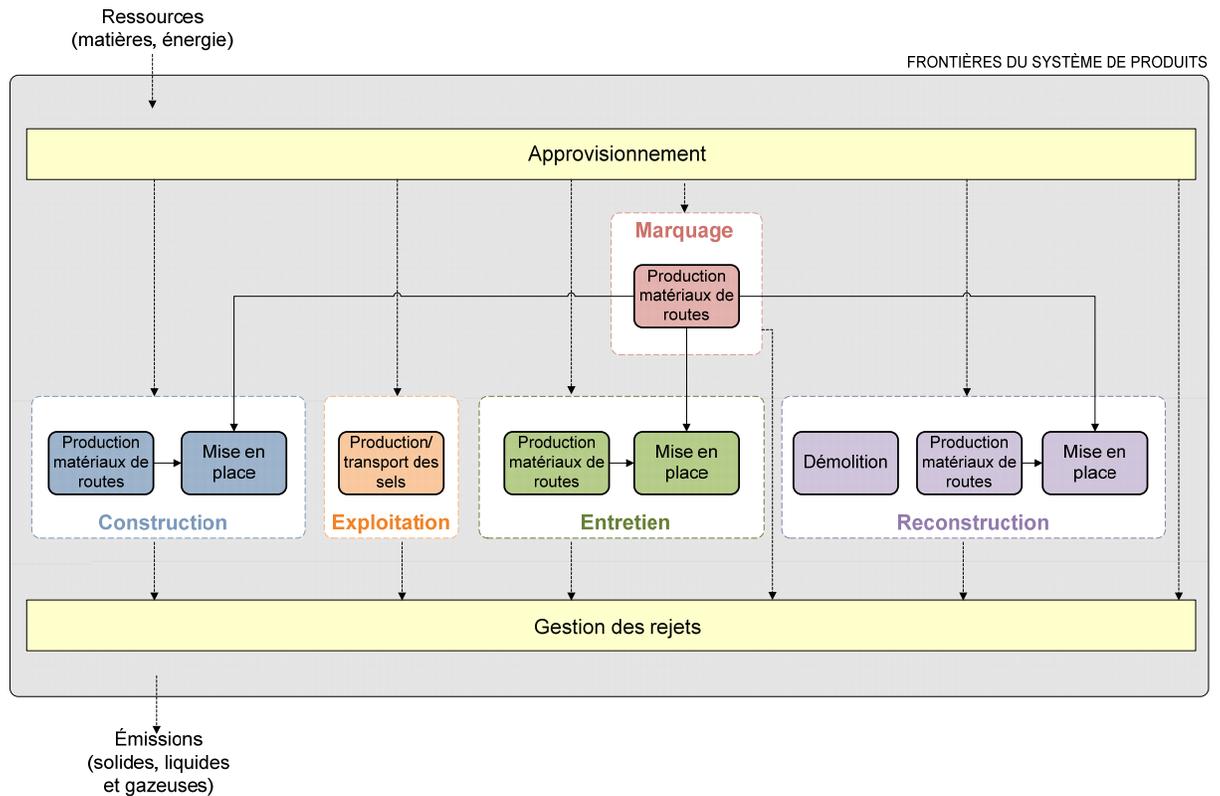


Figure I : Frontières des systèmes

Hypothèses

- L'ACV comparative doit porter une attention particulière aux processus qui diffèrent chez les systèmes comparés. Ainsi, tous les processus jugés identiques ou ne pouvant être différenciés entre les deux types de chaussées n'ont pas été considérés. Plus précisément, les éléments suivants ne sont pas inclus :
 - le déboisement initial;
 - les activités de déneigement et de maintien des bordures (fossés, désherbage, etc.) liées à l'exploitation des chaussées;
 - les processus associés au cycle de vie des clôtures et des parapets, des panneaux de signalisation et du système d'éclairage;
 - la circulation routière.
- Les pertes de matériaux lors des interventions (construction initiale, entretien et reconstruction) sont négligées. Les émissions de poussières lors de ces mêmes interventions sont aussi négligées.

- Les durées de vie des fondations et des sous-fondations des deux types de chaussées sont considérées comme égales.
- Aucun matériau provenant des chaussées n'est enfoui au Québec. C'est-à-dire que tous les matériaux enlevés des chaussées du réseau autoroutier de la province sont recyclés. Ils peuvent être utilisés sur le même chantier ou sur un autre chantier routier.
- Faute de données, l'étape de nettoyage suivant la démolition des chaussées, lors de l'étape de reconstruction, est exclue. Également, le nettoyage des camions transportant le béton de ciment et l'enrobé bitumineux n'est pas pris en compte, de même que la gestion des rejets liquides qui en résultent.
- L'usure des pneus et les émissions de particules en provenance des pneus n'ont pas été quantifiées ni utilisées dans l'étude.
- Le processus de carbonatation du béton (phénomène de carbonatation de la chaux contenue dans le béton, selon la réaction suivante : $\text{Ca(OH)}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{O}$) n'a pas été pris en compte dans l'ACV, mais son influence sur les résultats a été testé à l'aide d'une analyse de sensibilité.
- Aucune donnée sur les fumées de bitume (contenant notamment des hydrocarbures aromatiques polycycliques [HAP]) émises lors de la fabrication et de la mise en œuvre n'a pu être déterminée, par conséquent, ces dernières n'ont pas été considérées. Une analyse de sensibilité a tout de même été effectuée pour étudier l'influence de ces émissions sur les résultats.
- Bien que les technologies risquent de changer au cours des 50 années considérées, personne n'a actuellement le recul nécessaire pour caractériser avec précision l'évolution des techniques de production et le comportement des routes. Par conséquent, le système technologique à l'étude est considéré comme statique.
- Les méthodes d'analyse des impacts du cycle de vie (ACVI) les plus récentes sont claires sur un point : toute ressource énergétique non renouvelable extraite du capital énergétique de la Terre est une ressource potentiellement perdue qui doit être comptabilisée dans l'évaluation des impacts (Goedkoop et Spriensma, 2001b; Bare et coll., 2003; Jolliet et coll., 2003; Toffoletto et coll., 2007). Ainsi, si le pétrole extrait pour produire du bitume n'est pas destiné à être utilisé comme source énergétique, mais comme matière première, la conséquence sur les ressources énergétiques n'est pas pour autant différente que si ce même pétrole était destiné à produire un carburant : la ressource diminue et, avec elle, le potentiel énergétique disponible. Pour cette raison, il est essentiel de considérer l'énergie inhérente au bitume dans l'évaluation des impacts potentiels des revêtements. Cette prise en compte n'apparaît en outre que sur le plan de l'utilisation d'énergie non renouvelable, et n'a aucune incidence sur les autres catégories d'impacts. Les émissions de CO_2 associées à la

combustion éventuelle du bitume ne sont donc pas comptabilisées et ne le seront pas tant que le bitume ne sera pas brûlé.

Données utilisées

- Les données spécifiques ont essentiellement été collectées de manière à privilégier les données récentes, propres aux installations québécoises ainsi qu'aux règles d'art et aux pratiques réelles employées au Québec. Ces données ont été obtenues des associations industrielles parties prenantes au projet (Bitume Québec [BQ], l'Association canadienne du ciment [ACC] et l'Association des constructeurs de routes et grands travaux du Québec [ACRGQTQ]), de la raffinerie Petro-Canada de Montréal et du MTQ. Le contexte temporel des données collectées se situe essentiellement de 2005 à 2008.
- Ces données ont été complétées par des modules de données génériques (données moyennes issues de banques de données commerciales) disponibles dans la banque ACV internationalement reconnue ecoinvent version 2.0 (<http://www.ecoinvent.ch/>). Cette dernière, qui est la plus importante banque de données d'inventaire du cycle de vie disponible sur le marché, contient des modules de données collectées auprès d'un grand nombre de secteurs industriels européens. Ces modules ont été adaptés aux contextes énergétiques québécois et nord-américains, lorsque requis.

Indicateurs d'impacts environnementaux considérés

- Les données collectées ont été évaluées sur la base de la méthode d'évaluation des impacts du cycle de vie internationalement reconnue IMPACT 2002+ (Jolliet et coll., 2003). Les résultats obtenus ont aussi été comparés à ceux obtenus à partir de la méthode européenne Eco-indicator 99 (Goedkoop et Spriensma, 2001a) et de la méthode canadienne LUCAS (Toffoletto et coll., 2007).
- La méthode IMPACT 2002+ possède des facteurs de conversion en dommages des résultats d'impacts caractérisés. Bien que la conversion des impacts en dommages introduise une incertitude supplémentaire, l'analyse de quatre catégories de dommages, relativement à plus de 10 catégories d'impacts, possède l'avantage de simplifier la communication des résultats.

Le tableau I présente les catégories d'impacts considérées par la méthode IMPACT 2002+. Notons que :

- ces catégories ne couvrent pas tous les impacts environnementaux potentiels possibles associés aux activités humaines. Plusieurs types d'impacts, dont le bruit, les odeurs, le rayonnement et les champs électromagnétiques ne font ainsi pas partie de la présente analyse, les

mises au point méthodologiques à leur sujet n'existant pas ou étant insuffisants;

- l'eutrophisation et l'acidification aquatiques ne sont pas repris par les indicateurs de dommages, puisque la méthode IMPACT 2002+ ne possède à ce jour aucun moyen permettant de convertir ces deux catégories d'impacts en dommages infligés à la qualité des écosystèmes. Il est donc recommandé de considérer les résultats d'indicateur de dommages en conjonction avec les indicateurs d'impacts pour ces catégories.

Tableau I : Catégories d'impacts et de dommages potentiels de la méthode IMPACT 2002+

IMPACT 2002+	
Catégorie de dommages	Catégorie d'impacts
Santé humaine (SH)	Effets cancérogènes
	Effets non cancérogènes
	Effets respiratoires attribuables aux substances inorganiques
	Radiations ionisantes
	Détérioration de la couche d'ozone
	Oxydation photochimique
Qualité des écosystèmes (QE)	Écotoxicité aquatique
	Écotoxicité terrestre
	Acidification/eutrophisation terrestre
	Occupation des terres
Changements climatiques (CC)	Réchauffement global
Ressources (R)	Énergies non renouvelables
	Extraction minière
Aucun lien avec une catégorie de dommages (lien reconnu, mais aucun modèle de conversion disponible)	Acidification aquatique
	Eutrophisation aquatique

Présentation des résultats

Puisque cette ACV est de type comparatif et que les éléments communs aux deux systèmes ont été exclus de l'étude (en particulier la circulation routière, l'éclairage, le terrassement, etc.), les résultats présentent uniquement l'écart entre les deux types de chaussée. La présentation des résultats individuels correspondant à chaque type de chaussée n'est effectivement pas adéquate dans ce cas, surtout en considérant le fait que seules les quantités différentielles ont été collectées pour les sels fondants.

Les résultats de l'analyse de l'inventaire et des impacts potentiels sont donc présentés sous l'angle de l'écart relatif entre la chaussée en béton de ciment (système BC) et celle en enrobé bitumineux (système BB) de la manière suivante :

$$\Delta_{\text{Résultat}} (\%) = \frac{(\text{résultat}_{\text{SystèmeBC}} - \text{résultat}_{\text{SystèmeBB}})}{\text{résultat}_{\text{SystèmeBB}}} \quad (I)$$

Sommaire de l'analyse de l'inventaire

À la lumière des résultats obtenus par l'analyse de l'inventaire, **l'utilisation de l'eau et de l'énergie** ainsi que les **rejets dans l'environnement** (sauf en ce qui a trait aux rejets dans l'eau des cas types 8, 12 et 16) sont prépondérants pour le système BC, alors que c'est la chaussée en enrobé qui affiche la **consommation de ressources naturelles** la plus élevée. L'analyse a aussi permis d'établir les principaux contributeurs à l'inventaire, notamment la production du ciment, du béton de ciment, de l'acier, des sels fondants, du bitume et de l'enrobé bitumineux.

Résultats d'indicateurs d'impacts et de dommages potentiels

Le tableau II présente le système engendrant le moins d'impacts selon les résultats obtenus avec IMPACT 2002+ pour chacune des quatre catégories de dommages, ainsi que par catégorie d'impacts.

Douze des quinze indicateurs d'impacts sont favorables au système BB. Toutefois, les indicateurs de toxicité humaine « cancer », de consommation de ressources non renouvelables et d'eutrophisation aquatique (pour les cas types 8, 12 et 16 seulement) favorisent le système BC.

Précisons que :

- ce qui distingue les cas types 8, 12 et 16 des autres est la reconstruction de la chaussée en enrobé bitumineux qui a lieu plus tôt, ce qui implique qu'une quantité plus importante d'enrobé et de bitume est imputée au système BB, donc une augmentation des rejets dans l'eau (et de l'eutrophisation) associés;
- bien que l'indicateur de toxicité humaine « cancer » soit favorable au système BC, l'indicateur global de dommages à la santé humaine est favorable au système BB;
- l'indicateur relatif à l'eutrophisation aquatique présente une importante incertitude et, par conséquent, il existe une grande probabilité d'occurrence d'inversion du système à favoriser pour cet impact.

Tableau II : Système présentant le moins d'impacts potentiel pour chaque catégorie d'impacts et de dommages

Catégorie de dommages	Catégorie d'impacts	Système BC	Système BB
Santé humaine	Toxicité humaine « cancer »	√	
	Toxicité humaine « non-cancer »		√
	Effets respiratoires (inorganiques)		√
	Radiations ionisantes		√
	Appauvrissement de la couche d'ozone		√
	Effets respiratoires (organiques)		√
	Santé humaine		√
Qualité des écosystèmes	Écotoxicité aquatique		√
	Écotoxicité terrestre		√
	Acidification terrestre		√
	Utilisation des terres		√
	Qualité des écosystèmes		√
--	Acidification aquatique		√
--	Eutrophisation aquatique	√ (cas 8, 12 et 16)	√
Réchauffement climatique	Réchauffement global		√
	Réchauffement climatique		√
Ressources	Extraction des minéraux		√
	Énergie non renouvelable		√
	Énergie inhérente du bitume	√	
	Ressources	√	
	Écart négatif ou diminution de l'indicateur de dommages/impacts en remplaçant une chaussée en enrobé bitumineux par une chaussée en béton de ciment. En faveur de la chaussée en béton de ciment.		
	Écart positif ou augmentation de l'indicateur de dommages/impacts en remplaçant une chaussée en enrobé bitumineux par une chaussée en béton de ciment. En faveur de la chaussée en enrobé bitumineux.		

Afin d'alléger la présentation des résultats graphiques, une analyse comparative pour ces six indicateurs (quatre indicateurs de dommages et deux d'impacts) a été effectuée pour les cas types 1 et 16 seulement, soit un cas pour lequel l'indicateur de l'eutrophisation aquatique favorisait le système BC et un cas pour lequel cet indicateur favorisait le système BB (bien que les résultats ne soient présentés que pour deux des cas types, la consistance des tendances a été vérifiée pour tous).

La figure II présente les indicateurs de dommages comparatifs (dommage BC – dommage BB) pour les quatre indicateurs de dommages ainsi que les

indicateurs d'impacts comparatifs (impact BC – impact BB) pour les deux indicateurs d'impacts, pour les cas types 1 et 16.

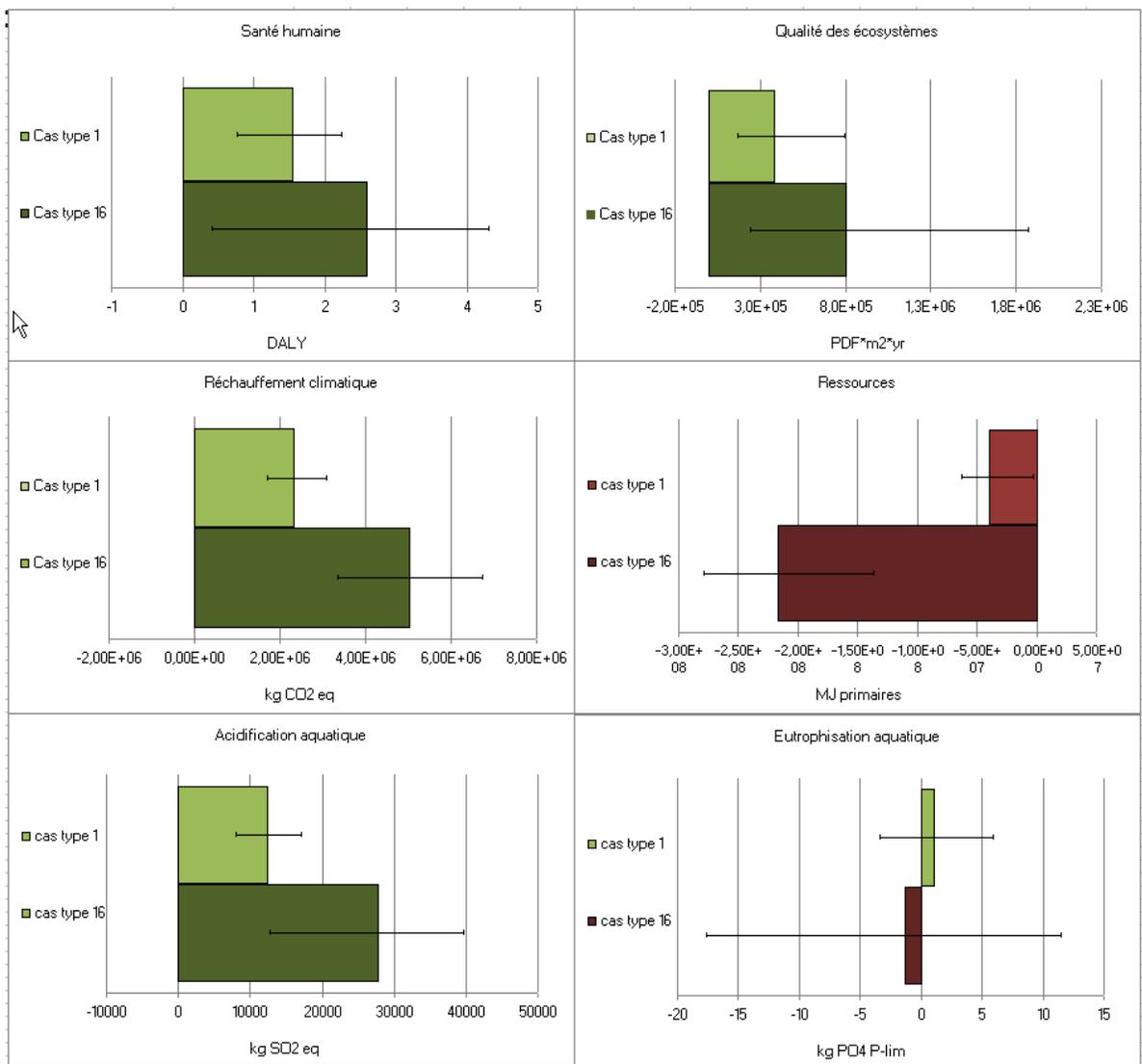


Figure II : Indicateurs de dommages et d'impacts potentiels du cycle de vie comparatif des chaussées (système BC – système BB) pour les cas types 1 et 16¹.

Les valeurs négatives, représentées en rouge, indiquent une contribution plus importante au dommage ou à l'impact pour le système BB, tandis que les

¹ DALY = Disability-adjusted Life-years; PDF = Potentially Disappeared Fraction

valeurs positives, représentées en vert, indiquent que le système BC comporte une valeur de dommages ou d'impacts plus importante. Donc, pour tous les cas types, les indicateurs de la santé humaine, de la qualité des écosystèmes, du réchauffement climatique et de l'acidification favorisent la chaussée en enrobé bitumineux.

Quant à l'eutrophisation aquatique, les cas types 8, 12 et 16 favorisent le système BC tandis que les 13 autres cas types favorisent le système BB.

Le graphique présente aussi des intervalles d'incertitudes pour les indicateurs, en indiquant les valeurs minimales et maximales. Ces intervalles permettent alors d'observer qu'aucun chevauchement ne peut avoir lieu entre une valeur positive et une valeur négative pour les indicateurs, à l'exception de l'eutrophisation aquatique pour laquelle il n'y a pas de positionnement clair.

L'indicateur de dommages relatif à la consommation de ressources non renouvelables peut être ventilé en sous-catégories en distinguant la part de cette consommation attribuable à l'énergie inhérente au bitume des chaussées. Il s'agit donc, d'une part, de l'utilisation d'énergie primaire non renouvelable associée au bitume uniquement (énergie inhérente au bitume seulement) et, d'autre part, de l'utilisation de minéraux et d'énergie primaire non renouvelable associée à tout le reste du système (sans l'énergie inhérente au bitume).

La figure III présente l'indicateur comparatif de l'utilisation des ressources (dommage BC – dommage BB) pour les cas types 1 et 16.

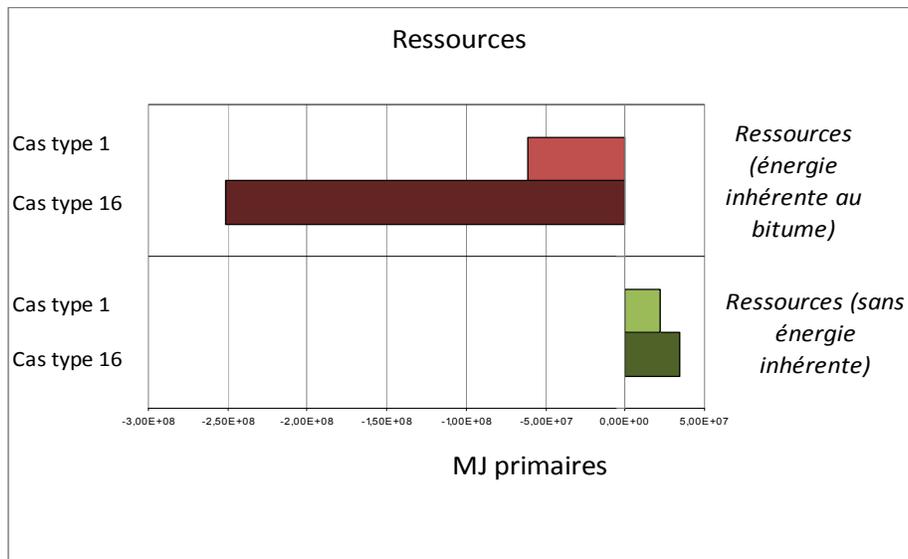


Figure III : Indicateur de l'utilisation des ressources du cycle de vie comparatif des chaussées (système BC – système BB) pour les cas types 1 et 16 en distinguant l'énergie inhérente au bitume

Cependant, comme la méthode IMPACT 2002+ considère l'énergie primaire totale, lorsque l'énergie inhérente au bitume est incluse dans l'énergie primaire totale associée au système, le système BC est assurément avantageux. En fait, l'énergie inhérente au bitume représente, en moyenne pour les 16 cas types, 76 % de l'énergie primaire totale pour le système BB, alors qu'elle ne représente que 30 % pour le système BC, ce qui permet d'expliquer la différence déterminante entre les deux types de chaussées pour cet indicateur.

Analyses de sensibilité

Les analyses de sensibilité couvrent l'évaluation de la sensibilité des conclusions quant à une variation :

1. Des différentes distances de transport des matériaux entre le lieu d'approvisionnement et le chantier routier;
2. Du profil environnemental de la production du bitume;
3. Des émissions de fumées de bitume dans la donnée de production de l'enrobé;
4. Du profil environnemental de la construction de chaussées de béton armé continu (BAC) en remplacement du béton de ciment de type dalle courte goujonné (DCG) (uniquement pour le cas type 16);
5. De la méthode d'évaluation des impacts;
6. Du profil environnemental de la production du ciment;
7. Des quantités de carburant consommé par les véhicules selon le type de chaussée (bien que ce paramètre ait été exclu des frontières de cette étude, il apparaît important sur tout le cycle de vie d'une chaussée, en particulier dans un contexte comparatif où il pourrait y avoir une différence notable entre les deux options);
8. Du processus de carbonatation par le béton ayant lieu tout au long du cycle de vie du béton de ciment, absorbant ainsi une part de CO₂.

Ces analyses de sensibilité réalisées ont par ailleurs permis de démontrer qu'une modification des conclusions obtenues est peu probable, bien que le choix de la méthode d'ACVI puisse au contraire influencer ces conclusions. Plus précisément, selon la perspective individualiste de la méthode européenne Eco-indicator 99, les quatre indicateurs de dommages favorisent unanimement le système BB. Il est cependant important de souligner que, selon cette perspective individualiste, seuls les effets prouvés sont considérés et l'utilisation des ressources non renouvelables n'est pas incluse (ce qui constitue un choix de valeur à considérer de manière transparente).

En ce qui a trait à l'analyse effectuée sur les fumées de bitumes émises, un ajout des émissions d'HAP ne modifie pas les conclusions de l'étude. Bien que la différence entre les deux systèmes quant à l'indicateur de santé humaine

diminue, le système BB est toujours favorisé pour cette catégorie de dommages (et les autres indicateurs demeurent inchangés).

L'analyse de sensibilité sur la chaussée en BAC révèle que les quatre indicateurs de dommages sont plus élevés pour le système BC BAC que pour le système BC DCG. Cela est en partie attribuable à la quantité de ciment et d'acier plus importante et au composite qui n'est pas inclus dans le système BC DCG. Par contre, comparativement au système BB, les conclusions de l'étude ne sont pas modifiées, c.-à-d. que tous les indicateurs demeurent inférieurs pour le système BB, à l'exception de l'indicateur de la consommation des ressources qui est toujours plus élevé.

Conclusions et recommandations

Quant aux dommages, les indicateurs de santé humaine, de réchauffement climatique et de qualité des écosystèmes sont tous favorables au système BB, tandis que l'indicateur de consommation des ressources est toujours favorable au système BC, et ce, pour chacun des 16 cas types. L'indicateur d'impacts de l'acidification favorise la chaussée en enrobé bitumineux, alors que l'indicateur relatif à l'eutrophisation aquatique, présentant une importante incertitude, ne permet pas de trancher quant au système à favoriser pour cet impact.

Comme l'indiquait la revue de la littérature, sur l'ensemble du cycle de vie d'une chaussée, la circulation routière serait responsable de la majeure partie des impacts totaux (toutes catégories confondues). Ainsi, toute économie de carburant, même en quantité marginale, pourrait visiblement favoriser un type de chaussée comparativement à l'autre (en supposant que le type de chaussée influence significativement la consommation de carburant, bien qu'une telle hypothèse demeure à valider).

Ainsi, compte tenu de ces résultats, il n'est pas aisé de privilégier une option sans pouvoir valider l'influence du type de revêtement sur la consommation de carburant ou sans avoir recours à un choix de valeurs de manière à pondérer les différents indicateurs d'impacts.

Selon la norme ISO (2006), en effet, lorsque les résultats obtenus, qui se basent sur les sciences de la nature, ne permettent pas de trancher en appliquant l'ACV, il est possible de prendre une décision fondée sur des choix de valeurs. L'utilisation de facteurs de pondération permet d'agrèger plusieurs indicateurs en score unique, donc de départager les options. Ces choix de valeurs appartiennent au mandataire de l'étude (soit le MTQ) et doivent être présentés de manière transparente. À titre indicatif, une simulation a d'ailleurs permis de cibler l'option favorable selon différentes combinaisons de pondérations possibles pour les quatre indicateurs de dommages. Ces données seront considérées dans le contexte d'une prise de décision.

Il est d'autant plus important de noter que les résultats obtenus dans le cadre de cette étude étaient fonction d'un système technologique statique sur la période de 50 ans considérée. Nul n'a actuellement le recul nécessaire pour caractériser avec précision l'évolution dans le temps des techniques de production des matériaux de construction, des technologies de conception et de mise en place des chaussées et des réglementations environnementales, bien que la compétitivité du marché risque fort probablement de modifier le système étudié et, conséquemment, les résultats de cette étude. Il s'en suit que plusieurs nouvelles technologies de revêtement émergent telles que les enrobages à froid et à recyclage facilité, les bitumes modifiés au polymère augmentant la durée de vie du revêtement, etc. Il serait donc recommandable que le MTQ étudie la pertinence environnementale de ces innovations relatives aux chaussées.

Enfin, comme nous l'avons mentionné lors de la revue de littérature, plusieurs éléments de construction de routes permettent de diminuer les impacts environnementaux et sociaux de celles-ci : choix des matériaux, de la conception de route, du site et des impacts intrinsèques à la construction. Dans une optique de développement durable, de telles considérations constituent donc des facteurs potentiellement intéressants à intégrer aux politiques du MTQ relatives au transport, indépendamment du type de chaussées.

En somme, puisque toute diminution de la consommation de carburant présente une diminution significative des impacts potentiels sur le cycle de vie de tout type de chaussée, l'intérêt devrait davantage porter sur la réduction de la consommation de carburant en encourageant, notamment, l'utilisation de voitures plus écologiques ou le covoiturage.

Limites

Les résultats présentés relativement aux impacts et aux dommages sont issus des calculs réalisés en utilisant essentiellement les modèles de la méthode d'évaluation des impacts IMPACT 2002+. Les dommages (et les impacts) évalués ne sont que des dommages (et des impacts) potentiels, puisqu'ils correspondent à une modélisation, donc à une simplification de l'environnement réel. Les résultats de l'ACVI sont des expressions relatives qui ne prédisent pas les effets sur les impacts finaux par catégorie, le dépassement des seuils, des marges de sécurité ou les risques. À ce titre, ces résultats ne doivent pas constituer l'unique base d'affirmation comparative destinée à être divulguée au public, dans la mesure où des renseignements supplémentaires seraient nécessaires pour remédier à certaines des limitations propres à l'ACVI. Ces résultats pourraient éventuellement être affinés soit par l'utilisation d'autres outils, telle l'analyse de risque, ou à la suite d'éventuelles améliorations méthodologiques.

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION.....	29
2. REVUE DE LA LITTÉRATURE	31
2.1 PROFIL DU RÉSEAU ROUTIER QUÉBÉCOIS	31
2.2 REVUE DES ÉTUDES ENVIRONNEMENTALES DU CYCLE DE VIE DES CHAUSSÉES	31
2.2.1 <i>Mise en perspective : impacts de la circulation routière</i>	32
3. MODÈLE D'ÉTUDE	35
3.1 OBJECTIFS DE L'ÉTUDE.....	35
3.1.1 <i>But de l'étude</i>	35
3.1.2 <i>Application envisagée</i>	35
3.1.3 <i>Public concerné</i>	35
3.2 CHAMP DE L'ÉTUDE	36
3.2.1 <i>Fonctions, unité fonctionnelle et flux de référence</i>	36
3.2.2 <i>Frontières et description des systèmes</i>	37
3.2.3 <i>Approche d'imputation</i>	42
3.2.4 <i>Données d'inventaire du cycle de vie (ICV)</i>	43
3.2.5 <i>Évaluation des impacts du cycle de vie</i>	45
3.2.6 <i>Méthode de calcul et présentation des résultats selon une approche modulaire</i>	49
3.2.7 <i>Revue critique</i>	49
3.2.8 <i>Applications et limites de l'ACV</i>	50
4. ANALYSE DE L'INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE	53
4.1 MÉTHODOLOGIE DE COLLECTE ET SOURCES DES DONNÉES.....	53
4.2 DESCRIPTION DES SYSTÈMES ET DES HYPOTHÈSES DU MODÈLE D'ACV ..	55
4.3 SOMMAIRE DES SOURCES DE DONNÉES UTILISÉES.....	55
4.4 RÉSULTATS DU CALCUL DE L'INVENTAIRE	58
4.4.1 <i>Analyse de contribution</i>	59
5. ÉVALUATION DES IMPACTS ET INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS	65
5.1 RÉSULTATS D'INDICATEURS DE DOMMAGES/IMPACTS.....	65
5.1.1 <i>Évaluation à partir du pointage unique</i>	67
5.1.2 <i>Analyse de contribution</i>	69
5.2 ANALYSE DE L'INCERTITUDE.....	71
5.3 ANALYSES DE SENSIBILITÉ	74
5.3.1 <i>Distance de transport des matériaux</i>	75
5.3.2 <i>Production du bitume</i>	76
5.3.3 <i>Fumées de bitume</i>	78
5.3.4 <i>Chaussée en béton armé continu</i>	78
5.3.5 <i>Méthodes ACVI</i>	82
5.3.6 <i>Production du ciment</i>	84

5.3.7	<i>Impact d'une réduction de la consommation</i>	85
5.3.8	<i>Absorption par le béton du CO₂ par processus de carbonatation</i> .	86
5.4	LIMITES DE L'ÉTUDE.....	88
5.4.1	<i>Limites de l'ICV</i>	88
5.4.2	<i>Limites de l'ACVI</i>	91
6.	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....	93
7.	RÉFÉRENCES	97
ANNEXE A	101
ANNEXE B	119
ANNEXE C	129
ANNEXE D	133
ANNEXE E	149
ANNEXE F	153
ANNEXE G	167

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1 : Principaux paramètres et conclusions des études répertoriées	33
Tableau 3-1 : Cas types de chaussée spécifiés par le MTQ.....	38
Tableau 3-2 : Épaisseurs des couches de la chaussée pour les cas types spécifiés par le MTQ	39
Tableau 3-3 : Séquence d'interventions pour les cas types spécifiés par le MTQ	41
Tableau 3-4 : Catégories de dommages et catégories d'impacts des méthodes IMPACT 2002+ et LUCAS	47
Tableau 4-1 : Sommaire des sources de données utilisées.....	56
Tableau 4-2 : Sommaire des données adaptées afin d'augmenter la représentativité des processus ecoinvent.....	57
Tableau 4-3 : Écart relatif entre les flux élémentaires du cycle de vie comparatif des chaussées (système BC – système BB)	59
Tableau 4-4 : Contribution (%) des substances dominantes pour chaque compartiment de l'écosystème et principaux processus élémentaires associés	60
Tableau 5-1 : Écart relatif des indicateurs dommages/impacts au cycle de vie comparatif des chaussées (système BC – système BB)	66
Tableau 5-2 : Système présentant le moins d'impacts pour chaque catégorie	67
Tableau 5-3 : Possibilité (%) qu'une combinaison de facteurs de pondération favorise un système par rapport à l'autre.....	69
Tableau 5-4 : Séquence d'interventions pour le cas type 16 sur une période de 60 ans, y compris les chaussées de type BAC	80
Tableau 5-5 : Épaisseurs des couches de la chaussée en béton de type BAC pour le cas type 16.....	81
Tableau 5-6 : Quantités d'acier et de polymères renforcés de fibre de verre requis pour la chaussée en béton de type BAC pour le cas type 16	81
Tableau 5-7 : Critères de qualification des données	90
Tableau 5-8 : Qualification des données	91

LISTE DES FIGURES

Figure 3-1 : Frontières des systèmes	38
Figure 5-1 : Probabilité d'occurrence du résultat de la soustraction des systèmes (BC – BB) pour les cas types 1 et 16.....	72

ACRONYMES ET ABRÉVIATIONS

ACC	Association canadienne du ciment
ACRGTO	Association des constructeurs de routes et grands travaux du Québec
ACV	Analyse du cycle de vie, ou <i>Life Cycle Assessment</i> en anglais
ACVI	Évaluation des impacts du cycle de vie
BAC	Béton armé continu
BQ	Bitume Québec
CaCl ₂	Chlorure de calcium
CaCO ₃	Carbonate de calcium
CaO	Oxyde de calcium
CIRAIG	Centre interuniversitaire de recherche sur le cycle de vie des produits, procédés et services
CO ₂	Dioxyde de carbone
COD	Carbone organique dissous
COT	Carbone organique total
COV	Composés organiques volatils
DALY	<i>Disability-adjusted Life-years</i>
DBO ₅	Demande biologique en oxygène (pour 5 jours)
DCG	Dalles courtes goujonnées
DCO	Demande chimique en oxygène
EAPA	European Asphalt Pavement Association
EPD	<i>Environmental Product Declaration</i>
GENI	Global Energy Network Institute
GES	Gaz à effet de serre (en anglais, <i>Green House Gas</i>)
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (en anglais, IPCC)
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
ICV	Inventaire du cycle de vie
INRP	Inventaire national des rejets de polluants
ISO	International Organization for Standardization (Organisation internationale de normalisation)
IVL	Institut de recherche environnementale de Suède
LCCA	<i>Life Cycle Cost Assessment</i> , ou Analyse des coûts du cycle de vie en français
LUCAS	<i>LCIA method Used for a Canadian Specific context</i>
MTQ	Ministère des Transports du Québec
NaCl	Chlorure de sodium
NO _x	Oxydes nitreux
PCR	<i>Product Category Rules</i>
PDF	<i>Potentially Disappeared Fraction</i>
PG	<i>Performance Grade</i>
PaLATE	<i>Pavement Life-cycle Assessment Tool for Environmental and Economic Effects</i>
SO ₂	Dioxyde de soufre
TRACI	<i>Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts</i>
USEPA	United States Environmental Protection Agency

1. INTRODUCTION

Dans le cadre de la mise à jour de l'Orientation ministérielle sur le choix des types de chaussées, le ministère des **Transports du Québec souhaite** intégrer l'analyse du cycle de vie (ACV) au processus décisionnel menant au choix des types de chaussées. Le processus décisionnel actuel repose sur une analyse des coûts globaux (LCCA²) pour tous les paramètres monétarisables. L'ACV, qui a pour objectif de permettre l'intégration de paramètres environnementaux dans le choix des types de chaussées, est un outil méthodologique permettant d'évaluer, sur la base de méthodes internationalement reconnues, les impacts environnementaux potentiels d'un produit ou d'une activité sur l'ensemble de son cycle de vie. Il s'agit donc d'une approche holistique qui permet de trouver les « points chauds » d'un système et d'éviter que des décisions adoptées entraînent des déplacements de pollution d'étapes du cycle de vie ou de catégories d'impact à d'autres.

Une étude de faisabilité réalisée en 2005 pour le compte du MTQ, par le Centre interuniversitaire de recherche sur le cycle de vie des produits, procédés et services³ (Martineau et coll., 2005) a conclu :

« ... une ACV comparative de qualité est réalisable. Les résultats de l'inventaire (quantités de matières et de vecteur d'énergie entrant dans le cycle de vie des deux types de chaussées) et de l'évaluation des impacts (tels que la contribution potentielle relative des deux types de chaussées au réchauffement planétaire, à la destruction de la couche d'ozone, à la formation de smog, à l'acidification, etc.) constituent des paramètres environnementaux clairs et transparents pouvant être intégrés au processus décisionnel du choix des types de chaussées. »

Le CIRAIQ a par la suite été mandaté par M. Ronald Collette, ingénieur du Service de l'environnement de la direction du développement durable, de l'environnement et de la recherche du MTQ, pour effectuer la comparaison environnementale des chaussées en béton de ciment et en enrobé bitumineux. Les objectifs de cette étude et la méthodologie employée sont détaillés au chapitre 3, tandis que les chapitres 4 et 5 exposent les résultats des phases subséquentes de l'ACV, conformément à l'Organisation internationale de normalisation (série ISO 14 040).

La cadre méthodologique présenté au chapitre 3 ayant notamment été établi sur la base d'une revue de l'information disponible se rapportant au sujet de l'étude, cette dernière est par ailleurs résumée au chapitre suivant (chapitre 2). Enfin, il est à noter que l'annexe A présente la méthodologie de l'ACV plus en détail, comprenant une section définissant divers termes propres au domaine.

² LCCA : Life Cycle Cost Assessment

³ Le CIRAIQ

2. REVUE DE LA LITTÉRATURE

Une revue de la littérature permettant de dresser un état des travaux effectués à l'échelle internationale en ce qui a trait à l'analyse environnementale du cycle de vie des chaussées routières a d'abord été réalisée. Cette revue avait pour objectif de comparer les différents choix méthodologiques employés et les principaux résultats obtenus, ce qui a facilité l'établissement du modèle d'étude.

Ce chapitre présente un aperçu des chaussées en béton de ciment et en enrobé bitumineux construites au Québec, suivi d'une revue des études disponibles sur l'impact environnemental des deux types de chaussées.

2.1 Profil du réseau routier québécois

Le réseau routier du Québec comprend environ 185 000 km de routes, toutes catégories comprises (autoroutes, routes nationales, routes régionales, rues et chemins locaux). La part du réseau routier sous la responsabilité du MTQ est de 29 100 km, y compris les autoroutes, dont 25 %, soit 1 239 km sont construits en béton de ciment (recouvert ou non d'enrobé bitumineux) et elles se trouvent dans 75 % des cas dans la grande région de Montréal. Cette portion du réseau supporte 35 % de la circulation totale des véhicules automobiles au Québec (MTQ, 2001).

2.2 Revue des études environnementales du cycle de vie des chaussées

Plusieurs études comparant les impacts environnementaux des chaussées de béton de ciment et des chaussées en enrobé bitumineux ont été réalisées au cours des dernières années. Cependant, il s'agit, pour beaucoup, de rapports privés ou d'études universitaires difficilement accessibles. Néanmoins, certaines de ces études ou des revues bibliographiques résumant leur contenu ont été obtenues. C'est donc à partir de ces documents, d'articles publiés dans des revues scientifiques et de comptes rendus de conférences que la présente revue a été effectuée.

Parmi les articles répertoriés, un certain nombre touche indirectement à l'ACV appliquée aux chaussées routières, en s'intéressant, par exemple, à l'étape d'utilisation des routes (Eriksson et coll., 1996; Pereira et coll., 1998) ou à l'utilisation de sous-produits industriels ou de matériaux recyclés dans la construction de routes (Broers et coll., 1994; Eskola et coll., 2000; Mroueh et coll., 2001; Roth et Eklund, 2003; Ventura et coll., 2004). Une autre étude propose une méthode pour inclure dans les ACV le bruit et les effets sur la santé produits par la circulation routière (Muller-Wenk, 2004), alors que Treloar et coll. (2004) ont travaillé à élaborer une méthode d'ACV hybride partiellement

simplifiée s'appliquant à la construction des routes, mais aussi à la fabrication des véhicules, à leur entretien et à leur utilisation. Ces références ne sont pas détaillées davantage ici, contrairement à celles visant directement l'ACV comparative des chaussées en béton de ciment et en enrobé bitumineux. Les principaux paramètres et les conclusions de ces dernières sont présentés dans le Tableau 2-1 et à l'annexe B.

2.2.1 Mise en perspective : impacts de la circulation routière

Il est important de noter que toutes les études répertoriées par Pereira et coll. (2001) arrivent à la même conclusion : c'est l'étape de l'utilisation, soit la circulation automobile, qui compte pour 95 à 99 % des impacts environnementaux associés au cycle de vie d'une chaussée. De même, le rapport publié par le groupe de travail sur l'efficacité de carburants d'Eurobitume et de l'European Asphalt Pavement Association (EAPA) conclut que ce n'est pas tant le type de chaussée que son état général qui influence la consommation d'essence (Beuving et coll., 2004).

Ainsi, malgré ces résultats, le MTQ souhaitait obtenir un indicateur environnemental pour l'Orientat : 1) sur la base d'une comparaison de la performance environnementale des deux types de chaussées; et 2) en supposant l'étape de circulation routière semblable pour les options étudiées (donc, en étape des frontières de l'étude).

Tableau 2-1 : Principaux paramètres et conclusions des études répertoriées

Paramètre	Swedish National Road Administration Stripple (1995, 2001)	Athena Sustainable Materials Institute Trusty (1999, 2005)	Transportation Research Board Horvath and Hendrickson (1998)	Eurobitume Blomberg (1999)
Type d'étude	Analyse et comparaison de l'inventaire du cycle de vie des chaussées	ACV comparative des chaussées quant à l'énergie intrinsèque et aux émissions de GES	Analyse de l'inventaire des chaussées extrêmement simplifiée, réalisée uniquement à partir de données publiques disponibles	Inventaire du cycle de vie « partiel » du bitume et « éco-profil » de l'enrobé bitumineux
Matériaux étudiés	Béton de ciment et enrobé bitumineux	Béton de ciment et enrobé bitumineux	Béton de ciment et enrobé bitumineux	Enrobé bitumineux
Fonction	Permettre le déplacement de véhicules routiers	Permettre le déplacement de véhicules routiers	Recouvrir une section de chaussée	Produire de l'enrobé bitumineux pour le recouvrement de chaussées
Unité fonctionnelle	Permettre le déplacement de véhicules routiers sur un segment de route de 1 km de long et de 13 m de large, évalué sur une période 40 ans	Permettre le déplacement de véhicules routiers sur 1 km d'une voie routière de 3,75 m de large sur une période de 40 ans (50 ans dans la mise à jour de 2005)	Recouvrir une section de route de 1 km de long et de 7,2 m de large.	Produire 1 kg d'enrobé bitumineux pour le recouvrement de chaussée
Contexte géographique	Contexte européen	Contexte canadien	Contexte américain	Contexte européen
Contexte temporel	La période considérée est de 40 ans. La plupart des données sont pour la période de 1990 à 1998.	La période considérée est de 40 ans originalement. Lors de la mise à jour de l'étude en 2006, la période a été changée pour 50 ans.	Non spécifié	Non spécifié
Processus et flux inclus	<ul style="list-style-type: none"> Extraction des matières premières Production des matériaux de construction Construction de la chaussée Entretien des chaussées et des bordures (fossés, coupe des herbes, etc.) Opération (systèmes d'éclairage, signalisation, épandage des sels) Gestion en fin de vie 	<ul style="list-style-type: none"> Extraction des matières premières Production des matériaux de construction Construction de la chaussée (incl. couches de fondation et de base) Entretien des chaussées et des bordures 	<ul style="list-style-type: none"> Extraction des matières premières Production des matériaux de construction 	<ul style="list-style-type: none"> Extraction du pétrole brut Transport vers l'Europe Raffinage Stockage du bitume
Processus et flux exclus	<ul style="list-style-type: none"> Circulation des véhicules 	<ul style="list-style-type: none"> Activités jugées communes aux deux types de chaussées : Construction de l'emprise routière, marquage, construction de barrières, restauration de l'emprise routière Déboisement initial Transport de l'enrobé ou du béton au chantier Machinerie de construction initiale et d'entretien Opérations de la chaussée (circulation des véhicules, éclairage, signalisation, sels fondants) 	<ul style="list-style-type: none"> Activités jugées communes aux deux types de chaussées : Fondation et sous-fondation Transports des matériaux Entretien de la chaussée Circulation des véhicules Éclairage et signalisation 	Aucun

Tableau 2-1 : Principaux paramètres et conclusions des études répertoriées

Paramètre	Swedish National Road Administration Stripple (1995-2001)	Athena Sustainable Materials Institute Trusty (1999-2006)	Transportation Research Board Horvath and Hendrickson (1998)	Eurobitume Blomberg (1999)
Hypothèses importantes	<ul style="list-style-type: none"> L'énergie, les ressources et les émissions relatives au trafic ne sont pas incluses, toutefois l'effet mécanique du trafic sur la route est considéré lors des étapes d'entretien 	<ul style="list-style-type: none"> La chaussée est recyclée à 0 % et 20 % (2 scénarios) Les données sont adaptées aux spécificités régionales (production d'électricité, processus de production) 	<ul style="list-style-type: none"> Seul le revêtement a été pris en compte, tout le reste ayant été considéré comme identique pour les deux types de chaussées 	<ul style="list-style-type: none"> L'imputation des flux entrants et sortants est effectuée sur une base massique L'enrobé bitumineux est un matériau de construction 100 % recyclable
Énergie inhérente au bitume comptabilisée ?	Oui	Oui	Non spécifiée	Non
Méthode d'ACVI	Non applicable (analyse de l'inventaire seulement)	Non spécifiée	Non applicable (analyse de l'inventaire seulement)	Non applicable (analyse de l'inventaire seulement)
Principales conclusions	<ul style="list-style-type: none"> L'énergie totale associée à la construction, l'opération et l'entretien de 1 km de route pendant 40 ans serait de 23 TJ pour la chaussée en enrobé et d'environ 27 TJ pour la chaussée en béton L'opération de la route serait le principal contributeur (12 TJ pour l'éclairage les feux de circulation) Les émissions de NO_x, SO₂ et CO₂ sont principalement liées à la construction de la route 	<ul style="list-style-type: none"> La consommation énergétique est nettement supérieure pour les chaussées en enrobé que pour celles en béton (de l'ordre de 200 à 300 % d'augmentation) Si l'on exclut l'énergie inhérente au bitume, la différence est moins importante (3 à 30 %) Les chaussées en enrobé présentent une diminution des émissions de GES potentiels de 41 à 82 % par rapport à celles du béton Le transport ne représente qu'une faible portion de l'énergie primaire consommée et des émissions de GES 	<ul style="list-style-type: none"> En tenant compte des incertitudes, la quantité de matières premières requise pour la construction des deux types de chaussée est sensiblement la même Le scénario d'enrobé bitumineux semble générer plus de déchets toxiques que celui en béton de ciment 	<ul style="list-style-type: none"> L'éco-profil de 1 kg de bitume est présenté : (consommation énergétique, principales émissions atmosphériques, rejets liquides et solides, quantité de matières premières requise) Environ 50 % de l'énergie primaire consommée et du CO₂ émis est causé par l'extraction du pétrole (env. 25 % pour la production du bitume) Environ 60 % des NO_x sont causés par les transports Le stockage du bitume contribue à environ 7 % des émissions de CO₂ et de SO₂

3. MODÈLE D'ÉTUDE

Dans les sections qui suivent, la première phase de l'ACV, à savoir la définition des objectifs et du champ de l'étude, est décrite en suivant la norme ISO. Ce chapitre présente ainsi le modèle d'étude définissant le cadre méthodologique auquel doivent se conformer les phases subséquentes de l'ACV.

3.1 Objectifs de l'étude

3.1.1 *But de l'étude*

Cette étude avait pour but de comparer les impacts environnementaux potentiels du cycle de vie des chaussées en béton de ciment de type dalles courtes goujonnées à ceux d'une chaussée en enrobé bitumineux. Dans les deux cas, il s'agit de configurations représentatives des infrastructures.

3.1.2 *Application envisagée*

L'étude visait à permettre au MTQ d'améliorer sa compréhension des impacts environnementaux relatifs du cycle de vie des deux types de chaussées trouvées sur le réseau autoroutier québécois. Elle visait ultimement à comparer les impacts environnementaux potentiels liés à la mise en œuvre d'une nouvelle chaussée en béton de ciment à ceux d'une nouvelle chaussée en béton bitumineux afin de fournir un indicateur environnemental à l'Oriente. Cette étude ne couvre pas le renouvellement des chaussées actuelles.

3.1.3 *Public concerné*

Bien que l'étude soit destinée à un usage interne par le MTQ, ses résultats pourraient être rendus accessibles aux parties prenantes impliquées dans sa réalisation, soient les trois associations industrielles suivantes :

- Bitume Québec;
- Association canadienne du ciment;
- Association des constructeurs de routes et grands travaux du Québec.

De plus, bien qu'une divulgation publique des résultats ne soit pas prévue, ceux-ci appuieront une affirmation comparative utilisée dans un processus décisionnel du MTQ. Ils feront donc l'objet d'une revue critique par un comité de parties intéressées (voir la sous-section 3.2.7).

3.2 Champ de l'étude

3.2.1 Fonctions, unité fonctionnelle et flux de référence

Les paragraphes qui suivent précisent la fonction étudiée, les fonctions secondaires, l'unité fonctionnelle et les flux de référence pour le cas à l'étude.

3.2.1.1 Fonctions

La fonction principale des deux types de chaussées étudiées est la suivante :
« Permettre le déplacement de véhicules routiers sur une distance donnée, pendant une période donnée. »

Il est à noter que, dans certains cas, lors de la réfection de la chaussée, des matériaux peuvent être récupérés et réutilisés ailleurs. Cette production de matériaux secondaires correspond alors à une deuxième fonction du système, qui devient ainsi multifonctionnel.

Pour les systèmes multifonctionnels d'une ACV comparative, il convient de déterminer les processus élémentaires qui confèrent le caractère multifonctionnel aux systèmes. Il s'agit ensuite d'établir la part des impacts de ces processus qui doit être imputée aux systèmes étudiés et celle qui revient aux autres systèmes qui profitent des fonctions secondaires des processus multifonctionnels (dans ce cas-ci, les matériaux récupérés et valorisés ailleurs).

Le traitement des fonctions secondaires est présenté à la sous-section 3.2.3.

3.2.1.2 Unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle résulte de la quantification de la fonction étudiée, soit le déplacement de véhicules routiers sur une distance donnée, pendant une période donnée.

Une distance de 5 km et une période de 50 ans ont été précisées par le MTQ. Les étapes de démolition et de reconstruction n'ayant pas lieu durant la même année pour tous les types de chaussées, cette période de 50 ans est basée sur la durée de vie maximale des deux options étudiées. De plus, comme il s'avère difficile de déterminer dans quelle mesure les prochains cycles de vie d'une chaussée reconstruite seront identiques au premier cycle suivant la construction initiale (p. ex., dans quels contextes et sous quelles conditions la fondation et la sous-fondation devront être remplacées ou modifiées?), l'analyse comparative est réalisée sur la première tranche de 50 ans du cycle

de vie de la chaussée initiale. Plus particulièrement, dans le cadre de cette étude comparative, l'unité fonctionnelle s'exprime comme suit :

« Permettre le déplacement de véhicules routiers sur une distance de 5 km durant les 50 premières années de vie d'une chaussée en béton de ciment, comparativement à une chaussée en enrobé bitumineux construite au Québec en 2009. »

3.2.1.3 Flux de référence

Les flux de référence pour cette étude correspondent aux fractions des flux entrants et sortants des systèmes imputables aux 50 premières années de vie de 5 km de chaussée.

3.2.2 Frontières et description des systèmes

Les paragraphes suivants présentent une description générale des systèmes étudiés et précisent les processus et les flux initialement exclus des frontières, de même que les frontières géographiques et temporelles.

3.2.2.1 Description générale des systèmes

La Figure 3-1 schématise les frontières des systèmes étudiés (cette représentation schématique est davantage détaillée à l'annexe C). Rappelons qu'il s'agit d'une analyse comparative complète de type « *cradle-to-grave* », c.-à-d. comprenant chacune des étapes du cycle de vie des chaussées, de la construction initiale d'un nouveau tronçon à la reconstruction complète en fin de vie.

ANALYSE COMPARATIVE DU CYCLE DE VIE DES CHAUSSÉES EN BÉTON DE CIMENT ET EN BÉTON BITUMINEUX
 À DES FINS D'INTÉGRATION DE PARAMÈTRES ÉNERGÉTIQUES ET ENVIRONNEMENTAUX AU CHOIX DES TYPES
 DE CHAUSSÉES

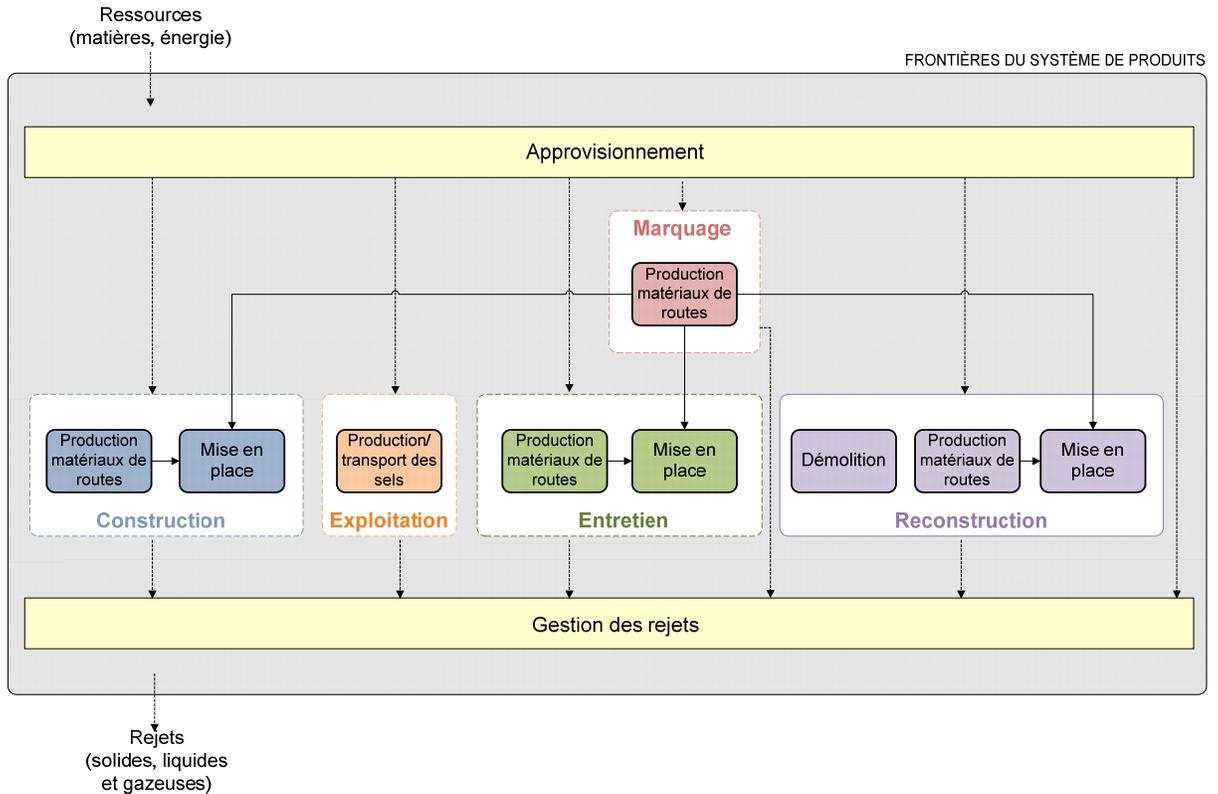


Figure 3-1 : Frontières des systèmes

Notons aussi que la détermination du nombre de véhicules circulant sur un tronçon du réseau autoroutier, plus particulièrement le nombre de camions, ainsi que le type de trafic (urbain vs rural) permet au MTQ de distinguer 16 cas types de circulation (tels qu'ils sont définis dans le Tableau 3-1). Les cas types se différencient par le nombre de voies et le dimensionnement structural de la chaussée elle-même, et ce, pour chacun des deux types de chaussées, ce qui fait 32 cas types en tout (tel que l'indique le Tableau 3-2).

Tableau 3-1 : Cas types de chaussée spécifiés par le MTQ

TYPE DE TRAFIC		URBAIN		RURAL	
% DE CAMIONS		5	10	10	25
Nombre de voies	Trafic (000) ¹	Numéro du cas type			
2	20	n° 1	n° 2	n° 3	n° 4
	40	n° 5	n° 6	n° 7	n° 8
3	50	n° 9	n° 10	n° 11	n° 12
	90	n° 13	n° 14	n° 15	n° 16

¹ Trafic quotidien (en nombre de véhicules).

Tableau 3-2 : Épaisseurs des couches de la chaussée pour les cas types spécifiés par le MTQ

		TYPE DE TRAFIC	URBAIN		RURAL	
		% DE CAMIONS	5	10	10	25
N ^{bre} de voies	Trafic (000)	Épaisseur des couches (mm)				
Cas des chaussées en béton de ciment						
2	20	Béton de ciment	162 <u>150</u>	190 <u>150</u>	217 <u>150</u>	275 <u>150</u>
		Fondation MG-20 ¹	150 <u>162</u>	150 <u>190</u>	150 <u>217</u>	150 <u>275</u>
		Sous-fondation MG-112 type A ¹	929 <u>929</u>	885 <u>885</u>	843 <u>843</u>	756 <u>756</u>
2	40	Béton de ciment	186 <u>150</u>	214 <u>150</u>	242 <u>150</u>	304 <u>150</u>
		Fondation MG-20	150 <u>186</u>	150 <u>214</u>	150 <u>242</u>	150 <u>304</u>
		Sous-fondation MG-112 type A	890 <u>890</u>	847 <u>847</u>	805 <u>805</u>	713 <u>713</u>
3	50	Béton de ciment	187 <u>150</u>	214 <u>214</u>	242 <u>242</u>	305 <u>305</u>
		Fondation MG-20	150 <u>187</u>	150 <u>150</u>	150 <u>150</u>	150 <u>150</u>
		Sous-fondation MG-112 type A	889 <u>889</u>	847 <u>847</u>	805 <u>805</u>	712 <u>712</u>
3	90	Béton de ciment	198 <u>198</u>	225 <u>225</u>	254 <u>254</u>	318 <u>318</u>
		Fondation MG-20	150 <u>150</u>	150 <u>150</u>	150 <u>150</u>	150 <u>150</u>
		Sous-fondation MG-112 type A	872 <u>872</u>	830 <u>830</u>	788 <u>788</u>	693 <u>693</u>
Cas des chaussées en enrobé bitumineux						
2	20	Enrobé bitumineux	184 <u>90</u>	209 <u>90</u>	237 <u>105</u>	293 <u>143</u>
		Fondation MG-20 ¹	281 <u>375</u>	293 <u>412</u>	298 <u>430</u>	324 <u>474</u>
		Sous-fondation MG-112 type A ¹	776 <u>776</u>	723 <u>723</u>	675 <u>675</u>	564 <u>564</u>
2	40	Enrobé bitumineux	206 <u>90</u>	233 <u>103</u>	263 <u>120</u>	318 <u>164</u>
		Fondation MG-20	293 <u>409</u>	304 <u>434</u>	305 <u>448</u>	345 <u>499</u>
		Sous-fondation MG-112 type A	727 <u>727</u>	674 <u>674</u>	629 <u>629</u>	504 <u>504</u>
3	50	Enrobé bitumineux	207 <u>90</u>	234 <u>234</u>	263 <u>263</u>	319 <u>319</u>
		Fondation MG-20	291 <u>408</u>	301 <u>301</u>	310 <u>310</u>	343 <u>343</u>
		Sous-fondation MG-112 type A	728 <u>728</u>	676 <u>676</u>	624 <u>624</u>	505 <u>505</u>
3	90	Enrobé bitumineux	217 <u>217</u>	245 <u>245</u>	274 <u>274</u>	330 <u>330</u>
		Fondation MG-20	297 <u>297</u>	306 <u>306</u>	311 <u>311</u>	356 <u>356</u>
		Sous-fondation MG-112 type A	706 <u>706</u>	654 <u>654</u>	607 <u>607</u>	475 <u>475</u>
Pour chaque cas type, le premier nombre réfère aux voies de roulement, le second (souligné), aux accotements. Largeur des voies de roulement : 3,7 m. Largeur des accotements : 2 voies (1,3 m à gauche, 3 m à droite), 3 voies (3 m de chaque côté). ¹ Pour les accotements : couches granulaires non liées.						

Le cycle de vie de la chaussée débute donc avec l'étape de construction initiale d'un nouveau tronçon. Il s'agit plus particulièrement de la construction complète d'une chaussée, en partant de la mise en place des matériaux de fondation jusqu'au marquage.

L'**étape d'exploitation** inclut quant à elle l'épandage des sels fondants durant la période hivernale, tandis que l'**étape d'entretien** de la chaussée regroupe la séquence des interventions présentée dans le Tableau 3-3 durant la période de 50 ans, ainsi que les rafraîchissements du marquage.

En fin de vie, la dalle de béton de ciment ou la couche d'enrobé bitumineux de la chaussée est complètement remplacée. L'**étape de reconstruction** vise donc la démolition complète des voies de roulement et d'accotement, de même que la mise en place et le marquage d'une nouvelle dalle de béton de ciment (ou d'une nouvelle couche d'enrobé) de même épaisseur. Il est à noter que la reconstruction n'inclut pas la fondation et la sous-fondation. Comme la reconstruction peut intervenir à différents moments pour les 16 cas types, les impacts environnementaux pour cette dernière ont été imputés aux systèmes de produits au prorata des années incluses dans la période de 50 ans considérée dans la présente étude sur la durée de vie de la reconstruction. Par exemple, en ce qui a trait au cas type 16 pour la chaussée en béton de ciment, la reconstruction est multipliée par un facteur 4/46, soit le nombre d'années permettant d'atteindre le cycle de 50 ans considéré, divisé par la durée de vie de la dalle de béton.

Enfin, les sous-systèmes d'arrière-plan « **approvisionnement** » et « **gestion des rejets** » concernent respectivement, pour chacun des quatre sous-systèmes d'avant-plan précédents (construction, exploitation, entretien, reconstruction), toutes les activités associées :

- à l'approvisionnement en ressources (eau, énergie, produits chimiques, matériaux), comprenant l'extraction, le traitement et la transformation des ressources naturelles, de même que les différents transports requis jusqu'à l'arrivée aux sites d'utilisation des ressources;
- au transport et au traitement des déchets générés à l'une ou l'autre de ces étapes du cycle de vie, en tenant compte des mises en valeur possibles (réutilisation, recyclage, valorisation énergétique ou autres).

Tableau 3-3 : Séquence d'interventions pour les cas types spécifiés par le MTQ

Intervention	N°	Moment des travaux (année)			
		Cas 1, 2, 3, 5, 6, 9, 10, 13, 14	Cas 4, 7, 11, 15	Cas 8 et 12	Cas 16
Cas des chaussées en béton de ciment (de type DCG)					
Construction en béton de ciment avec DCG (rainurage transversal conforme)*	1	0	0	0	0
Regarnissage de 25 % des joints	2	10	10	10	10
Réparations mineures 0,5 %, regarnissage de tous les joints et meulage 25 %	3	19	19	19	19
Réparations majeures 4 %, meulage (25 %) et grenailage (75 %)	4	29	29	29	29
Correction de l'enrobé (60 kg/m ²) et resurfaçage en enrobé (120 kg/m ²)*	5	39	39	39	39
Reconstruction de la dalle de béton de ciment seulement*	6	50	49	47	46
Cas des chaussées en enrobé bitumineux					
Construction complète en enrobé	1	0	0	0	0
Planage (40 mm) et resurfaçage (100 kg/m ²)	2	14	12	10	9
Planage (50 mm) et resurfaçage (120 kg/m ²)*	3	27	23	19	17
Planage (50 mm) et resurfaçage (120 kg/m ²)*	4	39	33	27	25
Planage (50 mm) et resurfaçage (120 kg/m ²)*	5	---	---	34	32
Enlèvement complet du revêtement et pose d'un nouvel enrobé *	6	49	42	40	38
Planage (40 mm) et resurfaçage (100 kg/m ²)*	7	---	---	---	47

*Accotements inclus dans l'intervention

3.2.2.2 Processus et flux exclus des frontières

Les éléments suivants sont *a priori* exclus des frontières :

- les **activités humaines** (p. ex., déplacements quotidiens des employés); et
- le **cycle de vie des biens-capitaux concernés** (p. ex., la fabrication, l'entretien et la gestion en fin de vie de la machinerie utilisée pour la construction de la chaussée), à l'exception de ceux déjà compris dans

les modules de données ecoinvent qui seront utilisés dans le modèle ACV (voir paragraphe 3.2.4.1).

De plus, l'ACV comparative doit porter une attention particulière aux processus qui diffèrent entre les systèmes comparés. Ainsi, tous les processus jugés identiques ou ne pouvant être différenciés entre les deux types de chaussées n'ont pas été considérés. Plus précisément, les éléments suivants ne sont pas inclus :

- le déboisement initial;
- les activités de déneigement et de maintien des bordures (fossés, désherbage, etc.) liées à l'exploitation des chaussées;
- les processus associés au cycle de vie des clôtures et des parapets, des panneaux de signalisation et du système d'éclairage;
- la circulation routière.

3.2.3 Approche d'imputation

Cette sous-section présente les règles employées pour l'imputation des impacts associés aux fonctions secondaires du système, soit la production de bitume et de diesel (une raffinerie est à l'origine de plusieurs coproduits) et la génération de sous-produits valorisés en dehors des limites de l'étude (matériaux récupérés de la chaussée en place).

Notons qu'il est possible d'éviter l'imputation des impacts associés aux fonctions secondaires en élargissant les frontières du système de manière à inclure les processus touchés par ces fonctions (p. ex., en créditant au système l'impact de la production de matériaux vierges évitée par le recyclage). Cette approche étant normalement réservée aux ACV dites « conséquencielle », élaborées pour évaluer les conséquences du système étudié sur d'autres systèmes ou pour orienter des décisions particulières, elle aurait pu être employée ici afin de comparer les résultats obtenus selon divers choix d'imputation.

3.2.3.1 Cas du raffinage

Le raffinage étant un procédé multifonctionnel, il a été subdivisé en sous-processus à fonction unique. Cela fait que la raffinerie regroupe des ensembles de sous-raffineries traitant individuellement chacune des fractions du pétrole brut. Le sous-processus de production du bitume est alors considéré comme un système monofonctionnel, et la production d'un kilogramme de bitume peut être suivie d'un bout à l'autre (du puits de pétrole jusqu'à sa production finale à la raffinerie). Plus précisément, les données sur la consommation d'énergie et sur les émissions ont pu être fournies pour la

production d'un kilogramme de bitume plutôt que pour la totalité des activités de la raffinerie, ce qui évite de recourir à une imputation massique sur l'ensemble des produits de la raffinerie.

3.2.3.2 Cas des matériaux valorisés hors des frontières

En ce qui a trait aux matériaux recyclés, les processus d'obtention de ces derniers sont imputés à 100 % à l'utilisateur de ces matières. Donc, les processus de génération des matériaux recyclés utilisés dans la construction de la sous-fondation et dans les revêtements d'enrobé (concassage, broyage, fraisage, etc.) sont considérés dans le système à l'étude, et les processus de génération des matériaux recyclés sortis du chantier ne sont pas considérés dans le système (puisque la responsabilité est alors imputée à un autre utilisateur).

3.2.4 Données d'inventaire du cycle de vie (ICV)

Cette sous-section présente un aperçu des sources de données privilégiées, ainsi que les exigences relatives à la qualité des données employées. Ces exigences ont permis d'orienter le processus de collecte et de valider les données utilisées.

3.2.4.1 Sources de données

Cette ACV a pour but de fournir des données environnementales relatives à la comparaison du cycle de vie de deux types de chaussées québécoises. Elle a été réalisée de manière à privilégier les **données primaires** et actuelles disponibles, soit les données récentes, propres aux installations québécoises, ainsi qu'aux règles d'art et aux pratiques réelles adoptées au Québec. Ces données ont été obtenues des associations industrielles parties prenantes au projet (BQ, ACC et ACRGTQ), de la raffinerie Petro-Canada de Montréal et du MTQ.

Les données manquantes, incomplètes ou non facilement accessibles ont été complétées par des hypothèses et des **données secondaires**. Il s'agit de données génériques ou théoriques issues de la littérature et des banques de données d'ACV commerciales. Parmi les données secondaires disponibles, quelques banques de données d'ACV sont reconnues par la communauté scientifique internationale, plus particulièrement la banque d'origine européenne ecoinvent version 2.0 (www.ecoinvent.ch). Cette dernière est effectivement la plus complète accessible à ce jour et surpasse de loin les autres, tant sur le plan quantitatif (nombre de processus inclus) que qualitatif (qualité des procédés de validation et de la documentation, complétude des données, etc.).

3.2.4.2 Exigences relatives à la qualité des données

La fiabilité des résultats et des conclusions de l'ACV dépend de la qualité des données d'inventaire utilisées. Il est donc important de s'assurer que ces données respectent les exigences spécifiées en accord avec l'objectif de l'étude.

Selon la norme ISO, les exigences relatives à la qualité des données devraient au minimum en assurer la **validité**, ce qui équivaut ici à leur représentativité quant à l'âge, la provenance géographique et la performance technologique. Ainsi, les données utilisées devaient être représentatives :

- de la période définie par l'unité fonctionnelle, soit de l'année 2009 à 2059;
- du contexte géographique dans lequel s'inscrivent les systèmes à l'étude;
- des caractéristiques technologiques des processus élémentaires qu'elles décrivent.

Il est à noter que les banques de données ICV disponibles à ce jour sont plus ou moins représentatives du contexte québécois et canadien dans lequel s'inscrivent les systèmes comparés. Ces banques présentent en effet des moyennes technologiques représentatives du contexte européen pour la plupart. Elles peuvent cependant être adaptées, dans la mesure où les données qu'elles contiennent sont suffisamment désagrégées et que l'information disponible le permet. Par exemple, certaines données européennes relatives à la production de différents matériaux font référence à d'autres données (pour la production de l'énergie requise par exemple). Ces dernières peuvent alors être remplacées par une donnée de production d'énergie plus spécifique du contexte québécois, améliorant ainsi la représentativité géographique des données européennes disponibles pour la production ou la transformation de matériaux.

Ainsi, bien que la majeure partie des modules de données génériques employées dans le cadre de cette étude ait été tirée directement de la banque ecoinvent, plusieurs de ces modules ont été adaptés de manière à augmenter leur représentativité des produits et du contexte analysés. Plus particulièrement, pour toutes les activités ayant lieu au Québec (étapes de production de diesel, de ciment et de bitume, de béton de ciment et d'enrobé bitumineux, de construction, d'exploitation et d'entretien des chaussées), les modules ecoinvent ont été adaptés en remplaçant les mélanges d'approvisionnement en énergie des réseaux électriques (ou *grid mix*) européens par :

- le *grid mix* québécois pour les processus d'avant-plan, c.-à-d. les processus directement liés aux systèmes étudiés (p. ex., la consommation

d'électricité pendant la production du ciment et du bitume, du ciment de béton, de l'enrobé bitumineux, du diesel, des matières granulaires);

- Le *grid mix* nord-américain pour les processus d'arrière-plan, c.-à-d. tous les processus directement et indirectement liés aux processus d'avant-plan (par ex., toutes les ressources consommées pour la production de l'électricité nécessaire durant la production des matériaux de construction des chaussées). Le *grid mix* nord-américain est ici plus approprié, considérant que l'approvisionnement et la gestion des déchets générés aux diverses étapes du cycle de vie ne s'effectuent pas seulement au Québec. Ainsi, tous les processus d'avant-plan ayant lieu au Québec (y compris les divers transports) font appel à des processus d'arrière-plan adaptés au contexte énergétique nord-américain;
- tel que le spécifie la raffinerie Petro-Canada de Montréal et tel qu'on le décrit à l'annexe E, le pétrole brut à l'origine du bitume des chaussées en enrobé et du diesel utilisé par tous les équipements mécaniques et lors des transports routiers au Québec a été modélisé comme étant mexicain. L'électricité consommée durant son chargement sur le pétrolier au Mexique a donc été modélisée sur la base du *grid mix* mexicain tel qu'il est présenté par la librairie nationale d'énergie du Global Energy Network Institute (www.geni.org). L'électricité consommée durant son transport par pipeline de Portland à Montréal a quant à elle été modélisée à 60 % sur la base du *grid mix* de la Nouvelle-Angleterre, tel que le présente le site de la United States Environmental Protection Agency (USEPA) (www.epa.gov) et à 40 % sur la base du *grid mix* québécois.

Enfin, bien qu'aucune méthode particulière ne soit actuellement prescrite par l'ISO concernant la **complétude** et la **précision** des données, les recommandations suivantes devaient être considérées :

- les données ont été collectées de manière à ce qu'elles soient les moins agrégées possible (agrégations par types de technologies ou par secteurs à éviter);
- les données ont été documentées (métadonnées) conformément aux meilleures pratiques disponibles.

L'application de ces recommandations permettra ultérieurement l'évaluation de la complétude et de la précision des données utilisées en ACV.

3.2.5 Évaluation des impacts du cycle de vie

Il était initialement proposé de réaliser l'évaluation des impacts du cycle de vie sur la base de la méthode canadienne LUCAS (Toffoletto et coll., 2007). Cependant, il a plutôt été décidé d'établir l'ACVI sur la méthode internationalement reconnue IMPACT 2002+ (Jolliet et coll., 2003) et de vérifier si l'utilisation de LUCAS entraînait des variations sur les résultats. Cette

dernière est en effet limitée à l'étape de caractérisation, c.-à-d. à la conversion et l'agrégation des résultats d'inventaire selon leur contribution à chacune des catégories d'impacts. Ainsi, contrairement à IMPACT 2002+, LUCAS ne propose aucun facteur de conversion en dommages des résultats caractérisés. Bien que la conversion des impacts en dommages introduise une incertitude supplémentaire, l'analyse de quatre catégories de dommages, relativement à plus de 10 catégories d'impacts, possède l'avantage de simplifier la communication des résultats.

Le Tableau 3-4 présente les catégories d'impacts considérées par chacune des deux méthodes (lesquelles sont présentées en détail à l'annexe D). Notons que :

- ces catégories ne couvrent pas tous les impacts environnementaux possibles associés aux activités humaines. Plusieurs types d'impacts, dont le bruit, les odeurs, le rayonnement et les champs électromagnétiques ne font ainsi pas partie de la présente analyse, les avancées méthodologiques à leur sujet étant inexistantes ou insuffisantes;
- L'eutrophisation et l'acidification aquatiques ne sont pas considérées par les indicateurs de dommages, puisque la méthode IMPACT 2002+ ne possède à ce jour aucune méthode permettant de convertir ces deux catégories d'impact en dommages infligés à la qualité des écosystèmes. Il est donc recommandé de considérer les résultats d'indicateur de dommages en conjonction avec les indicateurs d'impacts pour ces catégories.

Enfin, il est aussi à noter qu'IMPACT 2002+ permet de normaliser les indicateurs de dommages en équivalent européen moyen, puis de les agréger en un score unique (en appliquant implicitement un facteur de pondération identique égal à 1). Bien qu'une telle pondération soit proscrite par l'ISO dans le cas d'affirmations comparatives divulguées publiquement (étant donné l'importance des choix de valeurs impliqués), certains résultats pondérés sont ici présentés de manière à en faciliter la communication (en particulier les résultats d'études de sensibilité annexés au rapport).

**Tableau 3-4 : Catégories de dommages et catégories d'impacts des méthodes
 IMPACT 2002+ et LUCAS**

IMPACT 2002+		LUCAS
Catégorie de dommages	Catégorie d'impacts	Catégorie d'impacts
Santé humaine (SH)	Effets cancérogènes	Effets cancérogènes
	Effets non cancérogènes	Effets non cancérogènes
	Effets respiratoires dus aux substances inorganiques	Aucune
	Radiations ionisantes	
	Détérioration de la couche d'ozone	Appauvrissement de la couche d'ozone
	Effets respiratoires dus aux substances organiques	Smog photochimique
Qualité des écosystèmes (QE)	Écotoxicité aquatique	Écotoxicité aquatique
	Écotoxicité terrestre	Écotoxicité terrestre
	Acidification/eutrophisation terrestre	Eutrophisation terrestre
	Occupation des terres	Aucune
Changements climatiques (CC)	Réchauffement global	Réchauffement global
Ressources (R)	Énergies non renouvelables	Combustibles fossiles
	Extraction minière	Extraction minière
Aucun lien avec une catégorie de dommages (lien reconnu, mais aucun modèle de conversion disponible)	Acidification aquatique	Acidification aquatique
	Eutrophisation aquatique	Eutrophisation aquatique

3.2.5.1 Notes sur la prise en compte de l'énergie inhérente au bitume

Le choix de considérer ou non l'énergie inhérente au bitume est une question récurrente en ACV. Les méthodes d'ACVI les plus récentes sont cependant claires sur un point : toute ressource énergétique non renouvelable extraite au capital énergétique de la Terre est une ressource potentiellement perdue qui doit être comptabilisée dans l'évaluation des impacts (Goedkoop et Spriensma, 2001b; Bare et coll., 2003; Jolliet et coll., 2003; Toffoletto et coll., 2007). Ainsi, si le pétrole extrait pour produire du bitume n'est pas destiné à être utilisé comme source énergétique, mais comme matière première, la conséquence sur les ressources énergétiques n'est pas pour autant différente que si ce même pétrole était destiné à produire un carburant : la ressource diminue et, avec elle, le potentiel énergétique disponible.

Il importe de noter que ce raisonnement s'applique à l'ensemble des dérivés du pétrole dont la fonction n'est pas énergétique : bitumes, plastiques, extraits aromatiques, parfums, etc. Ainsi, le pouvoir calorifique (ou énergie inhérente) demeure contenu dans ces différents produits tout au long de leur cycle de vie. Si cette énergie semble « perdue », elle est en réalité stockée et pourrait donc éventuellement être valorisée. À ce titre, le fait que le bitume puisse être maintes fois recyclé sous forme matérielle n'influe en rien son pouvoir calorifique qui reste intact.

Par conséquent, il apparaît essentiel de considérer l'énergie inhérente au bitume dans l'évaluation des impacts potentiels des revêtements. Cette prise en compte n'apparaît en outre qu'en ce qui a trait à l'utilisation d'énergie non renouvelable et n'a aucune incidence sur les autres catégories d'impact. Les émissions de CO₂ associées à la combustion éventuelle du bitume ne sont donc pas comptabilisées et ne le seront pas tant que le bitume ne sera pas brûlé.

De manière à tester la robustesse des résultats obtenus à partir d'IMPACT 2002+, une étude de sensibilité a cependant été réalisée à partir de la méthode Eco-indicator 99 (Goedkoop et Spriensma, 2001a), laquelle est présentée en détail sur le site de PRé Consultants (http://www.pre.nl/download/EI99_methodology_v3.pdf). En effet, bien qu'elles soient similaires, les deux méthodes modélisent différemment la consommation d'énergie non renouvelable, soit sous l'angle :

- d'énergie primaire totale, calculée en fonction du pouvoir calorifique supérieur de la ressource (IMPACT 2002+);
- d'énergie « surplus », c.-à-d. en comptabilisant l'effort additionnel requis pour extraire une ressource dont la qualité est diminuée (Eco-indicator 99). Les facteurs de caractérisation sont donc ici calculés en considérant les effets à long terme de la réduction de la qualité de la ressource.

Il est aussi important de noter qu'Eco-indicator 99 est également une méthode d'évaluation orientée « dommages » considérant 11 catégories d'impacts, mais pour laquelle :

- l'acidification et l'eutrophisation aquatiques ne sont pas considérées (même en tant qu'indicateurs d'impacts);
- l'impact du réchauffement global est caractérisé en dommages potentiels sur la santé humaine. Il s'en suit donc que trois indicateurs de dommages résultent de cette méthode, plutôt que quatre selon la méthode IMPACT 2002+.

Cette méthode présente par ailleurs l'avantage d'être disponible en trois versions basées sur le concept de Théorie culturelle. Ce concept est utilisé pour résoudre les difficultés liées à la subjectivité lors de modélisations, et de celui-ci découlent cinq systèmes de valeur basés sur l'influence qu'ont le groupe d'appartenance et la société sur les individus. Dans la méthode Eco-indicator 99, les trois perspectives suivantes sont considérées, ce qui permet à l'utilisateur de choisir la méthode la plus adaptée à ces besoins :

- Égalitaire (E) : perspective à long terme où tous les effets sont considérés;
- Hiérarchique (H) : perspective à moyen terme où un consensus scientifique détermine l'inclusion des effets;

- Individualiste (I) : perspective à court terme où seuls les effets prouvés sont considérés.

3.2.6 Méthode de calcul et présentation des résultats selon une approche modulaire

Une fois l'ensemble des données requises obtenues, les systèmes ont été modélisés à l'aide d'un logiciel commercial d'ACV. Le logiciel SimaPro, développé par PRé Consultants (www.pre.nl), a été utilisé pour le calcul de l'inventaire et l'évaluation des impacts environnementaux potentiels associés aux émissions et aux rejets inventoriés.

À la demande du MTQ, une matrice des résultats d'indicateurs d'impacts par processus (ou étape du cycle de vie) a aussi été élaborée. Comme présentée à l'annexe F (dans les tableaux F-3.1.1 et F-3.2.1), chaque module (ou ligne de la matrice) :

- permet de spécifier en entrée les paramètres de chaussée essentiels (c.-à-d. les quantités de matériaux consommés et les distances de transport impliquées, de même que l'intensité des procédés de mise en place des chaussées);
- fournit, pour chacun de ces paramètres, un résultat d'indicateur par catégorie d'impacts et de dommages.

Le profil environnemental d'un cas type est ensuite obtenu, pour chaque type de chaussée, par la somme des indicateurs de l'ensemble des modules qui le compose. Ceci permet d'évaluer rapidement les impacts potentiels correspondants à une variété de configurations et de situations envisageable sur le réseau autoroutier. Il est cependant important de mentionner que, dans ce contexte d'analyse comparative où les éléments communs aux deux systèmes ont été exclus de l'étude, la présentation des profils individuels correspondant à chaque type de chaussée n'est pas adéquate, surtout en considérant le fait que seules les quantités différentielles ont été collectées pour les sels fondants. Ainsi, seuls les profils comparatifs entre deux options devraient être utilisés (tels qu'ils sont présentés à l'annexe F, dans le tableau F-4.1, onglet 4).

3.2.7 Revue critique

La revue critique est une procédure utilisée afin de vérifier si l'ACV satisfait aux normes internationales. De manière générale, les revues critiques d'ACV sont facultatives, sauf lors d'affirmations comparatives divulguées au public. Une ACV réalisée dans le but d'appuyer une comparaison destinée à des fins publiques nécessite effectivement une attention particulière, étant donné les risques associés à une mauvaise interprétation de ses résultats par les

diverses parties prenantes. Les revues critiques augmentent de plus la crédibilité de l'analyse.

Puisque cette étude implique différentes parties prenantes et que ses résultats seront utilisés dans le cadre de l'Orientation du MTQ, une revue critique a été réalisée par un comité de revue ayant les compétences pour valider les hypothèses, les données et les procédures utilisées pour réaliser l'étude. Ce comité de revue est placé sous la responsabilité de Yannick Le Guern, manager de BIO Intelligence Service S.A.S., et diplômé du mastère spécialisé « Eco-conception et management environnemental » de l'École Nationale Supérieure d'Arts et Métiers.

Conformément à ISO 14 040, les objectifs de la revue critique étaient d'assurer que :

- les méthodes utilisées par Le CIRAIG pour réaliser l'analyse du cycle de vie étaient cohérentes avec la norme internationale ISO 14040;
- les méthodes utilisées par Le CIRAIG pour réaliser l'analyse du cycle de vie étaient valables sur les plans technique et scientifique;
- les données utilisées par Le CIRAIG étaient appropriées et raisonnables par rapport à l'objectif de l'étude;
- les interprétations du CIRAIG reflétaient les limitations identifiées et l'objectif de l'étude;
- le rapport détaillé était transparent et cohérent.

En plus de ces objectifs, la revue critique comprend une vérification approfondie de certains résultats clés et de la modélisation du système de produits effectuée avec le logiciel ACV SimaPro. Les résultats de la revue (commentaires et questions du comité de revue et réponses du CIRAIG) sont présentés à l'annexe G.

3.2.8 Applications et limites de l'ACV

Cette ACV, qui vise à améliorer la compréhension du MTQ des impacts environnementaux relatifs au cycle de vie des deux types de chaussées représentatives du réseau autoroutier québécois, a été réalisée dans un but strictement comparatif. Toute conclusion tirée de cette étude hors de son contexte original doit donc être évitée.

Ses résultats peuvent être utilisés pour cibler les forces et les faiblesses relatives des deux types de chaussées selon différents cas types, de manière à pouvoir déterminer les conditions pour lesquelles une option semble préférable à l'autre.

Les principales limites pouvant toutefois être soulevées relativement aux conclusions obtenues sont les suivantes :

- l'applicabilité des diverses hypothèses relatives au cycle de vie des chaussées en béton de ciment et en enrobé bitumineux au Québec, de 2009 à 2059. Il est à noter que, bien que les technologies risquent d'évoluer au cours des 50 années considérées, personne n'a actuellement le recul nécessaire pour caractériser avec précision l'évolution des techniques de production et le comportement des routes. Par conséquent, le système technologique à l'étude sera considéré comme statique;
- la complétude et la validité des données d'inventaire. En particulier l'utilisation de données secondaires provenant de banques de données d'ACV européennes peut influencer la validité des résultats dans un contexte nord-américain et québécois;
- la complétude et la validité des méthodes d'évaluation des impacts utilisées, notamment parce qu'elles ne couvrent pas toutes les substances inventoriées ni tous les impacts environnementaux associés aux activités humaines. Également :
 - les catégories d'impacts de santé humaine « cancer » et « non-cancer » et d'écotoxicité ne sont pas une mesure du risque associé aux systèmes évalués. En effet, les différentes émissions sont agrégées dans le temps et l'espace afin de constituer un inventaire dans lequel un seul flux est associé à chacune des substances répertoriées (c.-à-d. la masse totale émise ou rejetée par l'ensemble des processus qui la produisent). Il n'est donc pas possible de connaître le lieu ni le moment où ont lieu les émissions, donc de déterminer la quantité à laquelle est exposée une région donnée, l'information sur laquelle repose l'appréciation du risque pour une population donnée,
 - contrairement à l'analyse de risque environnemental conduite dans un contexte réglementaire et qui utilise une approche prudente, l'ACV tente de fournir la meilleure estimation possible (Udo de Haes et coll., 2003). En effet, l'ACVI tente de représenter le cas le plus probable, c.-à-d. que les modèles utilisés sont les modèles de transport et de devenir des contaminants dans l'environnement et d'effet toxique sur les récepteurs biologiques, ne tentent pas de maximiser l'exposition et le dommage environnemental (approche du pire scénario), mais bien d'en représenter un cas moyen;
- le fait que certains paramètres possiblement sans influence sur le profil environnemental des deux types de chaussées, mais pouvant constituer des éléments plus importants du point de vue des utilisateurs, n'aient pas été pris en compte dans la présente ACV (p. ex., bruit causé par la circulation routière, usure des pneus, effet d'îlot de chaleur urbaine et « réflectance » des chaussées).

4. ANALYSE DE L'INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE

Ce chapitre présente la deuxième phase de l'ACV : l'analyse de l'inventaire. Il expose la méthodologie de collecte et les sources de données employées, le détail des systèmes étudiés et des hypothèses utilisées, ainsi qu'une analyse des résultats d'inventaire.

4.1 Méthodologie de collecte et sources des données

Comme indiqué à la sous-section 3.2.4, les **données primaires** ont essentiellement été collectées auprès du MTQ, des associations industrielles parties prenantes au projet et de la raffinerie Petro-Canada de Montréal (ci-après nommés les « partenaires »). Plus particulièrement :

- les données de consommation et de transport sur la **production de bitume et de diesel** représentatives de l'ensemble des raffineries de Montréal ont été spécifiées sur la base de la raffinerie Petro-Canada de Montréal (données fournies par M. René Dufresne). Les émissions associées à la raffinerie ont été tirées du site de l'Inventaire national des rejets de polluant (INRP) d'Environnement Canada pour l'année 2006, les facteurs de mises à l'échelle de celles-ci au kilogramme de bitume ont été fournis par M. Dufresne. Plus précisément, la consommation d'énergie totale annuelle de la raffinerie et la consommation d'énergie pour la production de 1 kg de bitume ont été précisées, ce qui a permis de convertir les données annuelles d'émissions et d'obtenir les émissions par kilogramme de bitume produit;
- les données sur la **production du ciment et du béton de ciment** ont été fournies par l'ACC sur la base de ses trois cimenteries québécoises et sont tirées des rapports d'Athena Sustainable Materials Institute (2005), de CANMET et de Radian Canada Inc. (1993). Les émissions associées aux cimenteries ont aussi été trouvées sur le site de l'INRP pour l'année 2006, les facteurs de mise à l'échelle de celles-ci au kilogramme de ciment ont été fournis par M. George Venta de l'ACC;
- Les données sur la **production d'enrobé bitumineux** et sur les **activités ayant lieu sur les chantiers routiers** ont été fournies par l'ACRGQTQ;
- La description détaillée des cas types (quantités et types de matériaux utilisés, interventions durant les **étapes de construction initiale, d'exploitation, d'entretien et de reconstruction**) a été fournie par M. Denis Thébeau, et les données relatives au marquage, par M. Michel Tremblay du MTQ.

Le processus de collecte a été effectué à l'aide de questionnaires (transmis par voie électronique), de discussions téléphoniques et de rencontres individuelles. Les données ont été transmises directement par les partenaires

au CIRAIG. Les renseignements fournis sont présentés en détail aux annexes E et F.

Diverses hypothèses ont par ailleurs été établies, notamment sur la base des indications fournies par le MTQ. Ces hypothèses sont aussi documentées à l'annexe E.

Enfin, tous les processus impliqués aux diverses étapes du cycle de vie des chaussées pour lesquels des données primaires n'ont pas été obtenues ont été modélisés sur la base de **données secondaires** disponibles. Un tableau récapitulatif des données secondaires utilisées est présenté à l'annexe F de ce rapport.

Puisque la plupart des processus élémentaires figurant dans les systèmes à l'étude se trouvaient dans la banque de données ICV ecoinvent, et afin de maximiser l'uniformité et la cohérence des données utilisées pour les modéliser, cette banque de données a été privilégiée et adaptée lorsque possible (plus particulièrement en ce qui a trait au contexte énergétique nord-américain, comme discuté au paragraphe 3.2.4.2). Il est cependant important de noter que plusieurs processus sans équivalent exact dans la banque de données ecoinvent ont dû être modélisés soit à partir de données substitutives (*proxy*) ou à partir d'autres sources.

En particulier, la machinerie requise aux différentes étapes de construction, d'entretien et de reconstruction a été caractérisée sur la base des données fournies par l'ACRGQTQ (pour la puissance et le nombre d'heures de travail). Par contre, les données relatives à certains équipements n'ayant pu être obtenues de l'ACRGQTQ, leur modélisation a été réalisée à l'aide du logiciel de modélisation de chaussées PaLATE (<http://www.ce.berkeley.edu/~horvath/palate.html>) développé par l'Université de la Californie à Berkeley. Ce logiciel permet de déterminer les équipements utilisés pour certaines séquences du cycle de vie d'une chaussée et d'établir la puissance et le nombre d'heures requis pour l'équipement selon les paramètres de la route.

Les émissions provenant de la combustion de ces équipements ont été calculées au moyen du modèle d'équipements non routiers *NONROAD* (<http://www.epa.gov/otaq/nonrdmdl.htm>) conçu par la USEPA. Ce modèle requiert comme paramètres d'entrée la puissance et le nombre d'heures de travail de chaque équipement modélisé. Les émissions des camions ont quant à elles été modélisées au moyen du processus correspondant de la banque de données ecoinvent, adapté afin de respecter la consommation indiquée.

4.2 Description des systèmes et des hypothèses du modèle d'ACV

Les systèmes, c'est-à-dire la liste des processus élémentaires inclus, ont été établis sur la base des données fournies par les partenaires, de diverses hypothèses et des données génériques disponibles.

Les tableaux F.3.1 et F.4.1 de l'annexe F présentent les processus élémentaires pour la chaussée en béton de ciment et la chaussée en enrobé bitumineux, respectivement. L'annexe E décrit quant à elle ces processus élémentaires ainsi que les hypothèses associées au calcul de l'inventaire, en particulier en ce qui a trait aux distances de transports, au temps d'exploitation de la machinerie, à la quantité de matériaux et de consommables utilisés aux étapes de construction, d'exploitation, d'entretien et de marquage, ainsi qu'aux procédés de fabrication des principaux matériaux de construction, telle la production de bitume et de ciment.

4.3 Sommaire des sources de données utilisées

Le Tableau 4-1 résume les données requises pour l'ICV des deux types de chaussées, de même que les diverses sources de données utilisées. Le Tableau 4-2 fournit également un aperçu des processus tirés de la banque de donnéesecoinvent ayant été modifiés et adaptés afin d'améliorer leur représentativité, puisque certaines données européennes relatives à la production de différents matériaux font référence à d'autres données (pour la production de l'énergie requise par exemple). Ces dernières ont alors dû être remplacées par une donnée de production d'énergie plus spécifique du contexte à l'étude, augmentant ainsi la représentativité géographique des données européennes disponibles pour la production ou la transformation de matériaux.

L'explication des diverses sources de données est présentée à l'annexe E.

Tableau 4-1 : Sommaire des sources de données utilisées

Données		Sources de données	
		Ressources consommées	Rejets générés
Production des matériaux et du carburant			
Matériaux de construction — béton de ciment	Béton de ciment	Canada Centre for Mineral & Energy Technology and Radian Canada Inc. + Athena Sustainable Materials	
	Ciment	Canada Centre for Mineral & Energy Technology and Radian Canada Inc. + Athena Sustainable Materials	Quebec Cement Plants – GHG and NPRI AP Emissions, 2006
	Sable	ecoinvent (<i>Sand, at mine/CH U</i>)	
	Pierres	ecoinvent (<i>Gravel, crushed, at mine/CH U</i>)	
	Eau	ecoinvent (<i>Tap water, at user/RER U</i>)	
	Fumées de silice	Non considérée (déchet valorisé)	
	Cendres volantes	Non considérée (déchet valorisé)	
	Laitier	Non considérée (déchet valorisé)	
	Acier	ecoinvent (<i>Reinforcing steel, at plant/RER U</i>)	
	Prémoulé à joint	ecoinvent (<i>Synthetic rubber, at plant/RER U</i>)	
	Produit de colmatage à chaud	Données de production du bitume de M. Dufresne (Petro-Canada)	Montreal refinery – GHG and NPRI AP Emissions, 2006
Matériaux de construction — enrobé bitumineux	Enrobé bitumineux	Données de M. Bouchard (ACRGTQ) + Ressources Naturelles Canada	Données manquantes
	Bitume	M. Dufresne (Petro-Canada)	Montreal refinery – GHG and NPRI AP Emissions, 2006
	Sable	ecoinvent (<i>Sand, at mine/CH U</i>)	
	Pierres	ecoinvent (<i>Gravel, crushed, at mine/CH U</i>)	
Matériaux de fondation et de sous-	Granulats neufs	ecoinvent (<i>Gravel, round, at mine/CH U</i>)	
Sels	NaCl	ecoinvent (<i>Sodium chloride, powder, at plant/RER U</i>)	
	CaCl ₂	ecoinvent (<i>Calcium chloride, CaCl₂, at plant/RER U</i>)	
Marquage	Époxy	ecoinvent (<i>Epoxy resin, liquid, at plant/RER U</i>)	
	Granulats noirs	ecoinvent (<i>Carbon black, at plant/GLO U</i>)	
	Microbilles	ecoinvent (<i>Glass fibre, at plant/RER U</i>)	
	Bandes polymères	ecoinvent (<i>Epoxy resin, liquid, at plant/RER U</i>)	
	Alkydes	ecoinvent (<i>Alkyd paint, white, 60% in H₂O, at plant/RER U</i>)	
Carburant (diesel pour machinerie et pour transport routier au Québec)	M. Dufresne (Petro-Canada)	Montreal refinery – GHG and NPRI AP Emissions, 2006	
Utilisation de la machinerie sur site			
Machinerie diverse pour les interventions	Données de M. Bouchard (ACRGTQ) et	Modèle d'émission d'équipements hors route de l'USEPA (<i>NONROAD</i>)	
Transports des matériaux et du carburant			
Transport routier	ecoinvent (<i>Transport, lorry > 16 t, fleet average/RER U</i>)		
Transport par pipeline, au large des côtes	ecoinvent (<i>Transport, crude oil pipeline, offshore/OCE U</i>)		
Transport par pipeline, côtier	ecoinvent (<i>Transport, crude oil pipeline, onshore/RER U</i>)		
Transport maritime, pétrolier	ecoinvent (<i>Transport, transoceanic tanker /OCE U</i>)		
Transport maritime, barge	ecoinvent (<i>Transport, barge tanker /RER U</i>)		
Transport maritime, navire	ecoinvent (<i>Transport, transoceanic freight ship/OCE U</i>)		
Transport ferroviaire	ecoinvent (<i>Transport, freight, rail, diesel/US U</i>)		

Tableau 4-2 : Sommaire des données adaptées afin d'augmenter la représentativité des processus ecoinvent

Données	Processus ecoinvent	Processus modifié
Transport	<i>Operation, lorry > 16 t, fleet average/RER U</i>	Production du diesel
Production de la pierre concassée	<i>Gravel, crushed, at mine/CH U</i>	Production du diesel + électricité <i>grid mix</i> québécois
Production des granulats neufs	<i>Gravel, round, at mine/CH U</i>	Production du diesel + électricité <i>grid mix</i> québécois
Production du sable	<i>Sand, at mine/CH U</i>	Production du diesel + électricité <i>grid mix</i> québécois
Production du ciment	<i>Limestone, at mine - ciment /CH U</i>	Production du diesel
Production du ciment	<i>Clay, at mine/CH U</i>	Production du diesel
Production du ciment	<i>Gypsum, mineral, at mine/CH U</i>	Production du diesel + électricité <i>grid mix</i> nord-américain
Production du ciment	<i>Sand, at mine/CH U</i>	Production du diesel + électricité <i>grid mix</i> québécois
Production du ciment	<i>Iron ore, 46% Fe, at mine/GLO U</i>	Production du diesel + électricité <i>grid mix</i> nord-américain
Production du béton de ciment	<i>Light fuel oil, at regional storage/RER U</i>	Électricité <i>grid mix</i> québécois
Production de l'enrobé bitumineux	<i>Light fuel oil, at regional storage/RER U</i>	Électricité <i>grid mix</i> québécois
Production du ciment	<i>Light fuel oil, at regional storage/RER U</i>	Électricité <i>grid mix</i> québécois
Production du béton de ciment	<i>Natural gas, burned in industrial furnace > 100 kW/RER U</i>	Électricité <i>grid mix</i> nord-américain
Production de l'enrobé bitumineux	<i>Natural gas, burned in industrial furnace > 100 kW/RER U</i>	Électricité <i>grid mix</i> nord-américain
Transport par pipeline	<i>Transport, crude oil pipeline, onshore</i>	Électricité <i>grid mix</i> québécois et électricité <i>grid mix</i> Nouvelle-Angleterre

4.4 Résultats du calcul de l'inventaire

Sur la base de l'information présentée dans les sections précédentes, les flux d'inventaire (intrants et extrants) correspondants à l'unité fonctionnelle ont été calculés pour chacun des processus compris dans les frontières des systèmes étudiés. Ces flux se présentent à la fois sous l'angle des :

- flux de produits intermédiaires, représentant les besoins en matériaux et en énergie (en matière de transports ou d'équipements), ainsi que les divers rejets gérés (éliminés ou valorisés) dans le système technologique (technosphère);
- flux élémentaires, représentant les ressources extraites de l'environnement naturel et les substances rejetées dans cet environnement (écosphère).

Tous ces flux (c.-à-d. les résultats détaillés de l'inventaire) sont présentés à l'annexe F (tableau F-5.1, onglet 5).

Il est à noter que, puisque cette ACV est de type comparatif et que les éléments communs aux deux systèmes ont été exclus de l'étude (en particulier la circulation routière, l'éclairage, le terrassement, etc.), les résultats présentent uniquement l'écart entre les deux types de chaussée. La présentation des résultats individuels correspondant à chaque type de chaussée n'est effectivement pas adéquate dans ce cas, surtout en considérant le fait que seules les quantités différentielles ont été collectées pour les sels fondants.

Les résultats sont donc présentés sous l'angle d'écart relatif entre la chaussée en béton de ciment (système BC) et celle en enrobé bitumineux (système BB) de la manière suivante :

$$\Delta_{inventaire} (\%) = \frac{(inventaire_{SystèmeBC} - inventaire_{SystèmeBB})}{inventaire_{SystèmeBB}} \quad (4-1)$$

Le Tableau 4-3 présente ainsi l'augmentation (en vert) ou la diminution (en rose) de différents flux élémentaires (agrégés par compartiment de l'écosystème) en remplaçant une chaussée en enrobé bitumineux par une chaussée en béton de ciment.

À la lumière de ces résultats, le cycle de vie d'une chaussée en béton de ciment présente une consommation moindre en ressources naturelles ($\Delta_{inventaire\ ressources} < 0$), mais, en revanche, consomme davantage d'eau ($\Delta_{inventaire\ eau} > 0$) et génère davantage d'émissions ($\Delta_{inventaire\ émissions} > 0$) qu'une chaussée en enrobé bitumineux (sauf en ce qui a trait aux rejets dans l'eau des cas types 8, 12 et 16). Ces différences sont expliquées à la sous-section suivante.

**Tableau 4-3 : Écart relatif entre les flux élémentaires du cycle de vie comparatif
 des chaussées (système BC – système BB)**

Cas type	Écart relatif (%) pour chaque compartiment de l'écosystème					
	Ressources naturelles consommées	Eau utilisée	Énergie consommée	Rejets totaux dans l'air	Rejets totaux dans l'eau	Rejets totaux dans le sol
1	-8,4	65,2	66,5	100,9	25,8	86,4
2	-8,6	69,6	70,9	105,8	24,5	89,8
3	-8,8	71,8	73,1	107,0	21,3	92,5
4	-11,9	68,0	69,4	97,4	8,8	88,2
5	-8,6	68,9	70,2	105,0	24,5	89,0
6	-9,0	71,5	72,9	107,1	21,8	92,4
7	-11,2	66,2	67,5	96,9	12,0	86,1
8	-16,9	57,2	58,4	82,7	-3,6	77,7
9	-8,6	69,0	70,4	106,3	27,6	89,3
10	-9,4	71,2	72,6	103,0	16,5	90,9
11	-12,5	67,0	68,4	94,2	5,8	86,2
12	-17,9	65,2	66,5	89,7	-4,4	85,6
13	-9,3	67,9	69,3	100,2	17,6	87,5
14	-9,6	73,0	74,4	104,9	15,8	93,2
15	-12,5	69,3	70,7	96,2	5,3	88,4
16	-19,7	63,2	64,5	86,6	-7,6	83,6
	Écart négatif ou diminution des flux (intrants ou extrants) en remplaçant une chaussée en enrobé bitumineux par une chaussée en béton de ciment. En faveur de la chaussée en béton de ciment.					
	Écart positif ou augmentation des flux (intrants ou extrants) en remplaçant une chaussée en enrobé bitumineux par une chaussée en béton de ciment. En faveur de la chaussée en enrobé bitumineux.					

4.4.1 Analyse de contribution

Le tableau suivant résume, pour chaque catégorie de flux élémentaire :

- les principales substances (ressources et rejets) présentant une différence de quantité consommée ou générée entre la chaussée de béton de ciment et celle en enrobé bitumineux;
- les principaux processus responsables de l'utilisation ou du rejet de ces substances (définis sur la base des résultats obtenus pour le cas type 16).

Afin de faciliter la présentation des résultats, la contribution (en %) des substances dominantes à chaque compartiment de l'écosystème a aussi été calculée sur la base de la valeur moyenne obtenue pour les 16 cas types.

Tableau 4-4 : Contribution (%) des substances dominantes pour chaque compartiment de l'écosystème et principaux processus élémentaires associés

Substances dominantes ¹	Contribution ² (%)	Système contributeur	Principaux processus responsables
Ressources naturelles			
Sable et gravier (dans le sol)	68,6	BB	Production de matières granulaires pour la sous-fondation et la fondation, production de pierres concassées et de sable pour l'enrobé neuf
Calcite (dans le sol)	13,2	BC	Production de ciment (calcaire)
Huile (pétrole brut, dans le sol)	6,4	BB	Production de bitume
Chlorure de sodium (dans le sol)	5,1	BC	Production des sels fondants ⁴
Charbon (dans le sol, non spécifié)	2,4	BC	Production de ciment, production d'acier, production des sels fondants ⁴
Argile (dans le sol, non spécifié)	1,8	BC	Production de ciment (argile)
Rejets dans l'air			
Dioxyde de carbone (calcination) ³	98,1	BC	Production de ciment
Rejets dans l'eau			
Solides dissous	25,2	BB	Production d'enrobé
Silicone	22,0	BC	Production des sels fondants ⁴ , production d'acier
Solides en suspension, non spécifiés	9,5	BB	Production de bitume
Chlorure	7,2	BC	Production de ciment, production de peinture époxy
Sulfate	6,6	BC	Production de ciment, production des sels fondants ⁴ , production d'acier
Ion calcium	5,3	BC	Production des sels fondants ⁴ , production de ciment, production d'acier
Demande chimique en oxygène (DCO)	4,3	BC	Production ciment, production de béton de ciment, production d'acier, production des sels fondants ⁴
Ion sodium	3,6	BC	Production de ciment, production de peinture époxy
Baryte	3,0	BB	Production de bitume
Demande biochimique en oxygène (DBO5)	2,7	BC	Production de ciment, production de béton de ciment
Carbone organique dissous (COD)	1,6	BC	Production de ciment, production de béton de ciment, production d'acier, production des sels fondants ⁴
Carbone organique total (COT)	1,5	BC	Production de ciment, production d'acier, production des sels fondants ⁴ , production de béton de ciment
Aluminium	1,4	BC	Production des sels fondants ⁴ , production d'acier, production de ciment
Rejets dans le sol			
Huiles, non spécifiées	72,4	BC	Production de ciment, production de béton de ciment
Fer	10,9	BC	Production des sels fondants ⁴ , production de ciment, production d'acier, transport ferroviaire
Carbone	7,1	BC	Production des sels fondants ⁴ , production de ciment
Calcium	3,7	BC	Production des sels fondants ⁴ , production de ciment
Sodium	1,1	BC	Production de ciment, production de béton de ciment
Silicone	1,0	BC	Production des sels fondants ⁴

Tableau 4-4 : Contribution (%) des substances dominantes pour chaque compartiment de l'écosystème et principaux processus élémentaires associés

Substances dominantes ¹	Contribution ² (%)	Système contributeur	Principaux processus responsables
			Principaux processus associés au système BB et responsables de l'utilisation ou de l'émission des substances dominantes. En faveur de la chaussée en béton de ciment.
			Principaux processus associés au système BC et responsables de l'utilisation ou de l'émission des substances dominantes. En faveur de la chaussée en enrobé bitumineux.
¹ Substances contribuant (en moyenne, pour les 16 cas types) à plus de 1 % de l'écart entre les deux types de chaussées (c.-à-d. au Δ inventaire). ² Contribution (en %) de la substance au Δ inventaire. ³ L'inventaire présente une distinction relativement au dioxyde de carbone selon qu'il est émis lors de l'étape de la production du ciment (plus précisément lors de l'étape de calcination) ou des autres étapes. Cette distinction a été conservée étant donné l'importance de l'étape de production du ciment. ⁴ À cause d'un manque de données, les rejets directs dans l'eau (de Na) et dans le sol (de Cl) liés à l'utilisation des sels fondants par le système BC n'ont pas été comptabilisés dans l'inventaire ci-dessus (voir les limites de l'étude à la section 5.4).			

4.4.1.1 Ressources naturelles

Comme nous l'avons mentionné plus haut, le système BC présente une consommation totale en ressources naturelles inférieure à celle du système BB. Ceci s'explique, d'une part, par la consommation de sable et de gravier, qui contribue majoritairement (à 68,6 %) à l'écart entre les deux types de chaussées, et qui peut être attribuée à la quantité plus importante de matières granulaires nécessaires pour la construction de la fondation et de la sous-fondation de la chaussée en enrobé, ainsi qu'à la pierre concassée et au sable pour la production d'enrobé neuf. D'autre part, le pétrole brut consommé, sous forme de bitume, dans la production de l'enrobé constitue une seconde ressource attribuable au système BB et contribuant significativement à l'écart entre les deux systèmes (à 6,4 %).

Enfin, les autres ressources dominantes sont plutôt attribuables au système BC. Il s'agit de la calcite (13,2 %) et de l'argile (1,8 %) utilisées comme matières premières dans la production de ciment, du chlorure de sodium utilisé dans la production des sels fondants (5,1 %) ainsi que du charbon (2,4 %) utilisé comme ressource énergétique dans la production du ciment, de l'acier et des sels. Le système BB consomme effectivement moins de sels que le système BC et ne consomme pas de ciment et d'acier.

4.4.1.2 Rejets dans l'air

Comme indiqué, les rejets dans l'air sont plus importants pour les chaussées en béton de ciment que pour celles en enrobé bitumineux, ce qui s'explique par le dioxyde de carbone (CO₂) émis à l'étape de la calcination lors de la production du ciment.

Vu l'importance relative des émissions de CO₂ associées au processus de production du ciment, l'inventaire présente en effet une distinction relativement au CO₂ selon qu'il est émis à cette étape (CO₂ calcination) ou durant les autres étapes (CO₂ fossile). Lors de la calcination, les sources d'énergie suivantes sont utilisées : le charbon, le gaz naturel, le mazout, le coke de pétrole et des matières résiduelles, dont des pneus. Le CO₂ (calcination) provient d'une part de la combustion de ces sources d'énergie et, d'autre part, de la décomposition thermique du carbonate de calcium (CaCO₃) présent dans le calcaire. Les émissions de CO₂ fossiles étant quant à elles du même ordre de grandeur pour les deux types de chaussées, elles ne contribuent pas de manière significative à l'écart entre les deux systèmes. Cet écart est en effet attribuable à 98,1 % aux émissions de CO₂ provenant de la calcination.

4.4.1.3 Rejets dans l'eau

Plusieurs substances contribuent au-delà de 1 % à l'écart des rejets dans l'eau entre les deux types de chaussées, et la majorité de ceux-ci sont attribuables au système BC, plus précisément aux rejets directs lors de la production du ciment : le chlorure (7,2 %), le sulfate (6,6 %), les ions calcium (5,3 %), la DCO (4,3 %), les ions sodium (3,6 %), la DBO5 (2,7 %), le COD (1,6 %), le COT (1,5 %) et l'aluminium (1,4 %). Une partie du chlorure est aussi rejetée dans l'eau lors de la production d'époxy pour le matériel de marquage des chaussées, et une partie du sulfate est rejetée dans l'eau à la suite du traitement des égouts lors de la production des sels fondants.

Cependant, la substance qui contribue le plus aux rejets dans l'eau du système BC est la silicone (22 %). Ce rejet est d'une part attribuable à la gestion du laitier de l'usine de fonte du nickel requis pour la production de l'acier et, d'autre part, à la gestion en fin de vie de l'équipement électronique utilisé au cours de l'exploitation de l'usine de production des sels fondants.

Quant au système BB, il n'utilise pas de ciment ni d'acier et utilise moins de sels fondants et d'époxy que le système BC. Les substances rejetées en quantités supérieures par ce système sont les solides dissous (25,2 %) rejetés lors de l'extraction du gaz naturel qui est utilisé pour la production d'enrobé, ainsi que les solides en suspension (9,5 %) et la baryte (3,0 %) liés au cycle de vie des infrastructures, utilisés lors de l'extraction du pétrole brut nécessaire pour produire le bitume.

Rappelons enfin que le cycle de vie d'une chaussée en béton de ciment génère davantage de rejets dans l'eau qu'une chaussée en enrobé bitumineux, sauf en ce qui a trait aux cas types 8, 12 et 16. En effet, pour ces trois cas, la reconstruction de la chaussée en enrobé bitumineux a lieu plus tôt (à l'année 40 pour les cas 8 et 12 et à l'année 38 pour le cas 16). Par conséquent, la quantité d'enrobé requise pour la reconstruction est plus importante pour ces trois cas (les quantités de matériaux représentant la dernière intervention ont été imputées aux systèmes de produits au prorata des années incluses dans la

période de 50 ans considérée dans la présente étude sur la durée de vie de la chaussée reconstruite). Les rejets dans l'eau associés à la production du bitume et de l'enrobé additionnels des systèmes BB pour ces trois cas viennent alors compenser la masse, et même plus, des rejets dans l'eau du système BC.

4.4.1.4 Rejets dans le sol

Encore une fois, les rejets dans le sol sont plus importants pour les chaussées en béton de ciment que pour celles en enrobé bitumineux, les principales substances contribuant à l'écart entre les deux types de chaussées étant en effet toutes attribuables au système BC. Il s'agit plus particulièrement des huiles (72,4 %) provenant en grande partie de la production de pétrole brut nécessaire pour produire les carburants consommés dans la production du ciment et du béton de ciment. Ce pétrole présentant des rejets dans le sol provient majoritairement de Russie, selon la banque de données suisse ecoinvent. Il est donc possible que cette donnée ne soit pas représentative du contexte canadien.

Le fer rejeté contribue quant à lui à 10,9 % à l'écart entre les deux systèmes. Ce rejet est attribuable à l'épandage, sur des terres agricoles, des boues issues de la production des sels fondants, ainsi qu'au transport par train du ciment et de l'acier. Encore une fois, cette dernière donnée utilisée représente les technologies européennes (train fonctionnant à l'électricité et au diesel). Notons aussi que, selon les données spécifiées, aucun transport ferroviaire du bitume et de l'enrobé n'est impliqué et, contrairement au système BC, le système BB ne comporte aucun transport d'avant-plan par train.

Enfin, les autres principaux produits rejetés dans le sol sont le carbone (7,1 %), le calcium (3,7 %), le sodium (1,1 %) et la silicone (1,0 %), et ils le sont particulièrement à la suite du traitement des égouts lors de la production des sels fondants et de l'épandage, sur des terres agricoles, des résidus de perçage des puits pour l'extraction des ressources fossiles requises pour la production du ciment ou du béton de ciment (notamment pour produire le coke de pétrole et le carburant diesel). Le carbone, le calcium et la silicone sont également rejetés dans le sol par l'épandage sur les terres des boues du traitement des eaux usées générées par la production des sels fondants. Le sodium est quant à lui aussi associé à l'épandage des résidus de perçage des puits pour l'extraction des ressources, au traitement des eaux usées générées par la production des sels fondants, à la production du ciment ou à la production du béton de ciment.

5. ÉVALUATION DES IMPACTS ET INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS

Les impacts environnementaux associés au cycle de vie comparatif des deux types de chaussées ont été évalués et interprétés conformément au cadre méthodologique présenté à la sous-section 3.2.5.

5.1 Résultats d'indicateurs de dommages/impacts

L'annexe F présente, pour chacun des 16 cas types, les indicateurs d'impacts (tableau F-10.4, onglet 10) et de dommages (tableau F-11.6, onglet 11) du cycle de vie des chaussées de béton de ciment, comparativement à celui des chaussées en enrobé bitumineux. Encore une fois, ces résultats sont présentés sous l'angle d'écart relatif entre le système BC et le système BB de la manière suivante :

$$\Delta_{\text{impact}} (\%) = \frac{(\text{impact}_{\text{SystèmeBC}} - \text{impact}_{\text{SystèmeBB}})}{\text{impact}_{\text{SystèmeBB}}} \quad (5-1)$$

$$\Delta_{\text{dommage}} (\%) = \frac{(\text{dommage}_{\text{SystèmeBC}} - \text{dommage}_{\text{SystèmeBB}})}{\text{dommage}_{\text{SystèmeBB}}} \quad (5-2)$$

Selon ces résultats, résumés dans le Tableau 5-1, les indicateurs de santé humaine, de qualité des écosystèmes et de réchauffement climatique présentent tous un écart positif en faveur du système BB (représentés en vert dans le tableau). Les indicateurs relatifs à la consommation des ressources et à l'eutrophisation aquatique (pour les cas types 8, 12 et 16) présentent cependant des valeurs négatives en faveur du système BC (représentés en rose).

Rappelons que, ce qui distingue les cas types 8, 12 et 16 des autres, est la reconstruction de la chaussée en enrobé bitumineux qui a lieu plus tôt (voir le paragraphe 4.4.1.3). Pour ces trois cas, une quantité plus importante d'enrobé et de bitume est donc imputée au système BB, ce qui vient augmenter les rejets dans l'eau (et l'eutrophisation) associés.

De plus, comme l'illustre le Tableau 5-2, il est important de souligner que :

- l'indicateur global de dommages à la santé humaine est favorable au système BB, bien que l'indicateur de toxicité humaine « cancer » soit favorable au système BC;
- l'indicateur de dommages relatif aux ressources est favorable au système BC en raison de l'énergie inhérente au bitume consommé dans le système BB.

L'indicateur de dommages relatif à la consommation de ressources non renouvelables a en effet été ventilé en sous-catégories en distinguant la part de cette consommation attribuable à l'énergie inhérente au bitume des chaussées. Il s'agit donc, d'une part, de l'utilisation d'énergie primaire non renouvelable associée au bitume uniquement (énergie inhérente au bitume seulement) et, d'autre part, de l'utilisation de minéraux et d'énergie primaire non renouvelable associée à tout le reste du système (sans l'énergie inhérente au bitume).

Cependant, comme la méthode d'ACVI IMPACT 2002+ considère l'énergie primaire totale, lorsque l'énergie inhérente au bitume est incluse dans l'énergie primaire totale associée au système, le système BC est assurément avantagé. En fait, l'énergie inhérente au bitume représente, en moyenne pour les 16 cas types, 76 % de l'énergie primaire totale pour le système BB, alors qu'il ne représente que 30 % pour le système BC (tableau F.11-2 de l'annexe F, onglet 11), ce qui permet d'expliquer la différence déterminante entre les deux types de chaussée pour cet indicateur.

Tableau 5-1 : Écart relatif des indicateurs dommages/impacts au cycle de vie comparatif des chaussées (système BC – système BB)

Cas type	Écart relatif (%) pour chaque catégorie de dommages/impacts					
	Santé humaine	Qualité des écosystèmes	Réchauffement climatique	Consommation des ressources	Acidification aquatique	Eutrophisation aquatique
1	43	104	101	-33	76	30
2	46	109	106	-35	81	28
3	46	111	107	-38	82	24
4	40	104	97	-47	76	7
5	45	108	105	-34	80	28
6	46	111	107	-37	82	25
7	40	103	97	-44	75	11
8	30	92	82	-55	64	-6
9	46	109	106	-35	81	27
10	44	108	103	-43	80	14
11	38	102	94	-50	74	2
12	33	99	89	-57	71	-8
13	42	105	100	-42	77	15
14	45	110	105	-44	82	13
15	39	104	96	-50	76	2
16	31	96	86	-59	69	-11
	Écart négatif ou diminution de l'indicateur de dommages/impacts en remplaçant une chaussée en enrobé bitumineux par une chaussée en béton de ciment. En faveur de la chaussée en béton de ciment.					
	Écart positif ou augmentation de l'indicateur de dommages/impacts en remplaçant une chaussée en enrobé bitumineux par une chaussée en béton de ciment. En faveur de la chaussée en enrobé bitumineux.					

Tableau 5-2 : Système présentant le moins d'impacts pour chaque catégorie

Catégorie de dommages	Catégorie d'impacts	Système BC	Système BB
Santé humaine	Toxicité humaine « cancer »	√	
	Toxicité humaine « non-cancer »		√
	Effets respiratoires (inorganiques)		√
	Radiations ionisantes		√
	Appauvrissement de la couche d'ozone		√
	Effets respiratoires (organiques)		√
	Santé humaine		√
Qualité des écosystèmes	Écotoxicité aquatique		√
	Écotoxicité terrestre		√
	Acidification terrestre		√
	Utilisation des terres		√
	Qualité des écosystèmes		√
--	Acidification aquatique		√
--	Eutrophisation aquatique	√ (cas 8, 12 et 16)	√
Réchauffement climatique	Réchauffement global		√
	Réchauffement climatique		√
Ressources	Extraction des minéraux		√
	Énergie non renouvelable		√
	Énergie inhérente au bitume	√	
	Ressources	√	
	Écart négatif ou diminution de l'indicateur de dommages/impacts en remplaçant une chaussée en enrobé bitumineux par une chaussée en béton de ciment. En faveur de la chaussée en		
	Écart positif ou augmentation de l'indicateur de dommages/impacts en remplaçant une chaussée en enrobé bitumineux par une chaussée en béton de ciment. En faveur de la chaussée en enrobé bitumineux.		

5.1.1 Évaluation à partir du pointage unique

Comme nous l'avons mentionné (sous-section 3.2.5), la méthode IMPACT 2002+ permet de normaliser les indicateurs de dommages en équivalent européen moyen, puis de les agréger en un score unique (en appliquant implicitement un facteur de pondération identique égal à 1). Or, une telle pondération impliquant un choix de valeurs fondé sur aucune base scientifique valable à ce jour est explicitement proscrite par l'ISO dans le cas d'affirmations comparatives divulguées publiquement (dans le but d'affirmer la supériorité d'une option par rapport à une autre).

De manière à répondre aux besoins du MTQ, toutefois, certains résultats pondérés sont présentés à l'annexe F de manière à en faciliter la

communication et l'interprétation (un pointage unique permet effectivement de diminuer le nombre de critères à considérer dans l'Orientation). En particulier, la figure F-11.1 et le tableau F-11.13 présentent les indicateurs de dommages pondérés du profil comparatif (système BC – système BB) pour les 16 cas types. Selon cette figure, le système BC présente un pointage total des impacts supérieur pour tous les cas types, à l'exception des cas 8, 11, 12, 15 et 16. Pour ces cinq cas seulement, le système BC s'avère favorable comparativement au système BB, puisqu'il présente un score unique « net » négatif. Il est à noter que la catégorie de dommages de la consommation des ressources a une fois de plus, dans cette figure, été divisée en deux sous-catégories en distinguant la part de cette consommation attribuable à l'énergie inhérente au bitume des chaussées.

Il est par contre important de rappeler que ces résultats supposent une pondération identique égale à 1, c.-à-d. accordant la même valeur à chaque catégorie de dommages, et qu'une pondération fondée sur les choix de valeurs et les préférences du MTQ (ou autres parties prenantes) fournirait des conclusions potentiellement différentes. **Ces résultats sont donc présentés qu'à titre indicatif pour l'usage du MTQ et ce dernier devra demeurer transparent à cet effet s'il souhaite communiquer les résultats sur la base desquels se fonderont ses éventuelles décisions. Toute communication des résultats exprimés par un pointage unique doit par conséquent référer explicitement au choix des facteurs de pondération retenus.** De plus, lorsqu'une pondération est incluse dans l'ACV, la norme ISO (2006) stipule que :

« ... les choix de valeurs et les jugements utilisés dans les méthodes de pondération sont de la seule responsabilité du commanditaire de l'étude (par exemple le gouvernement, la communauté, l'entreprise, etc.). »

Il revient donc au MTQ de statuer sur un choix de valeur, au moyen d'une pondération par exemple, afin de déterminer l'option la plus favorable pour chaque cas type.

À titre indicatif, l'annexe F présente les différents résultats obtenus par l'application d'un outil de pondération permettant de calculer la somme pondérée de résultats normalisés selon un ensemble de facteurs de pondération. Plus particulièrement, une simulation permet d'analyser différentes combinaisons possibles pour la pondération des quatre indicateurs de dommages et de dénombrer les combinaisons favorisant une option par rapport à une autre.

Les résultats de cette simulation sont présentés dans le Tableau 5-3, selon lequel il est possible d'observer, pour chacun des 16 cas types, le pourcentage de combinaisons de pondération favorisant le système BB, et vice-versa. Comme le montre le tableau, pour une grande majorité des cas types, le système BB est favorisé. En fait, 5 des 16 cas types présentent des combinaisons de pondérations possibles favorisant le système BB à 70 % et

plus. Par contre, pour plusieurs cas, les valeurs pour chacun des deux systèmes sont semblables et ne permettent pas de véritablement discerner le système à privilégier pour la plupart des séries de pondération.

Tableau 5-3 : Possibilité (%) qu'une combinaison de facteurs de pondération favorise un système par rapport à l'autre

Cas type	Système BB favorable	Système BC favorable
1	73,0	27,0
2	72,3	27,7
3	69,6	30,4
4	58,7	41,3
5	72,3	27,7
6	70,0	30,0
7	61,0	39,0
8	47,3	52,7
9	72,3	27,7
10	63,4	36,6
11	55,2	44,8
12	47,4	52,6
13	63,7	36,3
14	62,8	37,2
15	55,3	44,7
16	45,0	55,0

NOTE : Possibilité (%) sur un total de 1 771 jeux de pondération considérés, avec des facteurs de pondération à intervalle de 5 %.

5.1.2 Analyse de contribution

La figure F-12.1 de l'annexe F présente, encore une fois, les indicateurs de dommages pondérés du profil comparatif (système BC – système BB), mais uniquement pour le cas type 16, et désagrégés par étape (processus) du cycle de vie (contrairement à la figure F-11.1 qui présente un indicateur agrégé pour chaque cas type). Le patron général des résultats étant constant pour chacun des 16 cas, la présentation des résultats pour un seul cas type particulier s'avère cependant suffisante. Il est aussi important de mentionner que seuls les processus du système d'avant-plan (c.-à-d. les processus inclus dans les

systèmes présentés à l'annexe C) sont ici considérés, et que les processus jugés équivalents n'apparaissent pas, puisqu'il s'agit d'un profil comparatif.

L'axe horizontal indique le numéro correspondant du processus tel qu'il est présenté dans le diagramme des processus de l'annexe C. Les processus débutant par le chiffre :

- « 1 » désignent les activités de la construction initiale;
- « 2 » désignent les activités d'exploitation;
- « 3 » désignent les activités d'entretien;
- « 4 » désignent les activités de reconstruction;
- « 5 » réfèrent au marquage.

Selon ces résultats, les processus identifiés comme étant les plus grands contributeurs aux impacts du cycle de vie d'une chaussée en béton de ciment comparativement à ceux d'une chaussée en enrobé bitumineux sont : la production du ciment pour la construction initiale (processus 1.5) et pour la reconstruction (processus 4.1), la production du béton de ciment (processus 1.10) et de l'acier (processus 1.13) pour la construction initiale, la production du bitume pour la construction initiale (processus 1.17) et pour l'entretien (processus 3.13), la production d'enrobé bitumineux lors de la construction (processus 1.21) et lors de l'entretien (processus 3.16) et la production des sels (processus 2.1). Notons que les processus associés à l'utilisation de la machinerie et au marquage ne présentent pas de contribution notable, ce qui peut être expliqué par les valeurs, pour ces processus, qui sont d'un même ordre de grandeur pour les deux systèmes.

Ces résultats correspondent bien à ceux obtenus à la suite de l'analyse des flux d'inventaire (voir la sous-section 4.4.1), à l'exception de certains processus responsables de l'utilisation ou de l'émission des substances dominantes, mais qui n'apparaissent pas comme étant de grands contributeurs aux impacts potentiels, soit la production de matières granulaires, de pierres concassées, de sable et de peinture époxy. Ceci peut s'expliquer par le fait qu'aucun facteur de caractérisation n'est disponible pour convertir ces flux d'inventaire en indicateur d'impacts (voir les limites présentées à la section 5.4).

Enfin, soulignons encore une fois que ces résultats supposent une pondération identique égale à 1, c.-à-d. accordant la même valeur à chaque catégorie de dommages.

5.2 Analyse de l'incertitude

Sur les milliers de flux élémentaires individuels inventoriés dans les processus élémentaires des différents scénarios étudiés, la très grande majorité provient de la banque de données ecoinvent. De ces flux, la majorité présente une variabilité qui prend la forme d'une distribution « lognormale » autour de la valeur centrale spécifiée (et utilisée dans les calculs « déterministes ») et caractérisée par son écart-type. Il faut par contre préciser que les variabilités introduites dans les données secondaires par les créateurs de la banque ecoinvent ne sont pas des mesures de la variabilité réelle des processus (c.-à-d. déterminée statistiquement sur des mesures concrètes réalisées lors de la collecte des données). Elles sont plutôt estimées par l'application d'un « pedigree » décrivant la qualité d'une donnée selon son origine, son mode de collecte, sa représentativité et déterminé subjectivement par les créateurs de la banque. De la même manière, la variabilité de la plupart des données primaires collectées a été représentée par une distribution « lognormale » également estimée par l'application d'un « pedigree » (les résultats de cette évaluation étant présentés à l'annexe F, dans les tableaux F-20.1.1 et F-20.1.2). Il est donc essentiel de comprendre que l'objectif ici est de souligner le caractère incertain des conclusions et que la variabilité n'est rendue disponible qu'à titre indicatif, à défaut de posséder une information de meilleure qualité.

Une analyse de l'incertitude attribuable à la variabilité des données d'inventaire a donc été réalisée. Le logiciel SimaPro 7 a permis de réaliser une analyse de type Monte-Carlo (c.-à-d. une étude de la propagation de la variabilité des données d'inventaire lors des calculs, qui sont alors « probabilistes »), avec un nombre d'itérations fixé à 1 000. Les résultats sont présentés dans la Figure 5-1 pour les cas types 1 et 6.

ANALYSE COMPARATIVE DU CYCLE DE VIE DES CHAUSSÉES EN BÉTON DE CIMENT ET EN BÉTON BITUMEUX
 À DES FINS D'INTÉGRATION DE PARAMÈTRES ÉNERGÉTIQUES ET ENVIRONNEMENTAUX AU CHOIX DES TYPES
 DE CHAUSSÉES



Figure 5-1 : Probabilité d'occurrence du résultat de la soustraction des systèmes (BC – BB) pour les cas types 1 et 16.

Cette figure indique les résultats de la soustraction du système B (système BB) du système A (système BC). Selon ces calculs, quand l'impact calculé pour le système A (BC) est supérieur à celui calculé pour le système B (BB), le résultat de l'itération est positif (représenté en vert); ce résultat est négatif si le système B (BB) montre un impact plus élevé (représenté en rouge). Il est ainsi possible de connaître la probabilité qu'un système affiche un impact plus élevé que l'autre.

Rappelons que le système BC, tel que l'illustre le Tableau 5-2, présentait les indicateurs les plus élevés pour la majorité des impacts, à l'exception des catégories relatives à la santé humaine « cancer », à l'eutrophisation aquatique (pour les cas types 8, 12 et 16) et à l'énergie non renouvelable. C'est aussi ce que confirment les résultats de la simulation Monte-Carlo effectuée sur la soustraction des indicateurs de dommages de chacun des systèmes (A – B), avec de faibles probabilités d'occurrence du résultat $A < B$ (système BC < système BB) pour les catégories suivantes :

- acidification aquatique (inférieure à 1 % pour le cas 16 seulement);
- occupation des terres (inférieure à 1 % pour le cas 16 seulement);
- santé humaine « non cancer » (inférieure à 1 % pour le cas 16 seulement);
- acidification terrestre (inférieure à 1 % pour le cas 1 et à 5 % pour le cas 16);
- écotoxicité terrestre (inférieure à 1 % pour le cas 16 seulement);
- écotoxicité aquatique (inférieure à 2 % pour le cas 1 et à 15 % pour le cas 16);
- effets respiratoires inorganiques (inférieure à 1 % pour le cas 16 seulement);
- effets respiratoires organiques (inférieure à 13 % pour le cas 16 seulement).

De la même manière, les résultats de la simulation Monte-Carlo relatifs à l'énergie non renouvelable présentent une faible probabilité d'occurrence du résultat $A \geq B$ (système BC \geq système BB) de moins de 2 % pour les cas types 1 et 16.

Par contre, pour l'indicateur de santé humaine « cancer », la probabilité d'occurrence d'une inversion $A \geq B$ (système BC \geq système BB) est d'environ 50 % pour le cas type 1, ce qui favoriserait davantage le système BB en ce qui a trait au dommage à la santé humaine.

Enfin, pour ce qui est de la catégorie relative à l'eutrophisation aquatique, les résultats de la simulation indiquent une probabilité d'occurrence d'une inversion :

- $A \geq B$ (système BC \geq système BB) d'environ 46 % pour le cas 16;

- $A < B$ (système BC < système BB) d'environ 18 % pour le cas 1.

Bien que des inversions notables puissent être observées pour les catégories relatives à la santé humaine « cancer » et à l'eutrophisation aquatique pour certains des cas types, les conclusions tirées quant aux indicateurs de dommages (tels qu'ils sont présentés dans le Tableau 5-1) n'en seraient toutefois pas modifiés. À titre indicatif, la figure F-20.3.3 (annexe F, onglet 20.3) présente en effet les résultats de la simulation Monte-Carlo pour le cas 16, mais cette fois-ci selon l'approche « dommage ». Il en résulte effectivement que les indicateurs relatifs à la santé humaine, à la qualité des écosystèmes et au réchauffement climatique sont toujours supérieurs pour le système BC et l'indicateur relatif à la consommation des ressources est toujours supérieur pour le système BB. De plus, bien que les conclusions « par indicateur » puissent être différentes à l'échelle des catégories d'impacts, les conclusions globales (quant à la supériorité d'un type de chaussée comparativement à l'autre) demeurent inchangées.

5.3 Analyses de sensibilité

Comme discuté à la section précédente, plusieurs paramètres utilisés lors de la modélisation des systèmes présentent une certaine incertitude, notamment liée au choix des hypothèses ainsi qu'aux modules de données génériques et aux modèles d'évaluation des impacts (et des dommages) employés. Les résultats obtenus sont liés à ces paramètres et leur incertitude est transférée aux conclusions tirées.

Afin de tester la robustesse de certains paramètres, des analyses de sensibilité ont été réalisées, au cours desquelles les valeurs des paramètres incertains ont été changées pour des valeurs différentes, quoique vraisemblables. L'étendue des variations que prennent alors les résultats indique l'importance des paramètres modifiés ainsi que la plage dans laquelle se situent fort probablement les résultats les plus valides.

Les résultats des analyses de sensibilité sont présentés dans les sous-sections suivantes. Ils couvrent plus particulièrement l'évaluation de la sensibilité des conclusions quant à une variation :

1. Des différentes distances de transport des matériaux entre leur lieu d'approvisionnement et le chantier routier;
2. Du profil environnemental de la production du bitume;
3. Des émissions de fumées de bitume dans la donnée de production de l'enrobé;
4. Du profil environnemental de la construction de chaussées de béton armé continu (BAC) en remplacement du béton de ciment de type dalle courte goujonné (DCG) (uniquement pour le cas type 16);

5. De la méthode d'évaluation des impacts;
6. Du profil environnemental de la production du ciment;
7. Des quantités de carburant consommé par les véhicules selon le type de chaussée (bien que ce paramètre ait été exclu des frontières de cette étude, il apparaît important sur tout le cycle de vie d'une chaussée, en particulier dans un contexte comparatif où il pourrait y avoir une différence notable entre les deux options);
8. Du processus de carbonatation par le béton ayant lieu tout au long du cycle de vie du béton de ciment, absorbant ainsi une part de CO₂.

Il est à noter que les résultats présentés à l'annexe F présentent les indicateurs de dommages du profil comparatif (système BC – système BB) :

- pondérés et, dans certains cas:
- agrégés pour chaque cas type (un indicateur unique plutôt que quatre indicateurs désagrégés pour chaque cas type).

5.3.1 Distance de transport des matériaux

Les distances de transport par camion des matériaux du lieu d'approvisionnement au chantier routier pour la construction, l'entretien et la reconstruction, ainsi que des sels fondants et des produits de marquage du lieu d'approvisionnement à la chaussée, ont toutes été établies comme étant égales à 20 km, une valeur qui a été jugée comme une bonne estimation de la moyenne des diverses distances de transport. Cependant, afin de bien valider cette hypothèse, une analyse de sensibilité a été effectuée.

La figure F-14.2.1 à l'annexe F présente les résultats de la comparaison des deux types de chaussées lorsqu'on fixe les distances à 100, 250 et 1 000 km. En augmentant le transport routier, l'écart de pointage entre les deux types de chaussées augmente proportionnellement avec la distance, et ce, pour toutes les catégories de dommages, à l'exception de l'énergie inhérente au bitume qui demeure inchangée par une augmentation des distances de transport. Pour des distances de 100 et 250 km, les conclusions sont cependant maintenues, c.-à-d. que les indicateurs de santé humaine, de qualité des écosystèmes et de réchauffement climatique sont toujours supérieurs pour le système BC, tandis que l'indicateur de consommation des ressources est toujours supérieur pour le système BB, et ce, pour tous les cas types.

Mais lorsque la distance est augmentée à 1 000 km, les indicateurs de santé humaine, de qualité des écosystèmes et de réchauffement climatique avantagent le système BC pour 7 des 16 cas types (soit les cas 4, 7, 8, 11, 12, 15 et 16). Il en découle ainsi un renversement des résultats quant au système à privilégier dans ces cas.

Ce renversement entraîné par l'augmentation de la distance de transport par camion peut être expliquée par la masse totale plus élevée de matériaux à être transportée au chantier pour le système BB, voire jusqu'à 12 % plus élevée que pour le système BC pour certains cas types. Notamment, les quantités de sable et de pierre concassée acheminées au chantier sont plus importantes pour le système BB (les résultats détaillés des flux économiques sont présentés dans les tableaux F-1.1 et F-2.1 de l'annexe F).

Cette analyse de sensibilité permet donc d'affirmer qu'il faudrait considérablement augmenter la distance entre les fournisseurs de matériaux de construction et le chantier pour que les résultats soient renversés. Ainsi, si la chaussée considérée est éloignée des grands centres urbains (p. ex., à la Baie-James), le système à privilégier pourrait varier. En revanche, même pour des chantiers éloignés, il est peu probable que le sable et la pierre soient transportés sur de très longues distances.

5.3.2 Production du bitume

Les données sur la production du bitume ont été fournies par M. René Dufresne de la raffinerie Petro-Canada de Montréal. Bien que ces données soient précises et proviennent d'une source fiable, il importe de s'assurer qu'elles sont représentatives et coïncident plus ou moins avec les données publiées si ces dernières sont disponibles. Tel que le présente la revue de la littérature à l'annexe B, il y a plusieurs études sur le cycle de vie des chaussées en enrobé et, par conséquent, plusieurs études documentent les consommations ainsi que les émissions et les rejets associés à la production du bitume. Il a donc été jugé important de comparer les données fournies par Petro-Canada avec d'autres données. Une analyse de sensibilité a donc été réalisée en modifiant le processus de production du bitume selon les scénarios suivants :

- Scénario 1 : Utilisation du rapport d'Eurobitume présentant des données d'inventaire sur la production du bitume (en particulier les données de rejet dans l'air et dans l'eau, ainsi que l'énergie totale nécessaire pour la production du bitume, y compris l'extraction, l'entreposage et le raffinage). La modélisation des infrastructures et des transports demeure inchangée.
- Scénario 2 : Multiplication par un facteur 10 de l'énergie d'extraction du pétrole brut, la valeur fournie étant plus faible que les différentes valeurs issues d'autres sources. Les données d'émissions et de rejet, la modélisation des infrastructures, les transports et l'énergie d'entreposage ne sont pas modifiés.
- Scénario 3 : Augmentation de l'énergie de raffinage, en annulant le crédit attribué pour l'énergie récupérée au cours du procédé par la raffinerie. Petro-Canada a fourni une consommation énergétique imputable à la production du bitume seulement (et non à toute la raffinerie). Selon ces

données, lors de l'étape de la distillation sous vide, une partie de l'énergie peut-être récupérée par la raffinerie. Cette récupération d'énergie a été soustraite de l'énergie totale requise pour la production du bitume. Or, comme il n'a pas été possible de vérifier si ce crédit doit effectivement être imputé à 100 % à la production du bitume (et non pas aux autres produits issus du raffinage du pétrole brut), il a été décidé d'établir un scénario qui excluait ce crédit d'énergie de raffinage. Les données sur l'énergie d'extraction, d'entreposage et de transport du bitume, ainsi que sur les rejets dans l'eau et dans le sol, ne sont pas modifiées.

- Scénario 4 : Utilisation de la donnée de production du bitume disponible dans la banque de donnéesecoinvent. L'approche employée pour modéliser cette donnée par les créateurs de la banque est considérablement différente de celle utilisée pour cette ACV. Tel qu'on l'explique à la sous-section 3.2.3.1, les données sur la production du bitume ont effectivement été collectées en évitant l'imputation du processus multifonctionnel qu'est le raffinage. À l'inverse, la donnée provenant d'ecoinvent impute le processus du raffinage aux différents coproduits issus de la raffinerie sur une base massique. De plus, le type de pétrole modélisé selon cette donnée générique provient de la Grande-Bretagne, par conséquent la sensibilité associée à la provenance (en partie attribuable aux distances de transport différentes) et aux techniques d'extraction sera aussi évaluée.

La figure F-15.2.1 et le tableau F-15.2.1 présentent les résultats de la comparaison des différents scénarios de production de bitume pour les deux types de chaussées. Il est à noter que, puisque les tendances des résultats sont les mêmes pour chacun des cas types, seul le cas type 16 fait l'objet de cette analyse.

Le scénario 2, utilisant une donnée d'extraction plus importante, est le scénario possédant l'indicateur (comparatif) le plus bas pour la catégorie de la santé humaine, et est en conséquence le scénario présentant le plus de dommages pour cette catégorie pour le système BB en ce qui a trait aux impacts de la production du bitume. Ceci peut évidemment être expliqué par la quantité plus importante de carburant diesel devant être brûlée. Par contre, le scénario 1, utilisant des données d'émission d'Eurobitume, présente une plus importante incidence sur les catégories du réchauffement climatique et des ressources pour les impacts liés à la production du bitume. Cet effet peut être expliqué par la quantité de CO₂ rejetée dans l'air qui est beaucoup plus élevée selon l'étude d'Eurobitume (0,277 kg CO₂/kg de bitume) que selon les données fournies par la raffinerie Petro-Canada (0,0747 kg CO₂/kg bitume), et par la plus grande quantité d'énergie totale nécessaire à la production globale du bitume.

La plus importante constatation est que les indicateurs de santé humaine, de qualité des écosystèmes et de réchauffement climatique sont toujours supérieurs pour le système BC. En ce qui concerne les ressources, la quantité

d'énergie inhérente¹ utilisée ne varie pas en fonction des scénarios, ce qui est normal compte tenu du fait que la même quantité de pétrole brut doit être extraite pour chacun des scénarios étudiés. L'indicateur de la consommation des ressources est donc toujours supérieur pour le système BB, peu importe la donnée de production du bitume employée.

Cette analyse de sensibilité démontre donc que, peu importe la donnée de production de bitume employée pour la comparaison, aucun renversement des résultats n'en résulte.

5.3.3 Fumées de bitume

Les fumées de bitume émises lors de la fabrication et de la mise en œuvre d'enrobé contiennent normalement des hydrocarbures aromatiques polycycliques et peuvent avoir un effet sur la santé des travailleurs qui y sont exposés. Dans le cadre de cette étude, aucune donnée sur les émissions pouvant avoir lieu dans les usines d'enrobage ou sur un chantier de travail n'a pu être déterminée.

Comme les HAP peuvent avoir des répercussions importantes sur la santé humaine, il est important d'étudier leur comportement sur le pointage total, et d'ainsi analyser la sensibilité des résultats en fonction de ce paramètre.

À la suite d'une revue succincte de l'information disponible sur les fumées de bitume, il a été trouvé que le benzo(a)pyrene est l'HAP le plus cancérigène pour l'homme et peut se trouver dans le bitume à une concentration allant jusqu'à 5,53 µg/g (Huynh et coll.). On a donc décidé d'ajouter cette quantité de benzo(a)pyrene aux rejets dans l'air associés à la production d'enrobé (selon la quantité de bitume contenue dans l'enrobé).

Selon la figure F-16.2.1 de l'annexe F, l'ajout des émissions d'HAP ne modifie cependant pas les conclusions de l'étude. Bien que la différence entre les deux systèmes quant à l'indicateur de santé humaine diminue, le système BB est toujours favorisé pour cette catégorie de dommages (et les autres indicateurs demeurent inchangés).

5.3.4 Chaussée en béton armé continu

Lors de la définition du champ de cette étude, l'Orientation reposait sur le choix des types de chaussées en béton de ciment de type DCG et en enrobé bitumineux. Or, par la suite, le type de chaussée en béton armé continu a été

1 Il faut préciser qu'aucune désagrégation de l'énergie inhérente au bitume sur le plan de l'inventaire n'a été faite pour la donnée d'ecoinvent par les créateurs de la banque, et pour cette raison seule la consommation totale est indiquée.

intégré aux calculs de l'analyse des coûts globaux (LCCA) par le MTQ. Dans le but de fournir des indications supplémentaires au MTQ, une analyse de sensibilité a été réalisée sur le cas type 16 seulement en ajoutant la modélisation d'une chaussée en BAC.

Les principales différences entre la chaussée BAC (ci-après nommée système BC BAC) et la chaussée DCG (ci-après nommée système BC DCG) sont liées à la durée de vie de la chaussée (plus élevée pour le BAC) et aux quantités de matériaux de construction requis (entre autres, la quantité d'acier plus importante et l'armature en composite pour le BAC). La période considérée pour la chaussée de type BAC est de 60 ans afin d'inclure la reconstruction de la chaussée qui a lieu plus tard étant donné la plus grande durabilité de ce type de chaussée.

Spécifiquement pour cette analyse de sensibilité et afin d'assurer la comparaison des trois types de chaussées pour cette analyse, le cycle des chaussées en béton de ciment de type DCG et en enrobé bitumineux a été allongé de 10 ans.

Vu la plus grande durabilité de ce type de chaussée et afin d'assurer la comparaison des trois types de chaussées, l'unité fonctionnelle a été modifiée spécifiquement pour cette analyse de sensibilité : le cycle des chaussées en béton de ciment de type DCG et en enrobé bitumineux a été allongé de 10 ans. L'unité fonctionnelle modifiée s'exprime de la manière suivante :

« Permettre le déplacement de véhicules routiers sur une distance de 5 km durant les **60** premières années de vie d'une chaussée en béton de ciment, comparativement à une chaussée en enrobé bitumineux et à une chaussée en béton armé continu, construites au Québec en 2009. »

La séquence des interventions pour ces trois types de chaussées est présentée dans le Tableau 5-4 pour le cas type 16.

Tableau 5-4 : Séquence d'interventions pour le cas type 16 sur une période de 60 ans, y compris les chaussées de type BAC

Intervention	N°	Année
		Cas 16
Cas des chaussées en béton de ciment (de type DCG)		
Construction en béton de ciment avec DCG (rainurage transversal conforme)*	1	0
Regarnissage de 25 % des joints	2	10
Réparations mineures 0,5 %, regarnissage de tous les joints et meulage 25 %	3	19
Réparations majeures 4 %, meulage (25 %) et grenailage (75 %)	4	29
Correction de l'enrobé (60 kg/m ²) et resurfaçage en enrobé (120 kg/m ²)*	5	39
Reconstruction de la dalle de béton de ciment seulement*	6	46
Regarnissage de 25 % des joints	7	56
Cas des chaussées en béton de ciment (de type BAC)		
Reconstruction complète de la chaussée* en BAC	1	0
Réparations mineures BC (0,5 %), meulage (5 %), regarnissage des joints longitudinaux (100 %) et marquage	2	19
Réparations BC (2 %), meulage (10 %) et grenailage (75 %)	3	29
Réparations BC (4 %), meulage (25 %)	4	39
Correction* (60 kg/m ²) et resurfaçage en enrobé*	5	49
Reconstruction du BAC seulement	6	56
Cas des chaussées en enrobé bitumineux		
Construction complète en enrobé	1	0
Planage (40 mm) et resurfaçage (100 kg/m ²)	2	9
Planage (50 mm) et resurfaçage (120 kg/m ²)*	3	17
Planage (50 mm) et resurfaçage (120 kg/m ²)*	4	25
Planage (50 mm) et resurfaçage (120 kg/m ²)*	5	32
Enlèvement complet du revêtement et pose d'un nouvel enrobé*	6	38
Planage (40 mm) et resurfaçage (100 kg/m ²)*	7	47
Planage (50 mm) et resurfaçage (120 kg/m ²)*	8	55
*Accotements inclus dans l'intervention.		

Les quantités de matériaux requises pour les interventions additionnelles relatives aux chaussées en béton DCG et en enrobé ont été calculées et adaptées au prorata des années avant la fin de la période de 60 ans sur la durée de vie de l'intervention. La machinerie additionnelle a aussi été ajoutée. En ce qui a trait au BAC, les quantités de matériaux pour la construction initiale ont été calculées en fonction des épaisseurs de couches spécifiées par le MTQ, tel que le présente le Tableau 5-5.

Tableau 5-5 : Épaisseurs des couches de la chaussée en béton de type BAC pour le cas type 16

Couche	Épaisseur de couche (mm)
Béton de ciment	272 <u>272</u>
Fondation drainante	100 <u>100</u>
Fondation MG-20	150 <u>150</u>
Sous-fondation MG-112 type A	557 <u>557</u>

La fondation drainante est constituée de pierres concassées et de ciment, les quantités précises ayant été fournies par le MTQ. La durée de vie de la fondation MG-20 et de la sous-fondation est supposée équivaloir à celle des chaussées en enrobé et en béton DCG.

Les quantités d'acier et d'armature en composite (polymères renforcés de fibre de verre) requises ont aussi été fournies par le MTQ et sont présentées dans le Tableau 5-6.

Tableau 5-6 : Quantités d'acier et de polymères renforcés de fibre de verre requises pour la chaussée en béton de type BAC pour le cas type 16

Matériaux	Quantité (tonnes)		
	Construction initiale	Entretien	Reconstruction
Acier	1 529,8	99,4	109,3
Polymères renforcés de fibre de verre	550,8	35,8	39,3

Afin de simplifier les calculs pour cette analyse et pour contrer un manque d'information, les hypothèses simplificatrices suivantes ont été posées :

- la machinerie nécessaire pour les séquences d'intervention pour la chaussée en béton BAC a été modélisée de la même façon que pour la chaussée en béton DCG;
- le marquage pour la chaussée en BAC pour les années 1 à 50 est considéré comme identique à celui de la chaussée en DCG. Le marquage pour les trois types de chaussée n'est pas pris en compte pour les années 51 à 60;
- seules les quantités de fibre de verre contenues dans les voies de roulement ont été comptabilisées, et non celles des accotements.

À la lumière des résultats présentés dans la figure F-17.2.1 de l'annexe F, les quatre indicateurs de dommages sont plus élevés pour le système BC BAC

que pour le système BC DCG. Ceci est en partie attribuable à la quantité de ciment et d'acier plus importante et au composite qui n'est pas inclus dans le système BC DCG.

Par contre, comparativement au système BB, les conclusions de l'étude ne sont pas modifiées, c.-à-d. que tous les indicateurs demeurent inférieurs pour le système BB, à l'exception de l'indicateur de la consommation des ressources qui est toujours plus élevé.

Bien que la chaussée en béton BAC présente l'avantage d'offrir une durée de vie supérieure, l'analyse de sensibilité effectuée à cet égard ne permet pas de démontrer que ce choix de chaussée présente un gain environnemental.

5.3.5 Méthodes ACVI

Afin de tester la robustesse des résultats obtenus avec la méthode IMPACT 2002+, deux autres méthodes d'ACVI ont été utilisées : la méthode européenne Eco-indicator 99 (Goedkoop et Spriensma) et la méthode canadienne LUCAS (Toffoletto et coll., 2007).

5.3.5.1 Eco-indicator 99

Malgré les différences de modélisation entre ces deux méthodes (voir la sous-section 3.2.5.1), une comparaison des deux types de chaussée pour les 16 cas types avec la méthode Eco-indicator 99 permet de montrer si les résultats suivent les mêmes tendances qu'avec la méthode IMPACT 2002+.

La figure F-18.2 présente les indicateurs de dommages du cycle de vie comparatif des chaussées (système BC – système BB) pour le cas type 16 en employant les méthodes IMPACT 2002+, Eco-Indicateur Égalitaire (E), Eco-indicateur Hiérarchique (H) et Eco-indicateur Individualiste (I).

Compte tenu de ces résultats, les indicateurs comparatifs de santé humaine et de qualité des écosystèmes sont toujours positifs, donc favorables au système BB, peu importe la méthode ou la perspective utilisée.

Pour la catégorie de dommages infligés aux ressources, le système à favoriser varie cependant selon la perspective employée. Pour les perspectives Égalitaire (E) et Hiérarchique (H), tout comme pour la méthode IMPACT 2002+, l'indicateur comparatif est toujours négatif : il désigne donc encore le système BB comme étant le plus dommageable. Cependant, selon une perspective Individualiste (I), seuls les effets prouvés sont considérés, donc l'utilisation des ressources non renouvelables n'est pas incluse dans la catégorie de l'utilisation des ressources (seule la consommation de minerai est incluse). Le système BB est donc fortement avantageux, puisque la consommation de pétrole brut requis pour la production du bitume, qui

représente une partie importante de l'inventaire sous l'angle massique, et qui est le matériau de construction principal de la chaussée d'enrobé, n'est même pas traduite en impact, alors que le ciment représente une consommation importante de minerai pour le système BC.

Comme un renversement de la tendance est induit pour la catégorie ressource selon la perspective Individualiste (I), il devient donc clair selon cette approche que le système BB est à privilégier. En revanche, tout comme les résultats obtenus avec IMPACTS 2002+, si la perspective Égalitaire (E) ou Hiérarchique (H) est employée comme méthode d'ACVI, les indicateurs ne pointent pas tous vers les mêmes conclusions. Pour ces cas particuliers, il n'y a pas d'approche scientifique et seules des décisions basées sur des choix de valeurs peuvent trancher.

5.3.5.2 LUCAS

La méthode canadienne LUCAS devait initialement être utilisée pour réaliser l'ACVI. Une vérification a donc été effectuée afin de déterminer si l'utilisation de LUCAS entraînait des variations sur les résultats de la comparaison des deux types de chaussée pour les 16 cas types.

Le tableau F-18.14 présente les indicateurs d'impacts du cycle de vie comparatif des chaussées pour les 16 cas types selon la méthode LUCAS, et le tableau F-18.15 présente les écarts relatifs du cycle de vie comparatif des chaussées (système BC – système BB) pour les 16 cas types selon les méthodes IMPACT 2002+ et LUCAS.

Pour l'ensemble des cas types, les indicateurs des catégories de l'eutrophisation aquatique et de la consommation des ressources non renouvelables présentent des valeurs négatives favorisant le système BC, tandis que les 10 autres indicateurs présentent des valeurs positives favorisant le système BB. Outre la catégorie de la santé humaine « cancer », les résultats obtenus au niveau « problème » sont donc très semblables à ceux de la méthode IMPACT 2002+ qui, rappelons-le, favorisait le système BC pour les catégories de la santé humaine « cancer », de l'eutrophisation aquatique (cas 8, 12 et 16 seulement) et de la consommation des ressources.

La différence de tendance pour la catégorie de la santé humaine « cancer » peut en partie être expliquée par les substances non caractérisées pour cet impact variant entre les deux méthodes. Par exemple, les rejets dans l'air d'hydrocarbures aromatiques contribuent le plus à l'impact sur la santé humaine « cancer » selon la méthode IMPACT 2002+, mais ils ne sont pas caractérisés selon la méthode LUCAS. Or, cette émission est beaucoup plus importante pour le système BB que pour le système BC (soit 185 % plus importante pour le cas type 16). À l'inverse, certaines substances sont caractérisées en impacts sur la santé humaine « cancer » par la méthode

LUCAS, mais pas avec IMPACT 2002, ce qui peut avoir une influence sur le système à favoriser pour cet indicateur d'impacts.

5.3.6 Production du ciment

Comme pour l'étude de cohérence sur la donnée de production du bitume, il importe de tester les données spécifiques de la production du ciment en analyse de sensibilité. Rappelons que les données ont directement été fournies par l'ACC sur la base de ses trois cimenteries québécoises. Bien qu'aucun écoprofil du ciment (autre que celui d'Athena Sustainable Materials Institute [2005] et de CANMET et Radian Canada Inc. [1993]) n'ait été répertorié lors de la revue de la littérature (présentée à l'annexe B), deux données sur la production du ciment issues de la banque de données ecoinvent ont été étudiées. Plus particulièrement, ces données concernent le ciment Portland dont la classe de résistance est soit Z 42,5 ou Z 52,5 MPa¹.

La figure F-19.2.1 et le tableau F-19.2.1 présentent les résultats de la comparaison des différents types de ciment pour les deux types de chaussées. Il est encore une fois à noter que, puisque les tendances des résultats sont les mêmes pour chacun des cas types, seul le cas type 16 fait l'objet de cette analyse.

Une inversion peut être observée en ce qui a trait à la santé humaine : en utilisant les données de production du ciment d'ecoinvent, l'indicateur comparatif pour cette catégorie de dommages est de valeur négative, donc en faveur du système BC. Cette inversion est majoritairement attribuable à la catégorie d'impacts des effets respiratoires (inorganiques) et peut être expliquée par des émissions plus importantes de SO₂, de NO_x et de particules pour la donnée spécifique. Manifestement, l'écart relatif entre la donnée spécifique et les deux données génériques est d'environ 10 % et 61 %, respectivement, pour le rejet direct dans l'air du SO₂ et du NO_x. En outre, contrairement aux données d'ecoinvent, des émissions de particules sont comptabilisées lors de l'extraction des matières premières (calcaire, gypse, argile, etc.) pour la donnée provenant de l'ACC.

L'indicateur négatif pour la santé humaine peut aussi être influencé par l'impact sur la santé humaine « non cancer ». Des rejets directs dans l'air d'hexachlorobenzène et de dichlorométhane n'ont pas été inclus par les créateurs d'ecoinvent pour les deux données de production du ciment, bien que ces valeurs aient été inventoriées et introduites dans la donnée spécifique. La catégorie relative à la qualité des écosystèmes présente aussi des indicateurs comparatifs plus bas lorsque les données d'ecoinvent sont

¹ Notons que la classe de résistance influence principalement la recette du ciment, plus précisément sa teneur en calcaire, gypse, sable, etc.

utilisées, mais présente toujours des valeurs positives, ce qui indique que le système BC est toujours défavorisé pour cet indicateur.

Quant aux catégories relatives aux changements climatiques et à la consommation des ressources, les conclusions ne sont pas modifiées.

Malgré des incidences sur les catégories de la santé humaine et de la qualité des écosystèmes, il n'en demeure pas moins que ces diminutions ne permettent pas d'établir le système qui le plus favorable globalement.

5.3.7 Impact d'une réduction de la consommation

Bien que la revue de la littérature (chapitre 2) indique que la circulation pourrait contribuer à 90 % des impacts totaux pour l'ensemble du cycle de vie d'une chaussée, cette dernière ne fait pas partie de la présente ACV, tel que le spécifie la sous-section 3.2.2.2. Certaines études ont par ailleurs tenté de démontrer que le type revêtement pourrait présenter une incidence sur la consommation des véhicules.

Par conséquent, une analyse de sensibilité a été effectuée afin de vérifier si la prise en compte de la circulation routière (camions et voitures) influencerait les conclusions. Pour ce faire, la consommation de carburant et les émissions directes associées à la conduite de 1 % des véhicules (sur le tronçon de 5 km sur 50 ans) ont donc été ajoutées aux deux types de chaussées et comparées aux scénarios de base, pour lesquels aucune circulation routière n'est considérée.

La figure F-22.2.1 présente les résultats des indicateurs de dommages du cycle de vie des chaussées pour le cas type 16, en considérant 1 % d'utilisation d'essence pour le cycle de vie des deux types de chaussées, tout en indiquant les scénarios de base. Afin de bien observer l'influence de la circulation routière sur le cycle de vie total, ces résultats ne sont pas présentés en différentiel.

Les résultats obtenus indiquent bel et bien que la prise en compte de la circulation, même en quantité marginale (1 %), renverse complètement les conclusions de l'étude. L'écart relatif entre le scénario considérant la circulation routière et le scénario de base est de l'ordre des 10 000 % pour les deux types de chaussées, ce qui indique que toutes les étapes de construction, d'entretien et de reconstruction contribuent très peu aux impacts en comparaison à la circulation routière. C'est donc la circulation routière et non la chaussée elle-même qui génère les impacts sur le cycle de vie d'une chaussée.

5.3.8 Absorption par le béton du CO₂ par processus de carbonatation

Pour cette ACV, les émissions de CO₂ tout au long du cycle de vie de la chaussée sont considérées. Plus particulièrement pour la chaussée en béton de ciment, l'analyse de l'inventaire (sous-section 4.4.1) indiquait que les émissions de CO₂ étaient en majeure partie (à 98,1 %) attribuables au processus de calcination du calcaire lors de la production du ciment. Par contre, une fois que le ciment est employé pour produire du béton, un processus de carbonatation est amorcé, ce qui entraîne l'absorption de CO₂ par le béton lui-même.

Ce phénomène de séquestration de CO₂ par la chaussée de béton de ciment avait été omis lors de la réalisation de l'inventaire de cette étude. Afin de vérifier l'influence de la prise en compte de ce processus sur les résultats, cette analyse de sensibilité comptabilisera la quantité totale de CO₂ pouvant être absorbé par la chaussée en béton de ciment du cas type 16 durant la période de 50 ans considérée.

Pour ce faire, quelques hypothèses simplificatrices ont été posées :

- le béton recyclé (c.-à-d. de seconde génération) peut aussi absorber du CO₂ lorsqu'il est employé dans la sous-fondation des deux types de chaussées. Bien que les couches de sous-fondation soient plus épaisses pour les chaussées en béton, le taux de CO₂ absorbé est calculé à partir de la surface de béton de ciment et n'est donc pas fonction de l'épaisseur. Puisque les longueurs et les largeurs des chaussées sont les mêmes pour les deux types, le taux d'absorption sera considéré comme équivalent. Ainsi, seule l'absorption par le béton employé dans le revêtement de béton de ciment du système BC sera considérée pour cette analyse.
- les lignes directrices du document *Guidelines – Uptake of Carbon Dioxide in the Life Cycle Inventory of Concrete* (Pommer et Pade, 2005) ont été utilisées pour estimer la quantité de CO₂ absorbée durant le cycle de vie du revêtement de béton de ciment.

Les auteurs Pommer et Pade (2005) indiquent dans leurs lignes directrices que, selon certaines études, le taux d'oxyde de calcium (CaO), dans la partie cimentaire du béton, qui se transforme en CaCO₃ est minimalement de 75 %. Le degré de carbonatation du béton dans la chaussée dépend de plusieurs paramètres dont le temps de service de la chaussée, la résistance du ciment, le pourcentage de clinker dans le ciment, la composition du béton et la surface de béton.

Afin de calculer la quantité totale de CO₂ absorbée, la formule suivante est utilisée :

$$CO_2(kg) = 0.383 \cdot S \cdot \rho_{ciment} \cdot X_{clinker} \cdot K \cdot \sqrt{t} \quad (5-3)$$

où :

S représente la surface pouvant être carbonatée est représentée par l'équation suivante :

$$S(m^2) = \frac{volume \cdot 2}{épaisseur} = largeur \cdot longueur \cdot 2 = 5000m \cdot 17,1m \cdot 2 = 171\,000m^2 \quad (5-4)$$

ρ_{ciment} est la masse volumique du béton de ciment, soit 2 350 kg/m³

$X_{clinker}$ est le pourcentage de clinker dans le ciment, soit 92,5 %

t est le temps de service de la chaussée, soit 50 ans

K est une constante fonction de trois facteurs, k₁, k₂ et k₃, selon l'équation suivante :

$$K = k_1 \cdot k_2 \cdot k_3 \quad (5-5)$$

où :

k₁ est un facteur qui dépend de l'exposition et de la résistance du béton.

Durant 43 années du cycle de vie considéré, le revêtement est du béton de ciment et est donc considéré comme exposé. Le facteur k₁ est alors 1 mm·√an. Par contre, entre les années 39 et 46 du cycle de vie du système BC pour le cas type 16, une couche d'enrobé est appliquée sur la surface du béton de ciment. Pour ces 7 années, le béton de ciment est considéré comme enseveli et possède donc un facteur k₁ de 0,75 mm·an^{-1/2}.

k₂ est un facteur de correction qui dépend du type de structure de béton. Pour une chaussée, la valeur de k₂ est de 1,0.

k₃ est aussi un facteur de correction et dépend de la composition du béton de ciment. Comme le béton de ciment employé possède 5 % de silice, 25 % de cendres volantes et 22 % de laitier, le facteur k₃ est estimé à 1,08.

Le CO₂ absorbé peut alors être déterminé à l'aide de l'équation (5-3) :

$$CO_2(kg) = \left[0.383 \cdot 171000m^2 \cdot 2350 \frac{kg}{m^3} \cdot 0,925 \cdot 1 \cdot 10^{-3} m \cdot an^{-1/2} \cdot 1,0 \cdot 1,08 \cdot (43ans)^{1/2} \right] + \left[0.383 \cdot 171000m^2 \cdot 2350 \frac{kg}{m^3} \cdot 0,925 \cdot 7,5 \cdot 10^{-4} m \cdot an^{-1/2} \cdot 1,0 \cdot 1,08 \cdot (7ans)^{1/2} \right]$$

La quantité totale de CO₂ absorbée durant le cycle de vie de la chaussée pour le cas type 16 est de **1 310 t**.

La figure F-23.2.1 présente les résultats des indicateurs de dommages du cycle de vie comparatif des chaussées pour le cas type 16 avec et sans la prise en compte du CO₂ absorbé par le système BC.

La quantité totale de CO₂ qui avait été inventoriée durant le cycle de vie total de la chaussée en béton de ciment pour le cas type 16 était de **6 060 t**. Il y a donc une diminution de 22 % de la quantité nette de CO₂ émise durant le cycle de vie de la chaussée en béton de ciment pour ce cas type, ce qui se traduit par une diminution de 26 % de la quantité totale de CO₂ équivalent. Les résultats sont en accord avec cette diminution de CO₂ équivalent, puisque l'indicateur de dommages pour le réchauffement climatique indique une diminution du dommage de la même proportion lorsque l'on considère le processus de carbonatation. En revanche, bien qu'il y ait une diminution de l'impact, l'indicateur demeure plus élevé pour le système BC que pour le système BB. Les autres indicateurs de dommages ne sont pas modifiés.

Afin d'obtenir un profil représentatif de la réalité, et dans une perspective de cycle de vie, la considération du processus de carbonatation du béton de ciment est importante. Par contre, pour cette ACV comparative, la prise en compte de la quantité de CO₂ absorbée par la chaussée tout au long de son cycle de vie n'est pas un paramètre sensible. Les conclusions de cette étude ne sont donc pas modifiées par la prise en compte du processus de carbonatation du béton de ciment.

5.4 Limites de l'étude

5.4.1 Limites de l'ICV

Les limites de l'analyse de l'inventaire sont essentiellement liées au caractère incomplet et plus ou moins valide de l'inventaire lui-même. En effet, plusieurs processus initialement inclus dans les frontières ont dû être exclus ou estimés durant la collecte des données, principalement par manque d'information les concernant. Ces limites peuvent provenir de différentes sources, notamment :

- **les distances de transport par camion des matériaux au chantier** : ce paramètre est évalué dans le cadre d'une analyse de sensibilité selon laquelle les conclusions ne sont pas modifiées au moins jusqu'à une distance de 250 km; voir le paragraphe 5.3.1;
- **les émissions organiques lors de la production, du transport et de la mise en œuvre de l'enrobé bitumineux** : ce paramètre est évalué dans le cadre d'une analyse de sensibilité selon laquelle un ajout d'émissions d'HAP ne modifie pas les conclusions de l'étude; voir le paragraphe 5.3.3;
- **la production du bitume** : cet inventaire est évalué dans le cadre d'une analyse de sensibilité selon laquelle l'utilisation des données de production d'autres sources ne modifie pas les conclusions obtenues; voir le paragraphe 5.3.2;

- **la production du ciment** : cet inventaire est évalué dans le cadre d'une analyse de sensibilité selon laquelle l'utilisation des données de production d'autres sources modifie les conclusions obtenues quant à certains indicateurs de dommages (santé humaine et qualité des écosystèmes), sans toutefois permettre de cibler un système qui soit favorable globalement; voir le paragraphe 5.3.6;
- **le cycle de vie des usines de béton de ciment et d'enrobé bitumineux** : étant donné qu'aucune donnée générique n'est disponible concernant les infrastructures d'une usine d'enrobé bitumineux, contrairement à celles d'une usine de béton de ciment, ces inventaires sont exclus;
- **la production des sels et des produits de marquage** : ces inventaires sont comblés par l'utilisation de données substitutives;
- **les émissions de poussières lors des interventions** : ce paramètre est censé être équivalent pour les deux systèmes, donc sans influence sur les conclusions obtenues;

les rejets directs dans l'eau (de Na) et dans le sol (de Cl)¹ liés à l'utilisation de sels fondants : ce paramètre ne modifie cependant pas les conclusions obtenues, l'utilisation des sels fondants étant plus importante dans le cas du système BC (ce qui le défavoriserait davantage en ce qui a trait à la qualité des écosystèmes). Ainsi, l'inclusion ou l'augmentation de la représentativité de ces processus dans l'inventaire modifierait assurément les résultats de l'analyse, mais fort probablement pas au point d'en inverser les conclusions. À titre indicatif, le Tableau 5-8 présente des indicateurs de la qualité des données du cycle de vie comparatif des chaussées permettant de juger de la fiabilité des données associée à leur influence potentielle sur les conclusions obtenues. Les critères employés pour la qualification des données sont précisés dans le Tableau 5-7.

En ce qui concerne la qualification des données « quantités » et « processus », les données provenant d'experts ou de rapports publiés ont été évaluées comme étant des données fiables et représentatives du contexte étudié. Il s'ensuit donc que les données sur la production des différents matériaux de construction des routes présentent des notes de « 1 » ou « 2 ». Par contre, certaines données manquantes ont dû être comblées par des hypothèses ou des approximations grossières. Ces dernières présentent donc de moins bonnes notes, soit « 4 » ou « 5 ».

Certaines données particulières convoitées n'ont pu être intégrées à l'inventaire, telles que les données sur les pertes, les poussières et les nettoyages lors des interventions, les émissions de fumées de bitume lors de

¹ Ces substances n'étant pas caractérisées, leur exclusion de l'inventaire ne modifiera pas les résultats de l'évaluation des impacts.

la production de l'enrobé à chaud et de sa mise en œuvre, ainsi que les diverses distances de transport. Par exemple, aucune distance de transport précise n'a pu être spécifiée ou déterminée lors de la collecte de données, par conséquent la note « 4 » a été attribuée à la donnée « quantité ». Par contre, ces différents transports ne présentent pas de forte contribution à l'impact.

Par ailleurs, quelques données génériques manquaient, donc certaines données ont dû être modélisées de façon semi-quantitative en utilisant des données substitutives (*proxy*). Tel était le cas pour les processus de production des produits de marquage et du prémoulé. Pour cette raison, la note attribuée à la donnée « processus » est moins bonne, bien que la contribution à l'impact se révèle comme étant faible (note de « 1 »).

Tableau 5-7 : Critères de qualification des données

Pointage	Critères de qualification des données « quantités »
1	Données spécifiques plutôt fiables ou information peu variable entre les sources (experts/rapports, mais non vérifiées par une tierce partie)
2	Données spécifiques plutôt incertaines ou information variable entre les sources (experts/rapports, mais non vérifiées par une tierce partie)
3	Données estimées à partir d'autres sources (génériques)
4	Données estimées de manière grossière
5	Données manquantes
Pointage	Critères de qualification des données « processus »
1	Donnée spécifique (experts/rapports, mais non vérifiées par une tierce partie), ou donnée générique ayant une bonne représentativité géographique et technologique du processus sélectionné
2	Donnée générique en partie adaptée au contexte énergétique ou technologique
3	Donnée incomplète (le processus n'est représenté que partiellement) ou ayant une représentativité géographique et technologique inconnue
4	Donnée ayant une représentativité géographique ou technologique inadéquate. La donnée n'est pas facilement accessible, utilisation d'un autre processus comme approximation (<i>proxy</i>)
5	Données manquantes
Pointage	Critères de qualification de la contribution potentielle à l'impact
1	Contribution potentiellement faible ou négligeable (c.-à-d. sans influence sur les résultats)
3	Contribution potentiellement influente
5	Forte contribution potentielle

Tableau 5-8 : Qualification des données

Étape du cycle de vie	Contribution potentielle de la différence des systèmes	Qualité des données	
		Quantité (impliquée par processus d'avant-plan)	Processus (d'arrière-plan)
1- Construction initiale (C), 2- Entretien (E) et 3- Reconstruction (R)			
MG pour sous-fondation et fondation	1	1	2
Transport de matériaux sous-fondation et fondation	1	4	3
Bitume pour enrobé neuf	5	1	2
Sable et pierre concassée pour enrobé neuf	1	1	2
Transport de pré-enrobé	1	4	3
Production d'enrobé neuf	3	3	3
Transport d'enrobé neuf vers le chantier routier	1	4	3
Ciment pour béton neuf	5	1	2
Sable et pierre concassée pour béton neuf	1	1	2
Eau pour béton neuf		1	2
Transport de prébéton	1	4	2
Transport supplémentaire pour le béton	1	1	2
Production de béton neuf	1	1	1
Transport de béton neuf vers le chantier routier	1	4	3
Acier des goujons	3	1	2
Produit prémoulé	1	1	4
Produit à chaud	1	1	3
Transport d'éléments aux. vers le chantier routier	1	4	3
Machinerie	1	3	3
2-Exploitation (E)			
Sels fondants durant la période en béton	3	1	3
5- Marquage (M)			
Production des produits de marquage	1	1	4
Transport des produits de marquage	1	4	3
Note : La qualité des données « quantités » fait référence à la fiabilité des quantités de matière et d'énergie inventoriées, de même que des distances de transport et des quantités de rejets selon leur devenir (flux primaires, définition disponible à l'annexe A). La qualité des données « processus » fait plutôt référence à la validité géographique et technologique des modules de données génériques sélectionnés (flux secondaires, définition disponible à l'annexe A). Enfin, la contribution potentielle à l'impact réfère à l'influence potentielle de différence des valeurs des deux systèmes sur les résultats (à la lumière des résultats d'analyses de contribution et de sensibilité).			

5.4.2 Limites de l'ACVI

Les résultats présentés dans les sections précédentes (5.1 à 5.3) proviennent par ailleurs des calculs effectués en utilisant essentiellement les modèles de la méthode d'évaluation des impacts IMPACT 2002+. Les dommages (et les impacts) évalués ne sont que des dommages (et des impacts) potentiels, puisqu'ils correspondent à une modélisation, donc à une simplification de l'environnement réel. Les résultats de l'ACVI sont des expressions relatives qui ne prédisent pas les effets sur les impacts finaux par catégorie, le dépassement des seuils, des marges de sécurité ou les risques. À ce titre, ces résultats ne doivent pas constituer l'unique base d'affirmation comparative

destinée à être divulguée au public, dans la mesure où des données supplémentaires seraient nécessaires pour remédier à certaines des limitations propres à l'ACVI. Ces résultats pourraient éventuellement être affinés soit par l'utilisation d'autres outils, tels que l'analyse de risque, ou à la suite d'éventuelles améliorations méthodologiques.

Plus important encore est le fait que l'interprétation des résultats de la caractérisation ne peut se baser que sur les résultats obtenus, c'est-à-dire sur les substances pour lesquelles il existe, dans la banque de données des méthodes, des facteurs de caractérisation qui convertissent les flux élémentaires inventoriés en indicateurs d'impacts et de dommages. Or, plusieurs flux élémentaires (448) n'ont pu être convertis en résultats d'indicateur de catégorie, puisqu'aucun facteur de caractérisation n'était disponible, notamment pour l'utilisation du sable et du gravier pour la production de matières granulaires, de pierres concassées et de sable et pour le rejet dans l'eau de chlore et de sodium attribuable à la production de la peinture époxy. Ces derniers n'ont donc pas été considérés lors de l'évaluation des impacts et des dommages. Il faut aussi mentionner que ces flux élémentaires non caractérisés sont les mêmes pour les deux types de chaussées. Par contre, en moyenne, les écarts relatifs de ces flux non convertis sont pour la plupart positifs, ce qui désavantage le système BC. Plus précisément, les écarts relatifs favorisent le système BB pour 340 flux, alors qu'ils favorisent le système BC pour 108 flux. Les impacts qui leur sont associés et qui seraient évalués si des facteurs de caractérisation étaient disponibles seraient probablement au détriment du système BC, ce qui viendrait appuyer les conclusions obtenues.

6. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Ce projet visait la comparaison des impacts environnementaux potentiels du cycle de vie des chaussées en béton de ciment de type dalles courtes goujonnées à ceux d'une chaussée en enrobé bitumineux.

L'analyse de l'inventaire a permis d'observer que **l'utilisation de l'eau et de l'énergie** ainsi que **les rejets dans l'environnement** (sauf en ce qui a trait aux rejets dans l'eau des cas types 8, 12 et 16) sont prépondérants pour la chaussée en béton de ciment (système BC), alors que c'est la chaussée en enrobé qui présente la **consommation en ressources naturelles** la plus élevée. L'analyse a aussi permis de déterminer les principaux contributeurs à l'inventaire, notamment la production de ciment, de béton de ciment, d'acier, de sels fondants, de bitume et d'enrobé bitumineux.

Selon les résultats de l'évaluation réalisée avec la méthode IMPACT 2002+, 12 des 15 indicateurs d'impacts sont aussi favorables au système BB. Toutefois, les indicateurs de toxicité humaine « cancer », de consommation de ressources non renouvelables et d'eutrophisation aquatique (pour les cas types 8, 12 et 16 seulement) favorisent le système BC.

Rappelons que :

- ce qui distingue les cas types 8, 12 et 16 des autres est la reconstruction de la chaussée en enrobé bitumineux qui a lieu plus tôt, ce qui implique qu'une quantité plus importante d'enrobé et de bitume soit imputée au système BB, donc une augmentation des rejets dans l'eau (et de l'eutrophisation) associés;
- bien que l'indicateur de toxicité humaine « cancer » soit favorable au système BC, l'indicateur global de dommages à la santé humaine est favorable au système BB;
- l'indicateur de dommages relatif aux ressources est favorable au système BC à cause de l'énergie inhérente au bitume utilisé dans le système BB;
- l'indicateur relatif à l'eutrophisation aquatique présente une importante incertitude et il existe donc une grande probabilité d'occurrence d'une inversion du système à favoriser pour cet impact.

Quant au dommage, en effet, les indicateurs de **santé humaine**, de **réchauffement climatique** et de **qualité des écosystèmes** sont tous favorables au système BB, tandis que l'indicateur de **consommation des ressources** est toujours favorable au système BC, et ce, pour chacun des 16 cas types.

Les analyses de l'incertitude et de sensibilité réalisées ont par ailleurs permis de démontrer qu'une modification des conclusions obtenues est peu probable, bien que le choix de la méthode d'ACVI puisse au contraire influencer

certaines de ces conclusions. Plus précisément, selon la perspective individualiste de la méthode européenne Eco-indicator 99, les quatre indicateurs de dommages favorisent unanimement le système BB. Il est cependant important de souligner que, selon cette perspective individualiste, seuls les effets prouvés sont considérés et l'utilisation des ressources non renouvelables n'est pas incluse (ce qui constitue un choix de valeur à considérer de manière transparente).

De plus, comme l'indiquait la revue de la littérature (présentée au chapitre 2) sur la durée du cycle de vie d'une chaussée, la circulation routière serait responsable de la majeure partie des impacts totaux (toutes catégories confondues). Ainsi, toute économie de carburant, même en quantité marginale, pourrait visiblement favoriser un type de chaussée comparativement à l'autre (en supposant que le type de chaussée influence significativement la consommation de carburant, bien qu'une telle hypothèse demeure à valider).

Ainsi, compte tenu de ces résultats, il n'est pas aisé de privilégier une option sans pouvoir valider l'influence du type de revêtement sur la consommation de carburant ou encore sans avoir recours à un choix de valeurs de manière à pondérer les différents indicateurs d'impacts.

Selon la norme ISO (2006), en effet, lorsque les résultats obtenus, qui se basent sur les sciences de la nature, ne permettent pas de trancher en fonction d'une ACV, il est possible de prendre une décision fondée sur des choix de valeurs. L'utilisation de facteurs de pondération permet d'agrèger plusieurs indicateurs en score unique et, par conséquent, de départager les options. Ces choix de valeurs appartiennent au mandataire de l'étude (soit le MTQ) et doivent être présentés de manière transparente. À titre indicatif, une simulation a d'ailleurs permis de cibler l'option favorable selon différentes combinaisons de pondérations possibles pour les quatre indicateurs de dommages. Ces données seront prises en compte dans le contexte de l'Orientation.

Encore une fois, cependant, puisque toute diminution de la consommation de carburant présente une diminution significative des impacts sur le cycle de vie de tout type de chaussée, l'intérêt devrait davantage porter sur la réduction de la consommation de carburant en encourageant, notamment, l'utilisation de véhicules plus écologiques ou le covoiturage.

Il est d'autant plus important de noter que les résultats obtenus dans le cadre de cette étude étaient fonction d'un système technologique statique sur la période de 50 ans considérée. Nul n'a actuellement le recul nécessaire pour caractériser avec précision l'évolution dans le temps des techniques de production des matériaux de construction, des technologies de conception et de construction des chaussées et des réglementations environnementales, bien que la compétitivité du marché risque fort probablement de modifier le système étudié et, conséquemment, les résultats de cette étude. Il s'ensuit que

plusieurs nouvelles technologies de revêtement émergent, telles que les enrobages à froid, à recyclage facilité, les bitumes modifiés au polymère augmentant la durée de vie du revêtement, etc. Il serait donc recommandable que le MTQ étudie la pertinence environnementale de ces innovations des chaussées.

Enfin, comme le mentionne Pears (2004), plusieurs éléments de construction de routes permettent de réduire les impacts environnementaux et sociaux de celles-ci : choix des matériaux, de la conception de route, du site et impacts intrinsèques à la construction. De plus, le développement de PCR (*Product Category Rules*) visant à l'établissement de déclarations environnementales de produit (EPD) sur les matériaux entrant dans la composition des types de chaussées s'avère nécessaire afin de faciliter l'actualisation de cette étude. Dans une optique de développement durable, de telles considérations constituent donc des facteurs potentiellement intéressants à intégrer aux politiques du MTQ relatives au transport (sans que ce dernier ait nécessairement à privilégier un type de chaussée plutôt qu'un autre).

7. RÉFÉRENCES

- ATHENA SUSTAINABLE MATERIALS INSTITUTE (2005). CEMENT AND STRUCTURAL CONCRETE PRODUCTS: LIFE CYCLE INVENTORY UPDATE no. 2, Athena Sustainable Materials Institute, 32 p.
- BARE, J., G. A. NORRIS, D.W. PENNINGTON et T. MCKONE (2003). "TRACI – The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts", *Journal of Industrial Ecology*, 6(3-4): 49-78.
- BEUVING, E., T. DE JONGHE, D. GOOS, T. LINDAHL et A. STAWIARSKI (2004). *Environmental Impacts and Fuel Efficiency of Road Pavements*, EAPA/Eurobitume, 22 p. [En ligne]. [\[www.eurobitume.org/Html/Fuel/Fuel%20Efficiency-Industry%20Report.pdf\]](http://www.eurobitume.org/Html/Fuel/Fuel%20Efficiency-Industry%20Report.pdf).
- BROERS, J. W., F.E.T. HOEFNAGELS et H. I. ROSKAMP (1994). "Life cycle assessment of a road embankment in phosphogypsum. Preliminary results", *Proceedings of the International Conference on Environmental Implications of Construction Materials and Technology Developments*, June 1-3 1994, Maastricht, Neth, Elsevier Science B.V.
- CANMET ET RADIAN CANADA INC. (1993). *Raw Material Balances, Energy Profiles, and Environmental Unit Factor Estimates: Cement and Structural Concrete Products*, Ottawa.
- ERIKSSON, E., M. BLINGE et G. LOVGREN (1996). "Life cycle assessment of the road transport sector", *Science of The Total Environment*, 189-190: 69-76.
- ESKOLA, P., U. M. MROUEH et J. LAINE-YLIJOKI (2000). "Life cycle inventory analysis program for road construction", *International Conference on Practical Applications in Environmental Geotechnology Ecogeo 2000*, 204: 19-26.
- GOEDKOOP, M. et R. SPRIENSMA, R. (2001a). *The Eco-indicator 99, A Damage Oriented Method for LCA*. Amersfoort, PRé Consultants, 144 p.
- GOEDKOOP, M. et SPRIENSMA (2001b). *The Eco-indicator 99, a damage oriented method for Life Cycle Assessment – Methodology Report*, Amersfoort, PRé Consultants, 132 p.
- HUYNH, C. K., T. VU DUC, P. LE COUTALLER, F. SURMONT et F. DEYGOUT. *Exposition professionnelle aux hap dans le bitume et dans la fumée de bitume — analyse des HAP par gc-ion-trap ms et hplc-fluorescence*, Lausanne, Institut universitaire romand de la Santé au Travail.
- ISO 14040 (2006). *Management environnemental — Analyse du cycle de vie — Principes et cadre*, 24 p.
- ISO 14044 (2006). *Management environnemental — Analyse du cycle de vie — Exigences et lignes directrices*, 56 p.
- JOLLIET, O., M. MARGNI, R. CHARLES, S. HUMBERT, J. PAYET, G. REBITZER et R. ROSENBAUM (2003). "IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology", *International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(6): 324-330.
- MARTINEAU, G., J.-F. MÉNARD et R. SAMSON (2005). *Faisabilité de l'application d'une analyse du cycle de vie (ACV) visant l'intégration des considérations énergétiques et environnementales au processus décisionnel de l'Orientation ministérielle sur le choix des types de chaussées*, CIRAI, École Polytechnique de Montréal, Département de Génie chimique, 58 p.
- MROUEH, U.-M., P. ESKOLA et J. LAINE-YLIJOKI (2001). "Life-cycle impacts of the use of industrial by-products in road and earth construction", *Waste Management*, 21(3): 271-277.
- MINISTÈRE DES TRANSPORTS (2001). *Orientation ministérielle sur le choix des types de chaussées*, Montréal, Direction générale des infrastructures et des

- technologies, 26 p. [En ligne].
[\[http://www.mtq.gouv.qc.ca/portal/page/portal/Librairie/Publications/fr/reseau_routier/zone_fournisseurs/chaussees/orientation.pdf\]](http://www.mtq.gouv.qc.ca/portal/page/portal/Librairie/Publications/fr/reseau_routier/zone_fournisseurs/chaussees/orientation.pdf).
- MULLER-WENK, R. (2004). "A method to include in LCA road traffic noise and its health effects", *International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(2): 78-85.
- PEARS, A. (2004). *Sustainability and Roads: Capturing the ESD Opportunity*, 10th Australasian Flexible Pavements Industry Conference on Health, Safety and Environment, Melbourne.
- PEREIRA, A., I. BLANC et J.-F. COSTE (1998). "Contribution of life cycle assessment: Global atmospheric emissions for motorway infrastructures", *International Journal of Vehicle Design*, 20(1-4): 201-209.
- PEREIRA, A., I. BLANC et J.-F. COSTE (2001). « Évaluation des impacts globaux des infrastructures routières : une application de l'analyse du cycle de vie », *Routes* — journal de l'Association mondiale de la Route (AIPCR) (301): 31-40.
- POMMER, K. et C. PADE (2005). *Guidelines – Uptake of Carbon Dioxide in the Life Cycle Inventory of Concrete*, Danish Technological Institute, 82 p.
- ROTH, L. et M. EKLUND (2003). "Environmental evaluation of reuse of by-products as road construction materials in Sweden", *Waste Management*, 23(2): 107-116.
- STRIPPLE, H. (2001). *Life Cycle Assessment of Road. A Pilot Study for Inventory Analysis*, Second revised Edition, Gothenburg, Sweden, IVL Swedish Environmental Research Institute, 182 p.
- TOFFOLETTO, L., C. BULLE, J. GODIN, C. REID et L. DESCHÊNES (2007). "LUCAS – A New LCIA Method Used for a Canadian-Specific Context", *International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(2): 93-102.
- TRELOAR, G.J., P.E.D. LOVE et R. H. CRAWFORD (2004). "Hybrid life-cycle inventory for road construction and use", *Journal of Construction Engineering and Management-Asce*, 130(1): 43-49.
- TRUSTY, W. B. (1999). *Life Cycle Embodied Energy and Global Warming Emissions for Concrete and Asphalt Roadways*, The Athena Sustainable Materials Institute, 104 p.
- UDO DE HAES, H., G. FINNVEDEN, M. GOEDKOOP, M. HAUSCHILD, E. HERTWICH, P. HOFSTETTER, O. JOLLIET, W. KLÖPFFER, W. KREWITT, E. LINDEIJER, R. MÜLLER-WENK, S. I. OLSEN, D. W. PENNINGTON, J. POTTING et B. STEEN (2003). *Life Cycle Impact Assessment: Striving Towards Best Practices*, Brussels
- SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (SETAC), Pensacola, 149-176 p.
- VENTURA, A., C. MAZRI, P. MONERON, A. JULLIEN, Y. GUIDOUX et M. SCHEMID (2004). « Comparaison environnementale de couches de liaison de chaussées recyclées à différents taux par la méthode d'analyse de cycle de vie », *Bulletin des Laboratoires des Ponts et Chaussées*, (250-251) : 93-113.

Appels téléphoniques et échanges par courrier électronique

- BOUCHARD, O. (2008). Discussion téléphonique avec Olivier Bouchard, Service technique, Association des constructeurs de routes et grands travaux du Québec.
- DUFRESNE, R. (2008). Fichier Excel reçu par courrier électronique de René Dufresne, directeur, Ventes et R et D Bitumes, Petro-Canada.
- MAILLARD, P.-L. (2008). Données reçues par courrier électronique de Pierre-Louis Maillard, directeur, Technologies et développement des affaires, Association canadienne du ciment.
- THÉBEAU, D. (2008). Fichier Excel reçu par courrier électronique de Denis Thébeau, Direction du Laboratoire des chaussées, Service des chaussées, Secteur Expertise en conception des chaussées, Ministère des Transports du Québec.
- TREMBLAY, M. (2008). Discussion téléphonique avec Michel Tremblay, Service des matériaux d'infrastructures, Ministère des Transports du Québec.
- VENTA, G. (2008). Fichier Excel reçu par courrier électronique de George Venta, directeur, émissions dans l'air et environnement, Association canadienne du ciment.

Annexe A

Méthodologie d'analyse du cycle de vie (ACV)

ANNEXE A :
MÉTHODOLOGIE DE L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE (ACV)
TABLE DES MATIÈRES

A.1	TERMES ET DÉFINITIONS.....	2
A.2	PHASE I DE L'ACV : DÉFINITION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP DE L'ÉTUDE.....	3
A.3	PHASE II DE L'ACV : ANALYSE DE L'INVENTAIRE.....	6
A.3.1	DESCRIPTION DES CATÉGORIES DE DONNÉES	6
A.3.1.1	CLASSIFICATION SELON LA SOURCE	6
A.3.1.2	CLASSIFICATION SELON LE TYPE	7
A.3.1.3	CLASSIFICATION SELON LA NATURE.....	7
A.3.1.4	CLASSIFICATION SELON LE NIVEAU D'AGRÉGATION	7
A.3.2	RECUEIL DES DONNÉES	8
A.3.3	VALIDATION DES DONNÉES.....	8
A.3.4	MISE EN RAPPORT DES DONNÉES AVEC LE PROCESSUS ÉLÉMENTAIRE	9
A.3.5	MISE EN RAPPORT DES DONNÉES AVEC L'UNITÉ FONCTIONNELLE.....	9
A.4	PHASE III DE L'ACV : ÉVALUATION DES IMPACTS.....	9
A.4.1	SÉLECTION DES CATÉGORIES D'IMPACTS ET DES MODÈLES DE CARACTÉRISATION	10
A.4.2	CLASSIFICATION ET CARACTÉRISATION DES RÉSULTATS D'INVENTAIRE	13
A.4.3	ÉLÉMENTS OPTIONNELS	13
A.5	PHASE I DE L'ACV : DÉFINITION DE L'OBJECTIF ET DU CHAMP DE L'ÉTUDE	14
A.6	RÉFÉRENCES	15

La méthodologie ACV est régie par l'Organisation internationale de normalisation (ISO), en particulier la série de normes ISO 14 040. Les sections suivantes présentent quelques termes et définitions, de même que les principaux aspects méthodologiques de chacune des quatre phases de l'ACV.

A.1 TERMES ET DÉFINITIONS

Analyse de sensibilité : procédure systématique pour estimer les effets sur les résultats d'une étude des choix concernant les méthodes et les données.

Analyse d'incertitude : procédure systématique permettant de rechercher, puis de quantifier, l'incertitude introduite dans les résultats d'un inventaire du cycle de vie par les effets cumulés de l'imprécision du modèle, de l'incertitude sur les intrants et de la variabilité des données.

Analyse du cycle de vie (ACV) : compilation et évaluation des intrants, des extrants et des impacts environnementaux potentiels d'un système de produits au cours de son cycle de vie.

Analyse du cycle de vie axée sur les attributs (ACV-A) : analyse visant à attribuer à un système de produits la juste part des impacts dont il est responsable.

Analyse du cycle de vie axée sur les conséquences (ACV-C) : analyse visant à évaluer les conséquences d'un système de produits (ou d'une décision affectant ce système) sur d'autres systèmes.

Catégorie d'impact : classe représentant les points environnementaux étudiés à laquelle les résultats de l'inventaire du cycle de vie peuvent être affectés.

Contrôle de cohérence : procédé, mis en œuvre avant d'arriver aux conclusions, permettant de vérifier que les hypothèses, les méthodes et les données sont appliquées de manière cohérente tout au long de l'étude, et conformément à la définition des objectifs et du champ de l'étude.

Contrôle de complétude : procédé permettant de vérifier si les informations des phases précédentes d'une analyse du cycle de vie suffisent pour arriver à des conclusions conformément à la définition des objectifs et du champ de l'étude.

Contrôle de sensibilité : procédé permettant de vérifier que les informations obtenues à partir d'une analyse de sensibilité sont pertinentes pour établir des conclusions et donner des recommandations.

Émissions : émissions dans l'air et rejets dans l'eau et le sol.

Entrant : voir « Intrans »

Évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) : phase de l'analyse du cycle de vie destinée à comprendre et évaluer l'ampleur et l'importance des impacts potentiels d'un système de produits sur l'environnement au cours de son cycle de vie.

Extrant : flux de produit, de matière ou d'énergie sortant d'un processus élémentaire (NOTE Les produits et les matières comprennent des matières premières, des produits intermédiaires, des coproduits et des émissions).

Facteur de caractérisation : facteur établi à partir d'un modèle de caractérisation qui est utilisé pour convertir les résultats de l'inventaire du cycle de vie en unité commune d'indicateur de catégorie.

Flux de produits : produits entrant ou sortant d'un système de produits en direction d'un autre.

Flux de référence : mesure des extrants des processus, dans un système de produits donné, nécessaire pour remplir la fonction telle qu'elle est exprimée par l'unité fonctionnelle.

Flux élémentaire : matière ou énergie entrant dans le système étudié, qui a été puisée dans l'environnement sans transformation humaine préalable, ou matière ou énergie sortant du système étudié, qui est rejetée dans l'environnement sans transformation humaine ultérieure.

Flux énergétique : intrant ou extrant d'un processus élémentaire ou d'un système de produits, exprimé en unités d'énergie (NOTE Le flux énergétique entrant peut être appelé intrant, et le flux énergétique sortant, extrant).

Flux intermédiaire : flux de produit, de matière ou d'énergie intervenant entre des processus élémentaires du système de produits étudié.

Frontière du système : ensemble de critères qui spécifient quels processus élémentaires font partie d'un système de produits.

Indicateur de catégorie d'impact : représentation quantifiable d'une catégorie d'impact (NOTE L'expression condensée «indicateur de catégorie» est parfois utilisée).

Interprétation du cycle de vie : phase de l'analyse du cycle de vie au cours de laquelle les résultats de l'analyse de l'inventaire ou de l'évaluation de l'impact, ou des deux, sont évalués en relation avec les objectifs et le champ définis pour l'étude afin de dégager des conclusions et des recommandations.

Intrant : flux de produit, de matière ou d'énergie entrant dans un processus élémentaire (NOTE Les produits et les matières comprennent des matières premières, des produits intermédiaires et des coproduits).

Inventaire du cycle de vie (ICV) : phase de l'analyse du cycle de vie impliquant la compilation et la quantification des intrants et des extrants, pour un système de produits donné au cours de son cycle de vie.

Matière première : matière première ou secondaire utilisée pour réaliser un produit.

Processus élémentaire : plus petite partie prise en compte dans l'inventaire du cycle de vie pour laquelle les données d'entrée et de sortie sont quantifiées.

Processus : ensemble d'activités corrélées ou interactives qui transforme des intrants en extrants

Revue critique : processus destiné à s'assurer de la cohérence entre une analyse du cycle de vie et les principes et exigences spécifiés par les Normes internationales traitant de l'analyse du cycle de vie.

Sortant : voir « Extrant »

Système de produits : ensemble de processus élémentaires comportant des flux de produits et des flux élémentaires, remplissant une ou plusieurs fonctions définies, qui sert de modèle au cycle de vie d'un produit.

Unité fonctionnelle : performance quantifiée d'un système de produits destinée à être utilisée comme unité de référence dans une analyse du cycle de vie.

Vérification des résultats : élément de la phase d'interprétation du cycle de vie permettant d'établir la confiance dans les résultats de l'étude de l'analyse du cycle de vie (NOTE La vérification comprend le contrôle de complétude, de sensibilité, de cohérence et toute autre validation pouvant être requise conformément à la définition des objectifs et du champ de l'étude).

A.2 PHASE I DE L'ACV : DÉFINITION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP DE L'ÉTUDE

La première phase de l'ACV, appelée définition des objectifs et du champ de l'étude, présente essentiellement la raison de l'étude et la façon dont celle-ci sera conduite afin d'atteindre cette fin (c.-à-d. le modèle d'étude définissant le cadre méthodologique auquel doivent se conformer les phases subséquentes de l'ACV).

L'application envisagée et le public cible doivent d'abord être clairement définis puisqu'ils vont fixer la profondeur et l'ampleur de l'étude.

Selon l'ISO, les ACV s'effectuent en mettant au point des modèles qui décrivent les éléments clés des systèmes physiques. Le système de produits¹ représente les activités humaines considérées dans l'étude et l'évaluation des impacts est basée sur des modèles (mécanismes environnementaux) qui lient les interventions environnementales de ces activités et leurs effets potentiels sur l'environnement.

L'ISO définit un **système de produits** comme un ensemble de processus élémentaires liés par des flux de matière et d'énergie qui remplissent une ou plusieurs fonctions. Dans ce sens, le sujet d'une ACV est caractérisé par ses fonctions et non seulement en termes de ses produits finaux. Ceci permet la comparaison de produits qui n'ont pas la même performance fonctionnelle par unité de produit (p. ex. une tasse de Styromousse à usage unique et une tasse en céramique qui est réutilisée plusieurs fois), puisque la quantification de la performance fonctionnelle, au moyen de l'**unité fonctionnelle**, fournit une référence à partir de laquelle sont mathématiquement normalisés les entrants et les sortants des systèmes comparés (p. ex. boire 2 tasses de café par jour durant un an). La spécification de l'unité fonctionnelle est le point de départ de la définition des frontières du système de produits puisqu'elle indique quels sont les processus élémentaires qui doivent être inclus pour remplir cette fonction. Plus la définition de l'unité fonctionnelle est précise, plus les frontières du système sont restrictives.

Un **processus élémentaire**, tel que défini par l'ISO, est la plus petite partie d'un système de produits pour laquelle sont recueillies des données (c.-à-d. il peut représenter un procédé chimique spécifique ou une usine complète incluant de nombreux sous-procédés). Un processus élémentaire est caractérisé par ses entrants et sortants, si le processus élémentaire représente plus d'un sous-procédé, leurs entrants et sortants sont alors agrégés ensemble.

Selon l'ISO, les processus élémentaires sont liés aux écosystèmes naturels (ou écosphère) par des **flux élémentaires** et aux systèmes économiques (ou technosphère, c.-à-d. la part de l'écosphère qui a été transformée par les activités humaines) par des **flux de produits** (Figure A-1). On distingue également les **flux de produits intermédiaires**, entre les processus du système de produits étudié. Ainsi, les flux élémentaires sont puisés directement de ou émis directement dans l'environnement et donc, contribuent aux catégories d'impacts, tandis que les flux de produits (matière, énergie ou service, incluant les coproduits, sous-produits et déchets) sont plutôt utilisés pour déterminer l'intensité des processus modélisés.

¹ Le terme « produits » utilisé seul peut comprendre non seulement des systèmes de produits mais aussi des systèmes de services.

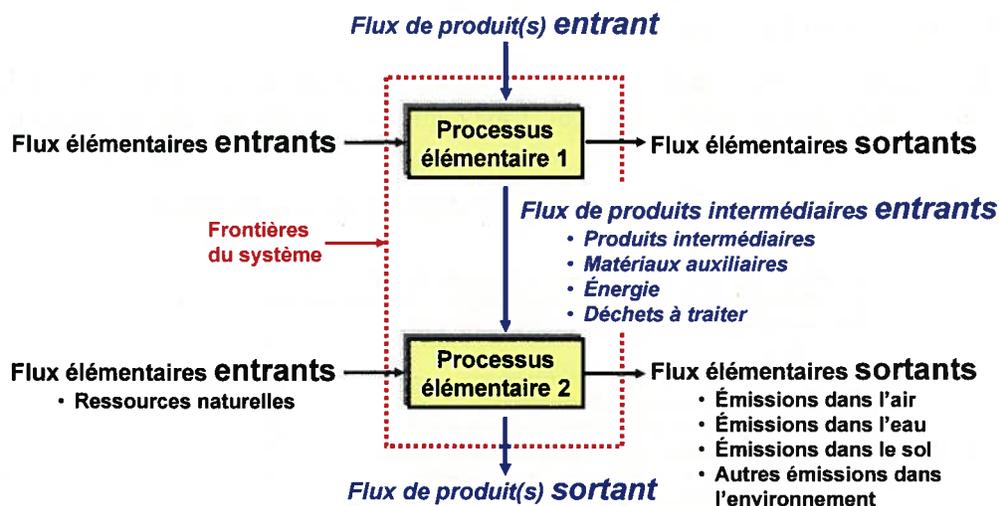


Figure A-1 : Frontières et processus élémentaires d'un système de produits.

L'utilisation d'un diagramme de procédés illustrant les processus élémentaires et leurs interrelations (flux de matières et d'énergie) permet le suivi des frontières du système de produits.

Selon l'ISO, dans l'idéal il convient de modéliser le système de produits de telle sorte que les entrants et les sortants à ses frontières soient des flux élémentaires. Dans de nombreux cas, il n'y a cependant ni assez de temps, ni assez de données, ni assez de ressources pour effectuer une étude aussi complète. Des décisions doivent être prises concernant les processus élémentaires et les flux élémentaires² qui doivent être initialement inclus dans l'étude. L'ISO stipule également qu'il n'est pas nécessaire de quantifier des entrants et des sortants qui ne changeront pas de façon significative les conclusions globales de l'étude, elle suggère aussi des critères pour l'inclusion des flux (p. ex. contribution au-dessus d'un certain seuil aux bilans de masse ou d'énergie ou pertinence environnementale).

La liste de tous les processus élémentaires et flux élémentaires à modéliser peut être corrigée avec l'acquisition de nouvelles informations, les décisions menant à ce raffinement des frontières du système devant être clairement présentées.

Une fois que la liste des processus élémentaires inclus dans le système de produits est complétée et afin de construire l'inventaire du système et de poursuivre avec l'évaluation des impacts potentiels, les données pertinentes concernant ces processus (c.-à-d. les entrants et les sortants) doivent être collectées. Cependant, avant de faire cette collecte, les exigences relatives à leur qualité (couverture temporelle, géographique et technologique, précision et complétude), leurs sources (spécifiques ou génériques), leur type (mesurées, calculées ou estimées), leur nature (déterministe ou probabiliste), et leur niveau d'agrégation doivent être déterminées afin de respecter les objectifs de l'étude.

² Puisque les flux élémentaires quantifiés sont les données d'entrée de l'évaluation des impacts, le choix des impacts à évaluer va affecter le choix des flux élémentaires à suivre.

A.3 PHASE II DE L'ACV : ANALYSE DE L'INVENTAIRE

La seconde phase de l'ACV, appelée l'analyse de l'inventaire du cycle de vie (AICV), est la quantification des flux élémentaires pertinents qui traversent les frontières du système de produits.

La procédure de calcul utilisée pour compléter l'inventaire est présentée à la Figure A-2.

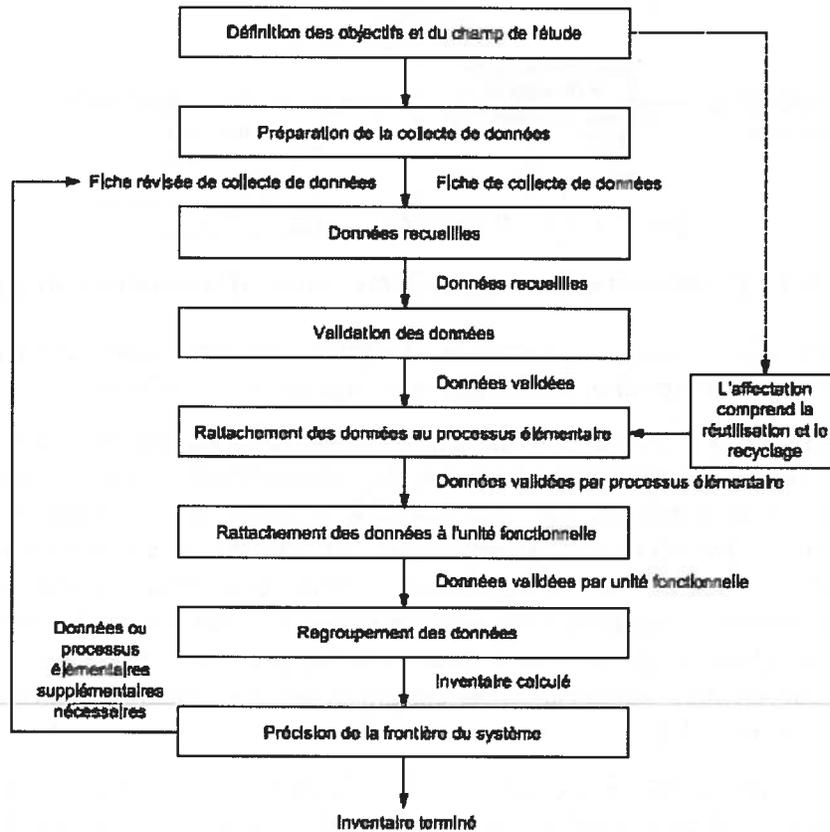


Figure A-2: Procédure de calcul de l'inventaire.
(tiré de ISO 14 044, 2006)

A.3.1 Description des catégories de données

Les données utilisées dans le cadre de l'AICV vie peuvent être classifiées selon leur source (spécifique ou générique), leur type (mesurées, calculées ou estimées), leur nature (déterministe ou probabiliste) et leur niveau d'agrégation.

A.3.1.1 Classification selon la source

Données spécifiques ou primaires

Les données spécifiques sont collectées à partir des installations associées aux processus élémentaires inclus dans les frontières du système. L'analyste responsable de leur collecte a un accès direct aux données lors de leur collecte ou a un contrôle direct sur le processus de collecte (c.-à-d. la méthodologie employée). Autrement que pour caractériser les installations incluses dans l'étude, ce type de données n'est pas recommandé à cause de son manque de

représentativité, à moins que 1) aucune autre source de données ne soit disponible ou 2) un nombre suffisant d'installations du même secteur industriel fournissent des données afin de calculer des moyennes industrielles représentatives (ces dernières peuvent ainsi devenir des données génériques pour d'autres études).

Données génériques ou secondaires

Les données génériques sont obtenues de sources publiées (c.-à-d. bases de données commerciales, littérature spécialisée). L'analyste n'a pas accès aux données lors de leur collecte. Ces données ne sont généralement pas accompagnées de métadonnées³ suffisantes pour obtenir de l'information sur la méthodologie de collecte et sur la variabilité des données.

A.3.1.2 Classification selon le type

Données mesurées

Les données mesurées proviennent d'installations réelles et sont issues d'un programme de surveillance continue (c.-à-d. monitoring) ou d'un programme d'échantillonnage ponctuel. Il est donc potentiellement possible d'obtenir des informations sur leur variabilité et leur distribution.

Données calculées

Les données calculées résultent de l'utilisation de modèles afin de représenter des procédés ou des phénomènes. Leur qualité dépend donc de la validité des modèles. Ces données peuvent être validées et/ou suppléées par des données mesurées.

Données estimées

Les données estimées incluent celles basées sur le jugement professionnel ou les règles du pouce. Elles ne sont utilisées que lorsqu'aucun autre type de données n'est disponible.

A.3.1.3 Classification selon la nature

Données déterministes

Les données déterministes sont représentées par des valeurs uniques (c.-à-d. mesure, résultat de calcul ou estimation) pour chacun des paramètres caractérisés (c.-à-d. flux). Il n'est donc pas possible de connaître la précision et la variabilité des valeurs rapportées.

Données probabilistes

Les données probabilistes sont représentées par des plages de valeurs ou des fonctions de distribution de probabilités (p. ex. triangulaire, normale, log-normale) pour chacun des paramètres caractérisés (c.-à-d. flux). Elles rendent ainsi compte de l'imprécision et de la variabilité de la valeur d'un paramètre et permettent éventuellement d'analyser, lors de la phase d'interprétation, l'incertitude des résultats obtenus lors des phases d'analyse de l'inventaire et d'évaluation des impacts.

A.3.1.4 Classification selon le niveau d'agrégation

Le niveau d'agrégation des données fait référence au nombre de processus élémentaires qui sont représentés par une même donnée. Lorsque complètement désagrégées, les données décrivant une

³ Informations accompagnant la donnée d'inventaire et qui donne des renseignements à propos de la donnée (e.g. son origine, la méthodologie utilisée lors de sa collecte, les frontières du processus élémentaire décrit).

étape spécifique du cycle de vie ou un système de produits sont disponibles pour chaque processus individuel inclus dans l'étape ou le système. À l'inverse, ces mêmes données peuvent être complètement agrégées en une seule donnée, qui à elle seule décrit l'étape ou le système considéré (tous les flux élémentaires d'une même substance sont sommés en un seul flux). Il y a donc une perte d'information avec l'augmentation du niveau d'agrégation puisqu'il n'est plus possible de connaître la contribution individuelle de chacun des processus élémentaires agrégés. Il est parfois difficile d'établir le niveau d'agrégation (et la liste des processus agrégés) des données génériques disponibles dans les bases de données commerciales.

A.3.2 Recueil des données

Selon la complexité du système de produits étudié (c.-à-d. le nombre et la nature des processus élémentaires inclus dans ses frontières), la quantité de données qui doivent être recueillies est souvent considérable. Le recours à des bases de données d'inventaire commerciales facilite ce processus, en fournissant des données sur plusieurs processus élémentaires (p. ex. production de matériaux et d'énergie, transports). Ces bases de données sont majoritairement européennes et donc, ne sont pas vraiment représentatives du contexte canadien. Elles peuvent toutefois être adaptées à celui-ci si les données qu'elles contiennent sont suffisamment désagrégées et si les informations nécessaires pour le faire sont disponibles⁴. La méthodologie utilisée pour faire la collecte des données doit être clairement présentée.

A.3.3 Validation des données

Les données recueillies pour chaque processus élémentaire peuvent être validées en 1) les évaluant en relation avec les exigences déterminées durant la définition de l'objectif et du champ de l'étude quant à leur qualité, et 2) réalisant des bilans de masse ou d'énergie ou des analyses comparatives des facteurs d'émission. Si des anomalies évidentes sont identifiées, des données alternatives conformes aux exigences préalablement établies sont nécessaires.

La disponibilité et la qualité des données pertinentes (p. ex. lacunes dans les données, moyennes génériques au lieu de données spécifiques) vont limiter l'exactitude de l'ACV. Il y a présentement un manque de données d'inventaire spécifiques nord américaines, ce qui va affecter les résultats d'études faites au Canada.

L'absence d'un format de documentation unique⁵, pouvant parfois résulter en une très faible documentation accompagnant les données provenant des bases de données d'inventaire commerciales, peut aussi entraver la collecte et la validation des données en rendant difficile l'évaluation de leur qualité et leur capacité à satisfaire aux exigences établies.

Selon l'ISO, le traitement des données manquantes et des oublis entraîne en règle générale : une valeur de donnée « non zéro » qui est justifiée; une valeur de donnée « zéro » si elle se justifie; ou

⁴ Des données décrivant la production de certains matériaux en Europe peuvent faire référence à d'autres processus de production de matériaux (e.g. pour des produits intermédiaires ou auxiliaires) ou d'énergie ou des processus de transport. Les données décrivant ces autres processus élémentaires peuvent être remplacés avec des données décrivant les mêmes processus, si disponibles, provenant d'une source plus spécifique au contexte canadien ou nord américain, augmentant ainsi la représentativité géographique des données européennes.

⁵ Un tel format permettrait un niveau de documentation suffisant et uniforme pour les données génériques provenant des bases de données d'inventaire commerciales. La norme ISO 14 048 (2002), traitant de cette question, est un pas dans la bonne direction.

une valeur calculée sur la base des valeurs communiquées provenant des processus élémentaires faisant appel à une technologie similaire.

A.3.4 Mise en rapport des données avec le processus élémentaire

Une fois que les entrants et les sortants de chaque processus élémentaire ont été identifiés, ils sont quantifiés par rapport à un flux de référence déterminé pour chacun des processus (p. ex. 1 kg de matière ou 1 MJ d'énergie). L'ISO stipule que si un processus élémentaire a plus d'un produit (p. ex. une raffinerie pétrolière produit un mélange d'hydrocarbures pétroliers commerciaux) ou entrant (p. ex. un site d'enfouissement sanitaire reçoit des déchets municipaux qui sont un mélange de différents produits), ou s'il recycle des produits intermédiaires ou des déchets en matières premières, les flux de matières et d'énergie ainsi que les émissions dans l'environnement qui leur sont associés, doivent être imputés aux différents co-produits ou co-entrants selon des règles clairement présentées lors de la définition de l'objectif et du champ de l'étude. L'ISO suggère également une série de principes et de procédures afin réaliser cette imputation.

Les règles d'imputation prescrites par l'ISO sont données ci-après en ordre de priorité.

1. Il convient, dans la mesure du possible, d'éviter l'imputation en :
 - subdivisant les processus multifonctionnels en deux ou plusieurs sous-processus (lorsque certains sous-processus sont spécifiques à un seul des coproduits) ;
 - élargissant les frontières, de manière à inclure les fonctions de d'autres systèmes (potentiellement) substituées par les coproduits (et en attribuant au système étudié un crédit environnemental correspondant à l'impact évité des fonctions substituées).
2. Lorsque l'imputation ne peut être évitée, il convient de diviser les flux entrants et sortants des processus multifonctionnels entre les différents coproduits de manière à refléter des relations physiques sous-jacentes entre eux (p. ex. masse ou énergie).
3. Lorsqu'une relation physique ne peut être établie, il convient de répartir les flux entrants et sortants de manière à refléter d'autres relations entre eux (p. ex. la valeur économique des coproduits).

A.3.5 Mise en rapport des données avec l'unité fonctionnelle

Les entrants et les sortants de tous les processus élémentaires inclus dans le système de produits sont alors normalisés par rapport à l'unité fonctionnelle et agrégés. Selon l'ISO, le niveau d'agrégation doit être suffisant pour répondre aux objectifs de l'étude, et les catégories de données (c.-à-d. substances individuelles ou groupes de ressources naturelles ou d'émissions dans l'environnement) ne devraient être agrégées seulement si elles concernent des substances équivalentes et des impacts similaires sur l'environnement.

A.4 PHASE III DE L'ACV : ÉVALUATION DES IMPACTS

La troisième phase de l'ACV, appelée l'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV), est l'interprétation des résultats de l'analyse de l'inventaire du cycle de vie du système de produits étudié afin d'en comprendre la signification environnementale.

L'analyse de l'inventaire permet la quantification des échanges entre le système de produits et l'environnement. Selon le champ d'étude, l'information obtenue sera plus ou moins importante

(c.-à-d. des centaines de flux de ressources naturelles et d'émissions dans l'environnement peuvent être quantifiés) et son utilisation pratique peut s'avérer difficile. Durant la phase d'ÉICV, certains enjeux environnementaux, appelés catégories d'impacts, sont modélisés et des indicateurs de catégories sont utilisés pour condenser et expliquer les résultats de la phase d'inventaire.

Selon l'ISO, le cadre méthodologique de l'ÉICV présente des éléments obligatoires et des éléments optionnels (Figure A-3).

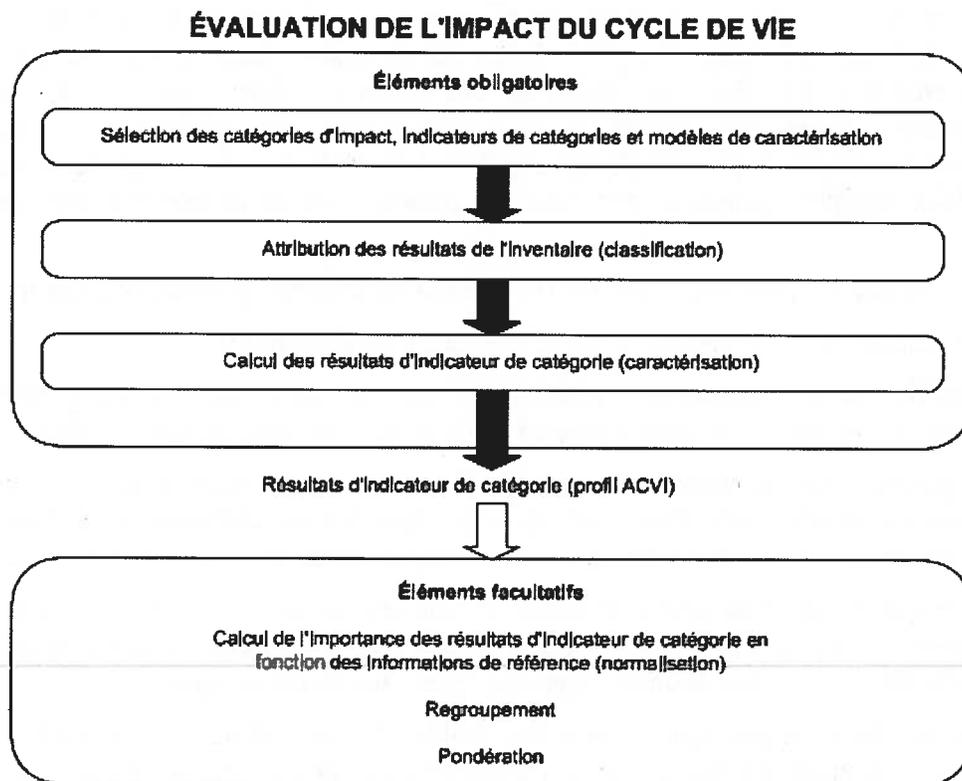


Figure A-3: Éléments de la phase d'ÉICV.
(Tiré de ISO 14 040, 2006)

A.4.1 Sélection des catégories d'impacts et des modèles de caractérisation

La première étape est la sélection de **catégories d'impacts** représentant les points environnementaux à problème considérés durant l'étude. Chaque catégorie est identifiée par un **impact final** (c.-à-d. un attribut ou aspect de l'environnement naturel, de la santé humaine ou des ressources naturelles). Un **mécanisme environnemental** (c.-à-d. chaîne de causalité) est alors établi pour relier les résultats d'inventaire aux impacts finaux et un **indicateur de catégorie** est choisi à un endroit quelconque du mécanisme pour agir comme une représentation quantifiable de la catégorie. Par exemple, la Figure A-4 illustre le mécanisme environnemental pour la catégorie d'impact « Réchauffement global ».

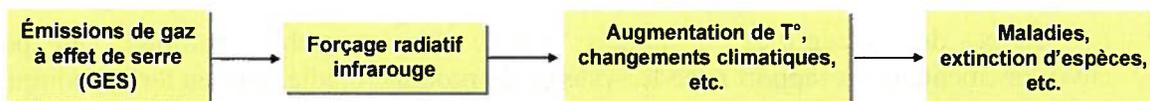


Figure A-4 : Mécanisme environnemental pour la catégorie d'impact « Réchauffement global ».

Un **modèle de caractérisation** est alors développé afin d'en tirer des **facteurs de caractérisation**, qui seront ensuite utilisés pour convertir les résultats d'inventaire pertinents en résultats d'indicateur de catégorie selon leur contribution relative à la catégorie d'impact. Par exemple, pour la catégorie « Réchauffement global », les facteurs de caractérisation représentent le potentiel de réchauffement global de chacun des gaz à effet de serre (en kg de CO₂-équivalents/kg de gaz) et peuvent être calculés à partir du modèle de l'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC). Les résultats d'inventaire convertis en une unité commune peuvent alors être agrégés en un seul **résultat d'indicateur de catégorie** pour chaque catégorie d'impact. Un exemple des termes utilisés dans le cadre de l'ÉICV pour la catégorie « Réchauffement global » est présenté au Tableau A-1.

Tableau A-1 : Exemple des termes utilisés dans le cadre de l'ÉICV

Terme	Exemple	Unité
Catégorie d'impact	Réchauffement global	--
Résultats de l'inventaire	Quantité de gaz à effet de serre (GES) par unité fonctionnelle	kg de gaz
Modèle de caractérisation	Modèle de base sur 100 ans élaboré par l' <i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i> (IPCC)	--
Indicateur de catégorie	Forçage radiatif infrarouge	W/m ²
Facteurs de caractérisation	Potentiel de réchauffement global (GWP ₁₀₀) pour chaque GES	kg d'équivalents CO ₂ / kg de gaz
Résultat d'indicateur de catégorie	Somme des résultats d'inventaire caractérisés (c.-à-d. multipliés par leur facteur de caractérisation respectif)	kg d'équivalents CO ₂ / unité fonctionnelle
Impacts finaux par catégorie	Maladies, extinction d'espèces, etc.	--
Pertinence environnementale	Le forçage radiatif infrarouge est une donnée indirecte pour des effets potentiels sur le climat, dépendant de l'absorption de chaleur atmosphérique intégrée engendrée par les émissions de la répartition dans le temps de l'absorption de chaleur.	--

(adapté de ISO 14 044, 2006)

Selon l'ISO, il convient que :

- Les catégories d'impacts, les indicateurs de catégorie et les modèles de caractérisation soient acceptés à l'échelle internationale, c'est-à-dire qu'ils soient basés sur un accord international ou approuvés par un organisme international compétent ;

- Le choix des catégories d'impacts reflète un ensemble complet de points environnementaux en rapport avec le système de produits étudié, tout en tenant compte de l'objectif et du champ de l'étude ;
- Le modèle de caractérisation pour chaque indicateur de catégorie soit scientifiquement et techniquement valable, et fondé sur un mécanisme environnemental distinct, identifiable et/ou une observation empirique reproductible ;
- Les choix de valeurs et les hypothèses faites lors du choix des catégories d'impacts, des indicateurs de catégorie et des modèles de caractérisation soient minimisés.

Les catégories d'impacts souvent considérées en ACV sont les suivantes :

- Réchauffement global
- Appauvrissement de la couche d'ozone
- Acidification
- Eutrophisation
- Smog photochimique
- Toxicité humaine
- Écotoxicité
- Utilisation des ressources abiotiques
- Utilisation des terres
- Utilisation de l'eau

Cependant, puisqu'il n'y a pas encore une seule méthode ÉICV qui est généralement acceptée, il n'existe pas une liste de catégories d'impacts unique, généralement reconnue et utilisée (Udo de Haes *et al.*, 2002). Couramment, un compromis doit être atteint entre les applications envisagées des résultats et l'applicabilité et la praticabilité du choix des catégories et des modèles associés.

Comme pour les banques de données d'inventaire, la plupart des méthodes ÉICV sont européennes et introduisent un biais lorsque le contexte canadien est considéré. Ceci est particulièrement important pour les catégories d'impacts régionales (smog photochimique, eutrophisation, acidification) et locales (toxicité humaine, écotoxicité, utilisation des terres). Ces catégories étant en effet influencées par les conditions environnementales du milieu récepteur, les modèles de caractérisation utilisés devraient normalement prendre en compte ces caractéristiques⁶. Pour ces catégories d'impacts, le CIRAIG a développé une méthode ÉICV canadienne, LUCAS (Toffoletto *et al.*, 2005), basée sur la méthode américaine TRACI (*Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts*) (Bare *et al.*, 2003). Cette méthode a l'avantage d'utiliser des modèles de caractérisation adaptés au contexte nord-américain.

Il est par ailleurs à noter que la méthode IMPACT 2002+ (Jolliet *et al.*, 2003) propose des facteurs de caractérisation de la toxicité humaine pour chaque continent. Et, comme présenté par Rochat *et al.* (2006), bien que les substances émises dans différents continents soient associées à des impacts pouvant différer jusqu'à deux ordres de grandeurs, l'impact relatif (c.-à-d. le « *ranking* ») des substances demeure le même pour la plupart. Les auteurs concluent donc que :

⁶ Les modèles de caractérisation utilisés pour les impacts ayant des répercussions à l'échelle globale (c.-à-d. le réchauffement global, l'appauvrissement de la couche d'ozone, l'utilisation des ressources abiotiques et de l'eau) sont les mêmes quel que soit le lieu d'émission ou d'extraction des ressources.

- Des facteurs de caractérisation génériques calculés à l'échelle d'un continent, tels que proposés par la plupart des méthodes ÉICV, sont normalement valables, sur une base comparative, pour d'autres continents ;
- Des facteurs de caractérisation spécifiques aux milieux récepteurs doivent être utilisés lorsque l'étude s'intéresse aux résultats absolus ou lorsque la comparaison vise des scénarios impliquant des émissions dans des milieux récepteurs très différents.

A.4.2 Classification et caractérisation des résultats d'inventaire

Une fois que les catégories d'impacts ont été sélectionnées, les flux élémentaires inventoriés sont affectés (c.-à-d. classés) à ces catégories selon leurs effets prédits. Certains peuvent être exclusivement affectés à une seule catégorie alors que d'autres peuvent être affectés à plus d'une catégorie lorsque sont considérés des mécanismes d'effets parallèles ou en série.

Les résultats d'inventaire affectés sont ensuite convertis grâce aux facteurs de caractérisation appropriés et aux unités communes des indicateurs de catégorie, et les résultats convertis pour chaque catégorie sont agrégés pour obtenir un résultat d'indicateur sous forme numérique. L'ensemble des résultats d'indicateur forme le **profil d'ÉICV**.

Concernant ce profil, deux éléments doivent être spécialement notés :

1. L'amplitude calculée des impacts considérés ne représente qu'une potentialité puisqu'elle est basée sur des modèles décrivant les mécanismes environnementaux et donc une simplification de la réalité⁷.
2. Les substances non définies (c.-à-d. celles qui n'ont pas de facteur de caractérisation dû à un manque d'information, comme les données (éco)toxicologiques par exemple) qui ne sont pas incluses dans les calculs augmentent l'incertitude des résultats.

A.4.3 Éléments optionnels

Selon l'ISO, l'objectif du calcul de l'amplitude des résultats d'indicateur de catégorie par rapport à une information de référence (c.-à-d. **normalisation**) est de mieux comprendre l'amplitude relative de chaque résultat d'indicateur du système de produits étudié. L'information de référence peut être :

1. les émissions ou utilisations de ressources totales pour une zone géographique donnée qui peut être mondiale, régionale, nationale ou locale;
2. les émissions ou utilisation de ressources totales pour une zone donnée (mondiale, régionale ou locale) par habitant ou mesure similaire;
3. un scénario de référence, tel un autre système de produits donné.

Cette étape optionnelle peut s'avérer utile pour un contrôle de cohérence par exemple. Elle présente également l'avantage de convertir tous les résultats d'indicateur de catégorie dans une même unité (p. ex. équivalent personne), un pré requis pour les éléments optionnels suivants.

⁷ La divergence entre les prédictions des modèles et la réalité est accrue pour la plupart du fait qu'ils sont basés sur le contexte européen. Ceci est particulièrement important pour les impacts régionaux et locaux tels l'acidification et l'écotoxicité.

Selon l'ISO :

1. le **groupement** consiste à affecter les catégories d'impacts en une ou plusieurs séries telles que prédéfinies dans la définition de l'objectif et du champ de l'étude, et il peut impliquer un tri sur une base nominale (p. ex. par caractéristiques telles que les émissions et ressources ou échelles spatiales mondiales, régionales et locales) et/ou un classement par rapport à une hiérarchie donnée (p. ex. priorité élevée, moyenne et basse);
2. la **pondération** est le processus de conversion des résultats d'indicateur des différentes catégories d'impacts en utilisant des facteurs numériques. Elle peut inclure l'agrégation de résultats d'indicateurs pondérés en un score unique.

Ces éléments optionnels impliquent des choix de valeurs et ainsi, différents individus, organismes et sociétés peuvent avoir des préférences différentes et peuvent, par conséquent, obtenir des résultats de groupement et de pondération différents à partir des mêmes résultats d'indicateurs caractérisés.

La méthodologie (c.-à-d. sélection des catégories d'impacts, des indicateurs de catégories, des modèles de caractérisation et des éléments optionnels) utilisée pour réaliser l'évaluation des impacts potentiels doit être clairement présentée durant la définition de l'objectif et du champ de l'étude.

A.5 PHASE I DE L'ACV : DÉFINITION DE L'OBJECTIF ET DU CHAMP DE L'ÉTUDE

Les objectifs de la quatrième phase de l'ACV, appelée interprétation, sont d'analyser les résultats, d'établir des conclusions, d'expliquer les limites et de fournir des recommandations en se basant sur les résultats des phases précédentes de l'étude et de rapporter les résultats de l'interprétation du cycle de vie de manière transparente de façon à respecter les exigences de l'application telles que décrites dans l'objectif et le champ de l'étude.

Idéalement, l'interprétation se fait de façon interactive avec les trois autres phases de l'ACV, avec les phases de définition de l'objectif et du champ de l'étude et d'interprétation du cycle de vie formant le cadre de l'étude et les phases d'analyse de l'inventaire et d'évaluation des impacts fournissant les informations relatives au système de produits.

Selon l'ISO, l'interprétation du cycle de vie comporte trois éléments :

1. l'identification des points significatifs à partir des résultats des phases d'analyse de l'inventaire et d'évaluation des impacts en liaison avec les objectifs et le champ de l'étude;
2. la vérification, qui prend en compte les contrôles de complétude, de sensibilité et de cohérence;
3. les conclusions, les recommandations et la rédaction d'un rapport.

La vérification a pour objectifs d'établir et de renforcer la confiance dans les résultats de l'étude, ainsi que leur fiabilité. Le **contrôle de complétude** a pour objectif de garantir que toutes les informations et données pertinentes nécessaires à l'interprétation sont disponibles et complètes. Le **contrôle de sensibilité** a pour objectif de vérifier la fiabilité des résultats et des conclusions en déterminant s'ils sont affectés par des incertitudes dans les données et les divers choix méthodologiques (p. ex. les critères d'inclusion, les méthodes d'imputation ou les indicateurs de catégorie). Le **contrôle de cohérence** a pour objectif de déterminer si les hypothèses, les méthodes et les données sont cohérentes avec l'objectif et le champ de l'étude et si elles ont été

appliquées de façon constante durant toute l'étude, et dans le cas d'une comparaison entre diverses alternatives, aux systèmes de produits comparés.

L'interprétation des résultats est également entravée par la nature déterministe des données d'inventaire et d'évaluation des impacts généralement disponibles, puisque celle-ci empêche l'analyse statistique et quantitative de l'incertitude des résultats associée à l'utilisation de telles données. Ceci affecte le niveau de confiance que l'on peut avoir en ces résultats déterministes; les conclusions et recommandation qui en seront tirées pourraient manquer de nuance, voire être erronées, du fait qu'il est impossible de quantifier la variabilité de ces résultats ou de déterminer s'il y a une différence significative d'impacts entre deux alternatives. La méthodologie (c.-à-d. les types de contrôles) qui sera utilisée pour conduire l'interprétation des résultats doit être clairement présentée durant la définition de l'objectif et du champ de l'étude.

A.6 RÉFÉRENCES

BARE, J., NORRIS, G.A., PENNINGTON, D.W., MCKONE, T. (2003). "TRACI – The tool for the Reduction and assessment of chemical and other environmental impacts." *Journal of Industrial Ecology*, 6(3-4), pp. 49-78.

ISO 14 040 (2006). « Management environnemental – Analyse du cycle de vie - Principes et cadre », Organisation internationale de normalisation, 24 p.

ISO 14 044 (2006). Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Interprétation du cycle de vie, Organisation internationale de normalisation, 19 p.

ISO 14 048 (2002). « Management environnemental -- Analyse du cycle de vie -- Format de documentation de données », Organisation internationale de normalisation, 45 p.

JOLLIET, O., MARGNI, M., CHARLES, R., HUMBERT, S., PAYET, J., REBITZER, G., ROSENBAUM, R. (2003). IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology, *International Journal of Life Cycle Assessment* 8(6), pp. 324-330.

ROCHAT, D., MARGNI, M., *et al.* (2006). Continent-specific intake fractions and characterization factors for toxic emissions: Does it make a difference? *International Journal of Life Cycle Assessment* 11 pp. 55-63.

TOFFOLETTO, L., GODIN, J., BULLE, C., REID, C. et DESCHÊNES, L. (2005). "LUCAS: a new LCIA method Used in a Canadian Specific-context." *International Journal of LCA*, online first, 10 p.

UDO DE HAES, H., JOLLIET, O., FINNVEDEN, G., HAUSCHILD, M., KREWITT, W., MÜLLER-WENK, R. (1999). "Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Impact Assessment – Part II" Background document for the Second Working Group on Life Cycle Impact Assessment of SETAC-Europe, *International Journal of LCA*, 4 (3), pp. 167-174.

UDO DE HAES, H., JOLLIET, O., FINNVEDEN, G., GOEDKOOP, M., HAUSCHILD, M., HERTWICH, E., HOFSTETTER, P., KLÖPFFER, W., KREWITT, W., LINDEIJER, E., MUELLER-WENK, R., OLSON, S., PENNINGTON, D., POTTING, J. et STEEN, B. (2002). "Life Cycle Impact Assessment: Striving Towards Best Practice" Published by the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola, FL, USA. 272 p.

Annexe B

Revue de la littérature

**ANNEXE B :
REVUE BIBLIOGRAPHIQUE**

TABLE DES MATIÈRES

B.1	ÉTUDE SUÈDOISE (1995, 2001)	2
B.1.1	OBJECTIFS ET CHAMP DE L'ÉTUDE	2
B.1.2	CONCLUSIONS DE L'ÉTUDE	3
B.2	ÉTUDE CANADIENNE (1999, 2006)	3
B.2.1	OBJECTIFS ET CHAMP DE L'ÉTUDE	3
B.2.2	CONCLUSIONS DE L'ÉTUDE	5
B.3	AUTRES ÉTUDES	6
B.3.1	ÉTUDE AMÉRICAINE (1998)	6
B.3.2	ÉTUDE EUROPÉENNE (1999).....	6
B.4	RÉFÉRENCES	7

B.1 ÉTUDE SUÉDOISE (1995, 2001)

Une première étude publiée portant sur l'ACV des routes a été réalisée en 1995 par l'Institut de recherche environnementale de Suède (IVL), en collaboration avec la Swedish National Road Administration. Cette étude, qui a été révisée en 2001, constitue une analyse de l'inventaire du cycle de vie (AICV) des routes en béton de ciment et en enrobé bitumineux (Stripple, 2001).

Dans son rapport, l'auteur note que l'analyse des routes est différente de celle de tout autre produit, puisque chaque cas est unique et comporte des variantes importantes dues aux conditions géotechniques, à la localisation géographique, aux conditions météorologiques, à l'intensité de la circulation automobile, etc. Il note aussi qu'étant donné ces conditions variables, il est difficile de développer et d'employer un modèle statique s'appliquant au cycle de vie des routes en général. L'étude a donc été faite en morcelant les diverses étapes du cycle de vie (construction, entretien, etc.) en procédés unitaires pouvant être modifiés en fonction des différentes conditions rencontrées.

B.1.1 Objectifs et champ de l'étude

L'objectif principal de l'étude était de déterminer la consommation énergétique reliée au cycle de vie d'une route. Pour cette raison, tous les processus, même ceux étant communs aux deux types de chaussées analysés, ont été considérés dans l'analyse de l'inventaire.

Ainsi, cette analyse comprenait le cycle de vie complet des routes en béton de ciment et en enrobé bitumineux, incluant l'extraction des matières premières, la production des matériaux et composantes, le processus de construction lui-même, l'entretien et la réparation des routes et l'élimination ou la réutilisation (valorisation) des matériaux et composantes de la route en fin de vie. Étaient aussi inclus dans les limites de l'étude, le cycle de vie des systèmes d'éclairage et de signalisation, l'entretien des bordures de routes (fossés, coupe des herbes, etc.), l'épandage de sel, etc. La circulation automobile a toutefois été exclue de l'étude.

L'unité fonctionnelle employée était :

« Permettre le déplacement de véhicules routiers sur un segment de route de 1 km de long et de 13 m de large, évalué sur une période de quarante ans ».

L'équipe de Stripple a développé un « modèle » dynamique considérant tous les aspects déjà mentionnés liés à la construction de routes. Réalisé avec le logiciel Excel (Microsoft®), ce modèle permet de calculer l'utilisation d'énergie et de ressources ainsi que les quantités d'émissions impliquées sur le cycle de vie d'une route avec des paramètres donnés. Rappelons que l'analyse de Stripple se limite à l'inventaire et n'inclut pas l'évaluation des impacts.

Notons de plus que cette étude comptabilise l'énergie inhérente liée au bitume (en tant que combustible non brûlé) contenue dans la chaussée pavée en enrobé bitumineux. Le choix de considérer ou non l'énergie inhérente au bitume est souvent discuté en ACV. Un rapport publié par les groupes Eurobitume et EAPA (European Asphalt Pavement Association) donne d'ailleurs plusieurs raisons pourquoi selon elles cette énergie ne devrait pas être prise en compte (Beuving et al., 2004) :

- Le bitume inclus dans l'enrobé n'est pas brûlé à la fin de son cycle de vie et ne mène donc à aucune émission de CO₂ ;
- Le bitume peut être réutilisé avec de bons niveaux de performance (étendu une première fois comme enrobé neuf, puis recyclé à quelques reprises) ;
- Dans plusieurs pays, les mélanges chauds (en anglais : hot mix) contiennent d'ailleurs de 30 à 50 % de granulats d'enrobé bitumineux recyclés.

Toutefois, il pourrait être soulevé que le bitume étant une ressource non-renouvelable, l'énergie qui lui est inhérente devrait être considérée.

B.1.2 Conclusions de l'étude

Les données compilées ont permis d'établir la consommation énergétique reliée à chaque type de chaussée, de même que l'utilisation de matières premières et les émissions gazeuses produites (principalement le CO₂, le SO₂ et les NOx).

Puisque tous les éléments ont été considérés (plutôt que d'éliminer les procédés communs aux deux types de pavages étudiés), Stripple a pu estimer une quantité d'énergie totale associée à la construction, l'exploitation et l'entretien de 1 km de route pendant quarante ans. Les valeurs sont de 23 TJ pour l'enrobé bitumineux (la différence étant minime entre l'enrobé bitumineux froid et chaud) et de 27 TJ pour le béton de ciment. Il ressort aussi de l'étude que l'exploitation des routes compte pour une grande part dans la consommation énergétique totale. Principalement, l'énergie nécessaire à l'éclairage des routes et aux feux de circulation représenterait approximativement 12 TJ.

Dans le cadre de cette étude suédoise, il semble que les émissions de NOx, SO₂ et CO₂ soient principalement liées à la construction de la route, plus particulièrement pour le CO₂. L'entretien compte aussi pour une part importante des émissions, notamment pour les NOx. L'exploitation des routes ne compte que pour une faible part des émissions, dû au fait que l'électricité suédoise est majoritairement d'origine hydroélectrique et nucléaire.

B.2 ÉTUDE CANADIENNE (1999, 2006)

Une étude canadienne a été réalisée en 1999 par Athena Sustainable Materials Institute pour le compte de l'Association canadienne du ciment Portland (maintenant l'Association canadienne du ciment – ACC) (Trusty, 1999) et a été mise à jour en 2006 (Athena Sustainable Materials Institute, 2006).

Cette étude avait pour objectif de comparer les impacts environnementaux de la construction et de l'entretien des chaussées en béton de ciment et en enrobé bitumineux, mais en se limitant à l'énergie primaire utilisée et aux gaz à effet de serre (GES) émis.

B.2.1 Objectifs et champ de l'étude

Le champ de l'étude était restreint à l'analyse de l'inventaire du cycle de vie (AICV) en lien avec la consommation d'énergie primaire et la production de GES (mesurées en termes d'équivalent CO₂ afin de montrer le potentiel de réchauffement planétaire). Les GES pris en compte sont le CO₂, les NOx et le CH₄ et les facteurs de conversion sont ceux issus du troisième rapport du GIEC (2001).

L'unité fonctionnelle choisie était :

« Permettre le déplacement de véhicules routiers sur 1 km d'une voie routière de 3,75 m de large sur une période de quarante ans (cinquante ans dans la version de 2006) ».

L'étude couvrait douze designs de routes, soit trois types de routes, avec deux variantes chacune pour les deux types de chaussées comparés.

Dans cette étude, les limites physiques du système sont situées entre le sol de fondation (couche inférieure) et la surface de roulement de la route. L'étude prend donc en considération l'utilisation de matériaux et les opérations reliées à la construction de la couche granulaire de fondation, de la couche de base et de la surface finie. Elle exclut la construction et la restauration de l'emprise routière, le marquage de la chaussée et la construction de barrières.

Sont aussi exclues toutes les activités communes aux deux types de chaussées, telles que le transport du béton et de l'enrobé du lieu de production au chantier routier (jugé équivalent pour les deux types de chaussée) et l'opération de la machinerie lors de la construction initiale et de l'entretien de la chaussée (jugée négligeable ou équivalente). Également exclus sont le déboisement initial et les aspects opérationnels de la chaussée, soit la consommation d'énergie associée au trafic routier et à l'éclairage de la chaussée, ainsi que la consommation de sels fondants.

Pour que l'étude soit applicable à l'ensemble du Canada, deux cas de base ont été étudiés pour chaque type de chaussée en béton de ciment et en enrobé bitumineux (douze cas en tout), les cas différant principalement en termes de quantité de matériaux requise.

Une période de quarante ans est considérée, afin d'inclure les activités allant de la construction initiale aux réparations majeures pour les deux types de chaussées. L'énergie primaire comptabilisée inclut toute l'énergie fossile utilisée dans la production et le transport des matériaux considérés, mais aussi l'énergie inhérente de ces derniers, celle-ci étant non nulle dans le cas du bitume. L'énergie de précombustion des combustibles et de l'électricité utilisés est également incluse. L'étude n'inclut pas les considérations opératoires qui peuvent différer d'un type de route à l'autre, tel que la consommation de carburant des camions et voitures et l'énergie requise pour l'éclairage des zones urbaines.

Dans le cas de la chaussée en enrobé bitumineux pour les routes canadiennes, deux pourcentages de chaussée recyclée sont considérés, soit 0 % et 20 % de la couche de base de la surface de roulement. Pour les douze cas considérés, des ajustements ont aussi été faits afin de tenir compte des spécificités régionales quant à la production d'électricité, aux processus de production (par ex. pour le ciment) et à la composition du béton de ciment et de l'enrobé bitumineux. À partir de cette définition des limites du système, l'étude se concentre sur les aspects affectant les résultats comparatifs ou relatifs des deux types de chaussées à l'étude, et ce, plutôt que d'estimer les effets environnementaux absolus de chaque type de chaussée.

Les données utilisées pour les deux études proviennent de divers rapports publiés par Athena Sustainable Materials Institute, de la base de données de Franklin Associates Ltd et d'autres sources tirées de la littérature.

L'étude a été reprise en 2006 et le champ de l'étude a été modifié : les cas types ont été modifiés et la période considérée est de cinquante ans au lieu de quarante. L'étude a donc comme objectif de comparer la consommation d'énergie primaire et les émissions de GES liés à la construction initiale et à l'entretien sur une période de cinquante ans d'un tronçon de un kilomètre de chaussée, en béton de ciment et en enrobé bitumineux, pour six différents types de chaussée. Les types considérés sont : deux types de route (artère importante et autoroute à deux voies) représentatifs du contexte canadien, chacun tenant compte de deux options pour la fondation de la chaussée (en fonction de l'importance du trafic routier), deux autoroutes urbaines spécifiques au contexte québécois (deux voies dans un sens) et ontarien (trois voies dans un sens).

Dans le cas des chaussées en béton de ciment, aucune opération d'entretien n'est considérée pour l'artère importante canadienne durant la période de cinquante ans, tandis que les autoroutes canadienne et ontarienne sont recouvertes d'une couche d'enrobé bitumineux de différentes épaisseurs et à différents intervalles. Dans le cas de l'autoroute québécoise, la surface de roulement est complètement reconstruite après 49 ans. Dans le cas des chaussées en enrobé bitumineux, l'entretien consiste au planage et au resurfaçage de la surface de roulement sur différentes épaisseurs et à différents intervalles. Dans tous les cas, la quantité de matériaux utilisés lors de la dernière intervention est ajustée au prorata des années avant la fin de la période de cinquante ans sur la durée de vie de l'intervention.

B.2.2 Conclusions de l'étude

Pour les structures de chaussées étudiées, l'étude de Trusty (1999) conclut que la consommation énergétique est « clairement » supérieure pour les chaussées en enrobé bitumineux par rapport aux chaussées en béton de ciment (de l'ordre de 200 à 300 % de plus). Cependant, cette conclusion est faite en considérant l'énergie inhérente au bitume. Si on exclut cette quantité d'énergie liée au matériau et qui ne sera probablement jamais libérée, la différence est moins importante. En effet, l'augmentation de la consommation énergétique pour les chaussées en enrobé bitumineux par rapport aux chaussées en béton de ciment varie alors entre 2,6 % et 30,2 % selon le type de route considéré.

En ce qui a trait au potentiel de réchauffement planétaire, ce sont les chaussées en enrobé bitumineux qui ont le meilleur profil, présentant une diminution des émissions de GES potentiels de l'ordre de 41 % à 82 % (en tonnes de CO₂ équivalent) par rapport aux chaussées de béton de ciment

Une analyse de sensibilité a été faite sur la distance de transport des matériaux granulaires de la fondation vers le chantier routier. Étant considérée identique pour les deux types de chaussée, une augmentation de celle-ci ne fait que rendre plus apparente la plus importante quantité de matériaux utilisée dans le cas des chaussées en enrobé bitumineux, même si ce transport ne représente qu'une faible portion de l'énergie primaire et des émissions de GES totales.

Les résultats de l'étude de 2006 permettent de tirer les mêmes conclusions : la consommation énergétique de la chaussée en enrobé bitumineux est supérieure à celle de la chaussée en béton de ciment (de l'ordre de 130 % à 425 % d'augmentation). Les résultats sont présentés à la Figure B-1.

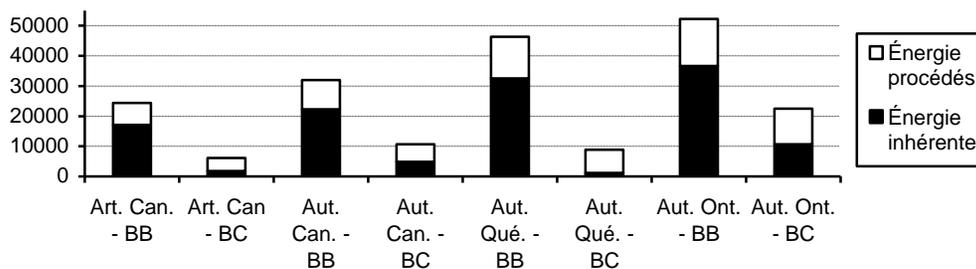


Figure B-1 : Résultats de l'étude canadienne par Athena Sustainable Materials Institute pour le compte de l'Association canadienne du ciment.

(Trusty, 1999)

Pour l'étude de 2006, une seconde analyse de sensibilité a été faite dans le cas de l'autoroute canadienne, sur le remplacement de l'enrobé bitumineux par du béton de ciment pour la surface de roulement, ainsi que sur le recouvrement de toute la surface de roulement avec de l'enrobé bitumineux par un meilleur entretien de celle-ci (jusqu'à inclure une reconstruction complète sur 10 % de la surface). Ceci amène une réduction de la quantité d'énergie primaire utilisée par le système (près de 50 % de réduction) par rapport au cas de base, mais une augmentation des émissions de GES (environ 15 %).

B.3 AUTRES ÉTUDES

D'autres études moins complètes ont été répertoriées. Deux sont résumées ici.

B.3.1 Étude américaine (1998)

Un rapport du *Transportation Research Board* du Conseil national de recherche américain publié en 1998 présentait une comparaison environnementale des chaussées en béton de ciment armé et en enrobé bitumineux basé sur l'ACV (Horvath et Hendrickson, 1998). Il s'agit d'une analyse de l'inventaire du cycle de vie extrêmement simplifiée, réalisée uniquement à partir de données génériques publiquement disponibles (*economic input-output-based LCA* ou EIO-LCA). Ce modèle utilise une matrice d'entrants et sortants économiques permettant de remonter la chaîne de production des principaux produits faisant partie de l'économie américaine.

Dans cette étude, seul le revêtement lui-même a été pris en compte, tout le reste ayant été considéré identique pour les deux types de chaussées (ceci comprend entre autres la fondation et la sous-fondation, les transports associés à l'étape de production des matériaux et à l'étape de construction des deux types de chaussées et l'énergie consommée lors de la construction des deux types de chaussées). Ainsi, pour recouvrir une section de route de 1 km de long et de 7,2 m de large, les auteurs ont estimé qu'il fallait 5 018 tonnes d'enrobé bitumineux ou 3 680 tonnes de béton de ciment avec tiges d'acier. C'est uniquement à partir de cette information que l'inventaire des matières premières a été élaboré.

À l'issue de leur étude, les auteurs notent qu'en tenant compte des incertitudes liées aux données employées, la quantité de matières premières requises pour la construction des deux types de chaussées est sensiblement la même.

B.3.2 Étude européenne (1999)

Un rapport d'Eurobitume datant de 1999 présente un inventaire du cycle de vie « partiel » du bitume (Blomberg et al., 1999). À l'issue de cette étude, un « éco-profil » de l'enrobé bitumineux typique est présenté : énergie totale nécessaire, principales émissions atmosphériques, rejets liquides et solides, ainsi que la quantité de matières premières requises. Cette étude est citée ici à titre informatif seulement, puisqu'elle comprend des données d'inventaire permettant la validation liée à la production de bitume.

B.4 RÉFÉRENCES

- ATHENA SUSTAINABLE MATERIALS INSTITUTE (2006). A LIFE CYCLE PERSPECTIVE ON CONCRETE AND ASPHALT ROADWAYS: EMBODIED PRIMARY ENERGY AND GLOBAL WARMING POTENTIAL, Athena Sustainable Materials Institute, 92 p.
- BEUVING, E., DE JONGHE, T., GOOS, D., LINDAHL, T. et STAWIARSKI, A. (2004). Environmental Impacts and Fuel Efficiency of Road Pavements, EAPA/Eurobitume, 22 p. [en ligne]. Disponible: www.eurobitume.org/Html/Fuel/Fuel%20Efficiency-Industry%20Report.pdf
- BLOMBERG, T., BOUSSAD, N., CORONADO, J., DE JONGHE, T., EKSTRÖM, L.G., HERMENT, R., HOLTEN, G., LECOULS, H., MULLER, A., THOMAS, M. et WATKINS, S. (1999). Partial Life-Cycle Inventory or "Eco-Profile" for Paving Grade Bitumen. Bruxelles, Belgique, Eurobitume, Eurobitume Report 99/007, 15 p.
- GIÉC (2001). Bilan 2001 des changements climatiques : Rapport de synthèse, 205 p.
- HORVATH, A. et HENDRICKSON, C. (1998). Comparison of Environmental Implications of Asphalt and Steel-Reinforced Concrete Pavements. Washington, D.C., Transportation Research Board, National Research Council, 1626, 105-113 p.
- STRIPPLE, H. (2001). Life Cycle Assessment of Road. A Pilot Study for Inventory Analysis, Second revised Edition. Gothenburg, Sweden, IVL Swedish Environmental Research Institute, 182 p.
- TRUSTY, W.B. (1999). Life Cycle Embodied Energy and Global Warming Emissions for Concrete and Asphalt Roadways, The Athena Sustainable Materials Institute, 104 p.

Annexe C

Représentation schématique des systèmes étudiés

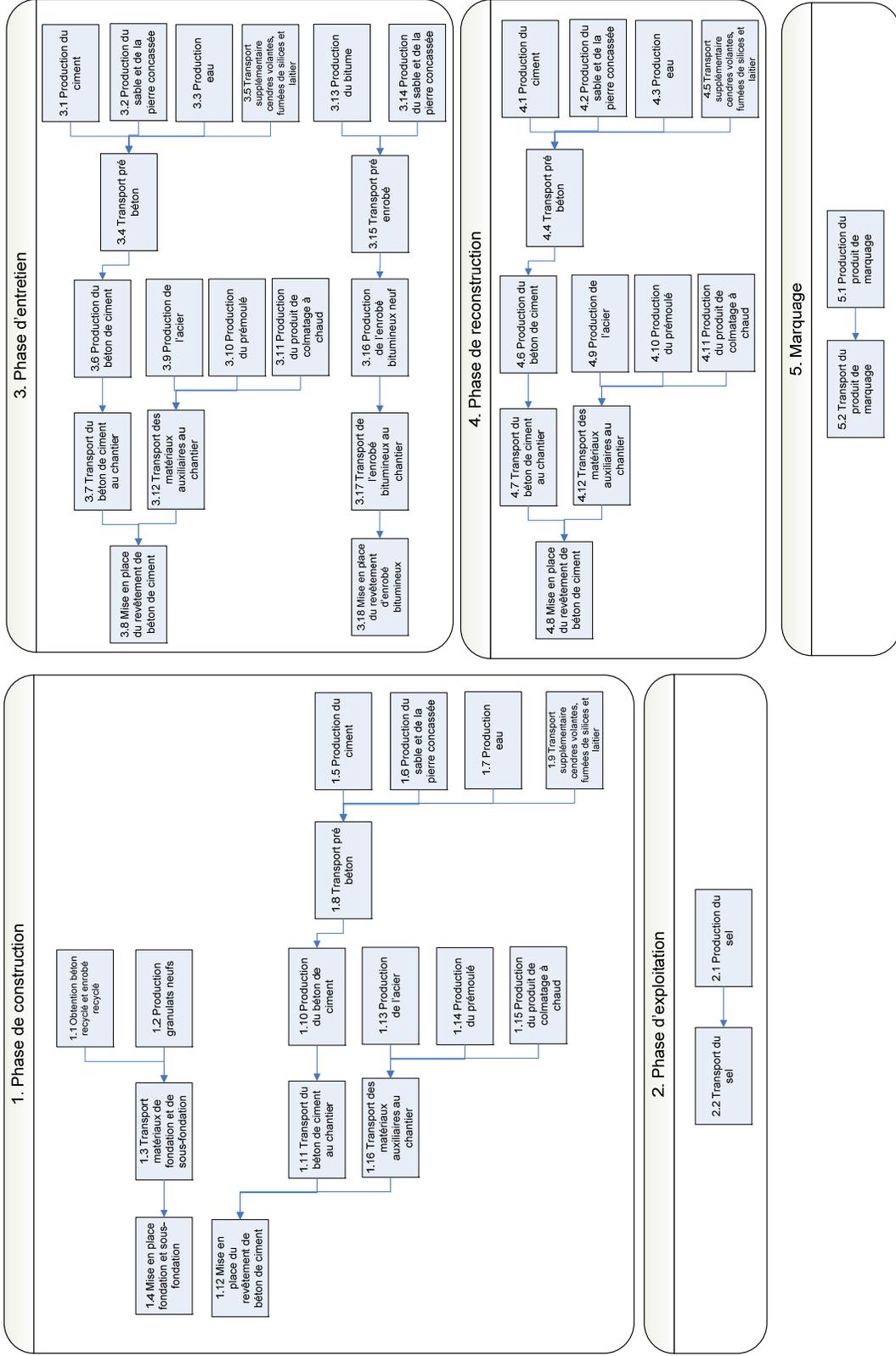


Figure C-1 : Système de produit pour le cycle de vie des chaussées en béton de ciment (système BC)

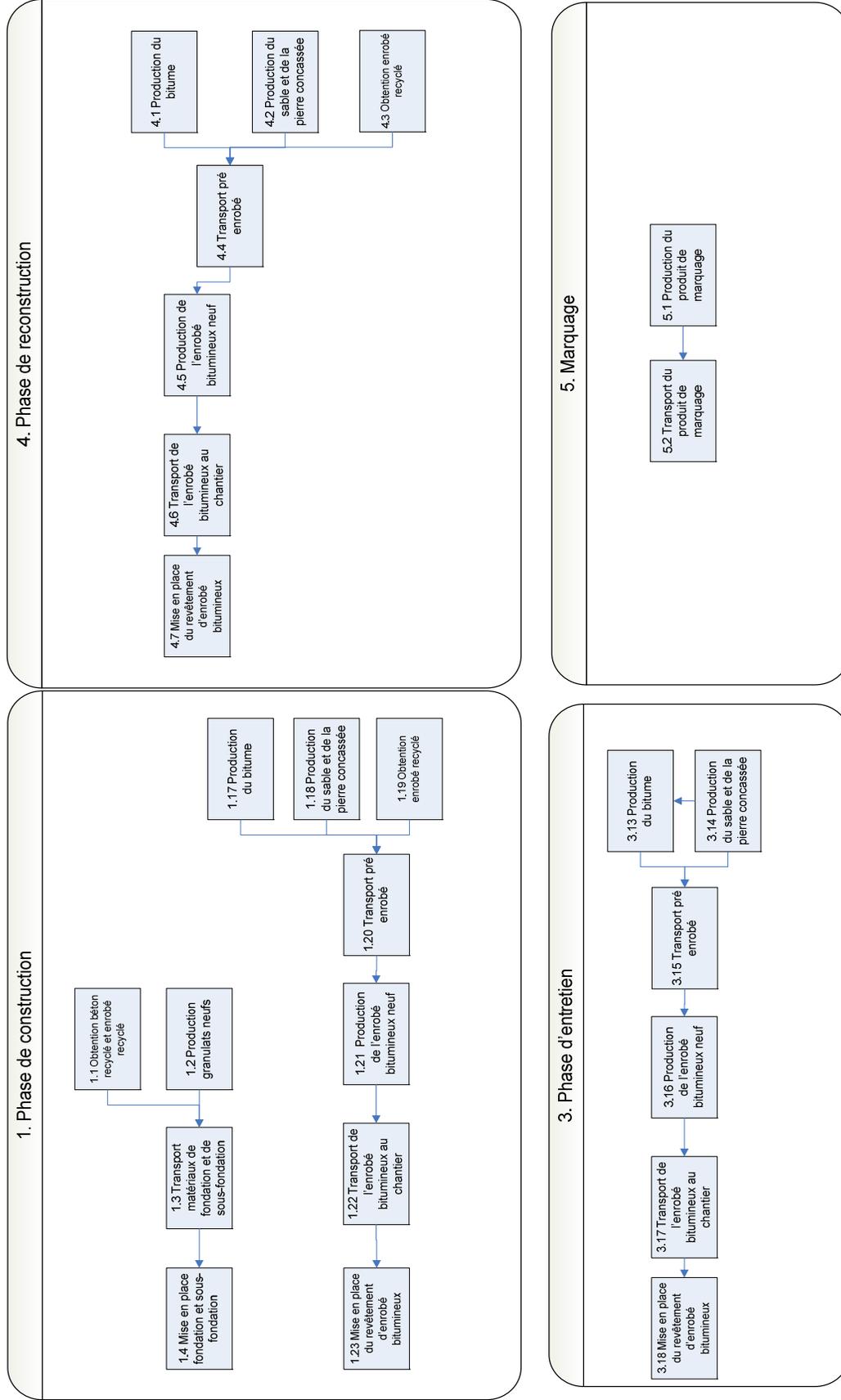


Figure C-2 : Système de produit pour le cycle de vie des chaussées en enrobé bitumineux(système BB)

Annexe D

Méthode d'évaluation des impacts du cycle de vie

IMPACT 2002+

The LCIA methodology IMPACT 2002+ (Joliet et al. 2003) proposes a combined midpoint/damage-oriented approach. Figure A shows the overall scheme of the IMPACT 2002+ framework, linking all types of LCI results via 14 midpoint categories (human toxicity, respiratory effects, ionizing radiation, ozone layer depletion, photochemical oxidation, aquatic ecotoxicity, terrestrial ecotoxicity, terrestrial acidification/nutrition, aquatic acidification, aquatic eutrophication, land occupation, global warming, non-renewable energy, mineral extraction) to four damage categories (human health, ecosystem quality, climate change, resources). An arrow symbolizes that a relevant impact pathway is known and quantitatively modelled based on natural science. Impact pathways between midpoint and damage levels that are assumed to exist, but that are not modeled quantitatively due to missing knowledge are represented by dotted arrows.

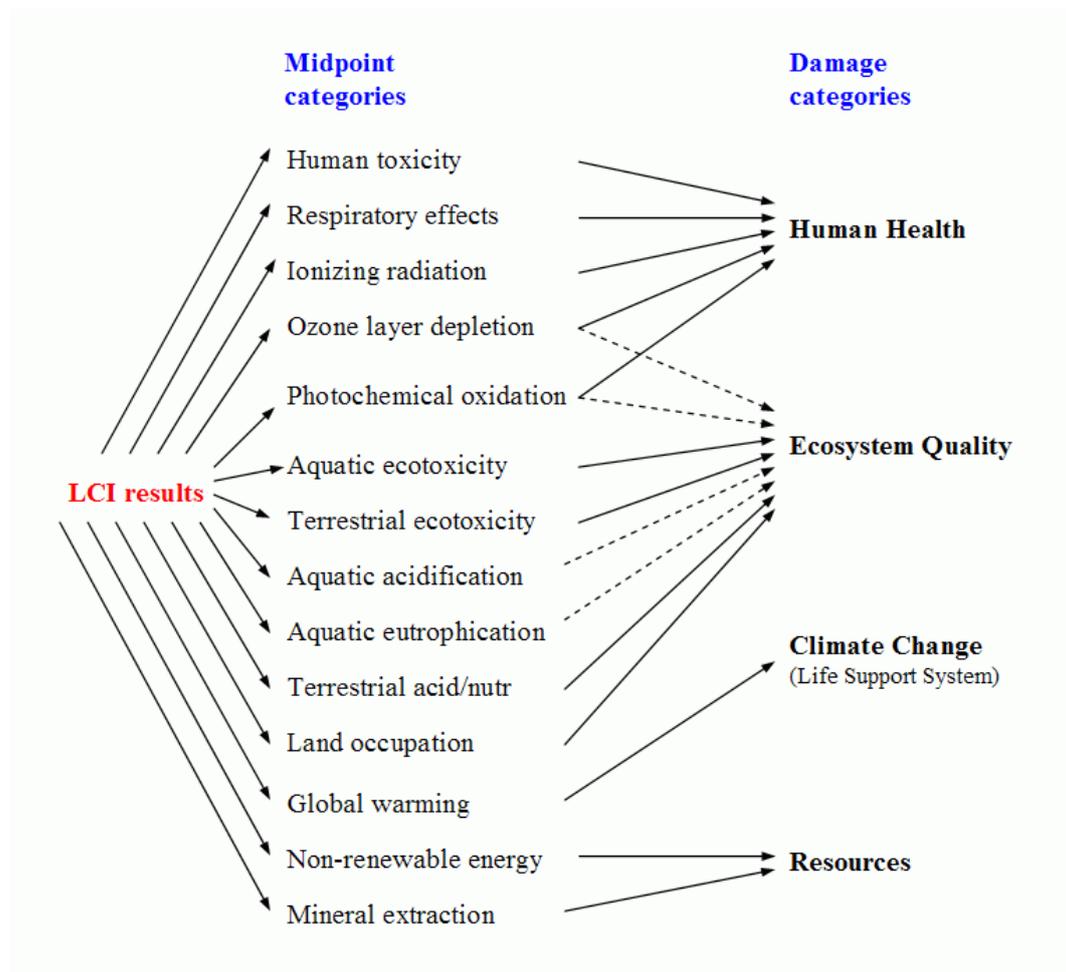


Figure A: Overall scheme of IMPACT 2002+, linking the life cycle inventory results (LCI) and the damage categories, via the midpoint categories.

New concepts and methods for the comparative assessment of human toxicity and ecotoxicity were developed for the IMPACT 2002+ methodology. For other categories, methods have been transferred or adapted mainly from the Eco-indicator 99 (Goedkoop et al. 2000) and the CML 2002 (Guinée et al. 2002) methods, from the

IPCC list (IPCC 2001), the USEPA ODP list (EPA) and ecoinvent database (ecoinvent Centre, 2005).

By the following we shortly describe the main assessment characteristics for midpoint and damage categories, as well as related normalization factors.

Midpoint categories are:

1. Human Toxicity measures the impact on human life related to carcinogen and non-carcinogens toxic effects caused by pollutants emitted into the environment and eventually reaching the humans through air inhalation, drinking water and food ingestion. Carcinogen and non-carcinogens are separated in two indicators in the analysis realised in the present study.
2. Respiratory Inorganics are air pollutants such as fine particles that affect human lungs. These pollutants are massively released by heavy industries and road traffic.
3. Ionizing Radiation measures the impact on human life caused by substances emitting ionizing radiations. These substances are mainly released by the nuclear energy sector.
4. Ozone Layer Depletion measures the potential in reducing the stratospheric ozone layer and thus the increase in UV light reaching the earth. It can therefore generate impact on human life such as skin cancer and cataract, and damage terrestrial life and aquatic ecosystems. The pollutants destroying the ozone layer, such as CFCs are emitted by some specific industrial processes, in need, for example, for strong cooling systems.
5. Photochemical Oxidation measures the effects on human health (and eventually on crop growth) associated with tropospheric ozone formation (also called summer smog formation). Pollutants responsible for tropospheric ozone such as NO_x and Volatiles Organic Carbons (VOCs) are mainly emitted by road traffic and industrial activities.
6. Aquatic Ecotoxicity measures the effects on fresh water ecosystems in term of loss in biodiversity caused by toxic emissions emitted into the environment.
7. Terrestrial Ecotoxicity measures the effects on terrestrial ecosystems in term of loss in biodiversity caused by toxic emissions emitted into the environment.
8. Aquatic Acidification literally refers to processes increasing the acidity in aquatic systems that may lead to declines in fish populations and disappearances of species. These substances such as airborne nitrogen (NO_x and NH₃) and sulfur oxides (SO_x) are mainly emitted by heavy oil and coal combustion for electricity production, and by road traffic.
9. Aquatic Eutrophication measures the potential of nutrient enrichment of the aquatic environment, which generates a growth of biomass that pushes this ecosystem population out of balance: decrease of oxygen leads to further fish kills and disappearance of bottom fauna. These nutrients are mainly associated with phosphorus and nitrogen compounds in detergents and fertilizers.
10. Terrestrial Acidification and Nutrification measure the potential change in nutrient level and acidity in the soil leading to a change of the natural condition for plant growth and competition. A reduction of species are observed with an excess of nutrients and a decrease in forest health by soil acidification (effect on biodiversity). Acidifying and nutrifying substances

such as NO_x, SO_x and NH₃ are massively released by heavy industries and road traffic.

11. Land Occupation measures the reduction of biodiversity caused by the use of land. Agriculture (farming) is the main contributor to this category.
12. Global Warming covers a range of potential impacts resulting from a change in the global climate. It is the measured heat-trapping effect of a greenhouse gas (GHG) released in the atmosphere. CO₂ emitted by fossil fuel combustion is the main GHG.
13. Primary Non-Renewable Energy measures the amount of energy extracted from the earth contained in the fossil energy carrier (coal, oil and natural gas) or uranium ore. These resources are subject to depletion. Electricity, heat and fuel production and consumption are the main consumer of fossil fuels and uranium ore.
14. Mineral Extraction measures the surplus of energy associated with the additional effort required to extract minerals from lower concentration ore mines.

The indicators of each midpoint impact category have units expressed in kg of substance equivalent that are linked to the following 4 damage indicators (Table A2 and A3):

- human health (DALY). Human toxicity (carcinogenic and non-carcinogenic effects), respiratory effects (inorganics and organics), ionizing radiation, and ozone layer depletion all contribute to human health damages.
- ecosystems quality (PDF·m²·yr), measure how far the anthropogenic processes affect the natural development of the occurrence of species within their habitats. Their impact can directly be determined as a Potentially Disappeared Fraction over a certain area and during a certain time per kg of emitted substance, expressed in [PDF. m². year/kg emitted]. It includes the contribution of terrestrial acidification/nitrification, land occupation and terrestrial + aquatic ecotoxicity.
- resources depletion (MJ primary non-renewable energy) and. The two midpoint categories contributing to this endpoint are mineral extraction and non-renewable energy consumption. Damages due to mineral resource extraction are specified according to Eco-indicator 99, with the concept of surplus energy (in [MJ]). This is based on the assumption that a certain extraction leads to an additional energy requirement for further mining of this resource in the future, caused by lower resource concentrations or other unfavorable characteristics of the remaining reserves (Goedkoop et al. 2000).
- climate change (kg CO₂ equivalent into air). From the authors' point of view, the modeling up to the damage of the impact of climate change on ecosystem quality and human health is not accurate enough to derive reliable damage characterization factors. The interpretation, therefore, directly takes place at midpoint level, which can be interpreted as damage on life support systems that deserve protection for their own sake. The global warming is considered as a stand-alone endpoint category with units of [kg-eq CO₂], which is normalized in the next step. The assumed time horizon is also 500 years to account for both short-term and long-term effects as there is little evidence that global warming effects will decrease in the future

Table A2: Number of substances covered, source and units of IMPACT 2002+ (v2.1).

LCI coverage	Midpoint category	Reference	Midpoint reference substance	Damage unit	Damage unit	Normalized damage unit
769	Human toxicity (carcinogens + non-carcinogens)	IMPACT 2002	kg chloroethylene _{-eq}	Human Health	DALY	point
12	Respiratory (inorganics)	Ecoindicator 99	kg chloroethylene _{-eq}			
25	Ionizing radiations	Ecoindicator 99	kg PM2.5 _{-eq}			
95	Ozone layer depletion	USEPA and Ecoindicator 99	Bq Carbon-14 _{-eq}			
130	Photochemical oxidation	Ecoindicator 99	kg CFC-11 _{-eq}	Ecosystem Quality	PDF·m ² ·yr	point
393	Aquatic ecotoxicity	IMPACT 2002	kg ethylene _{-eq}			
393	Terrestrial ecotoxicity	IMPACT 2002	kg triethylene glycol _{-eq} into water			
5	Terrestrial acidification/nutrication	Ecoindicator 99	kg triethylene glycol _{-eq} into soil			
15	Land occupation	Ecoindicator 99	m ² organic arable land			point
10	Aquatic acidification	CML 2002	kg SO _{2-eq}	<i>n/a</i>	<i>n/a</i>	<i>n/a</i>
10	Aquatic eutrophication	CML 2002	kg SO _{2-eq}	<i>n/a</i>	<i>n/a</i>	<i>n/a</i>
77	Global warming	IPCC 2001 (500 yr)	kg CO _{2-eq}	Climate Change (life supporting functions)	kg CO _{2-eq} into air	
9	Non-renewable energy	Ecoinvent	MJ/kg crude oil _{-eq}	Resource depletion	MJ primary non-renewable energy	
20	Mineral extraction	Ecoindicator 99	MJ/kg iron _{-eq}			

Table A3: Units of midpoint impact categories and conversion factors between the midpoint categories and the damage categories of IMPACT 2002+ (v2.1).

Midpoint category	Damage factor	Unit
Carcinogens	2.80E-6	DALY/kg chloroethylene _{-eq}
Non-carcinogens	2.80E-6	DALY/kg chloroethylene _{-eq}
Respiratory (inorganics)	7.00E-4	DALY/kg PM2.5 _{-eq}
Ionizing radiations	2.10E-10	DALY/Bq Carbon-14 _{-eq}
Ozone layer depletion	1.05E-3	DALY/kg CFC-11 _{-eq}
Photochemical oxidation	2.13E-6	DALY/kg ethylene _{-eq}
Aquatic ecotoxicity	5.02E-5	PDF·m ² ·yr/kg triethylene glycol _{-eq} into water
Terrestrial ecotoxicity	7.91E-3	PDF·m ² ·yr/kg triethylene glycol _{-eq} into soil
Terrestrial acidification/nutrication	1.04	PDF·m ² ·yr/kg SO _{2-eq}
Aquatic acidification	1	kg SO _{2-eq} /kg SO _{2-eq}
Aquatic eutrophication	1	kg PO _{4⁻⁻⁻-eq} /kg PO _{4⁻⁻⁻-eq}
Land occupation	1.09	PDF·m ² ·yr/m ² organic arable land
Global warming	1	kg CO _{2-eq} /kg CO _{2-eq}
Non-renewable energy	45.8	MJ/kg crude oil _{-eq}
Mineral extraction	5.10E-2	MJ/kg iron _{-eq}

The normalization is performed by dividing the impact scores by the respective normalization factors (cf. Table A4). A normalization factor represents the total impact of the specific category divided by the total European population. The total impact of the specific category is the sum of the products between all European emissions and the respective damage factors.

The normalized characterization factor is therefore determined by the ratio of the impact per unit of emission divided by the total impact of all substances of the specific category, per person per year. The unit of all normalized characterization factors is therefore $[\text{point}/\text{unit}_{\text{emission}}] = [\text{pers}\cdot\text{yr}/\text{unit}_{\text{emission}}]$, i.e. it is the impact caused by a unitarian emission, which is equivalent to the impact generated by the given number of persons during 1 year. Additional details are provided by Humbert et al. (2005).

Table A4: Normalization factors relative to the four damage categories for Western Europe

Damage categories	Normalization factors	Units
Human Health	0.0071 ⁴⁸	DALY/po int
Ecosystem Quality	13'700	PDF.m . yr/point
Climate Change	9'950	kg CO ₂ into air/point
Resources	152'000	MJ/point

Bibliography

ecoinvent Centre (2005). ecoinvent data v1.2, Final reports ecoinvent 2000 No. 1-16. ISBN 3-905594-38-2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.

Goedkoop M., Effting S., et al. (2000). The Eco-indicator 99: A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Amersfoort, The Netherland, PRÉ Consultants B.V.: 22.

Guinée J.B., Gorée M., Heijungs R., Huppes G., Kleijn R., Koning A. d., Oers L. v., Wegener Sleswijk A., Suh S., Udo de Haes H.A., Bruijn H. d., Duin R. v., Huijbregts M.A.J. (2002), Handbook on Life Cycle Assessment – Operational Guide to the ISO Standards. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, 2002.

Humbert, S., M. Margni and O. Jolliet (2005). IMPACT 2002+ User Guide: Draft for versiono 2.1. Lausanne, Switzerland, EPFL: 33.

Jolliet O, Margni M, Charles R, Humbert S, Payet J, Rebitzer G and Rosenbaum R. (2003). "IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology." Int Journal of LCA, 8 (6) p. 324-330

**ANNEX D:
LUCAS LIFE CYCLE IMPACT ASSESSMENT (LCIA) METHOD
TABLE OF CONTENTS**

D.1	TYPE OF APPROACH	2
D.2	SPATIAL DIFFERENTIATION OF REGIONAL AND LOCAL IMPACTS	3
D.3	DESCRIPTION OF THE IMPACT CATEGORIES	3
D.1.1	GLOBAL WARMING (RG ₁₀₀).....	4
D.1.2	OZONE LAYER DEPLETION (OLD)	4
D.1.3	ACIDIFICATION (AC).....	4
D.1.4	AQUATIC EUTROPHICATION (EUA).....	4
D.1.5	TERRESTRIAL EUTROPHICATION (EUT).....	5
D.1.6	PHOTOCHEMICAL SMOG (PS)	5
D.1.7	HUMAN TOXICITY – CARCINOGENIC (ToxC) AND NON-CARCINOGENIC (ToxNC)	5
D.1.8	ECOTOXICITY (EC)	6
D.1.9	ABIOTIC RESOURCE USE (ARU)	6
D.1.10	LAND USE (LU) AND WATER USE (WU).....	7
D.2	REFERENCES	7

The LUCAS (life cycle impact assessment method used for a Canadian-specific context) life cycle impact assessment (LCIA) method was developed by the Interuniversity Research Centre for the Life Cycle of Products, Processes and Services (CIRAIG) at École Polytechnique de Montréal (Toffoletto *et al.*, 2005). This method is strongly based on the SETAC recommendations on the best practices in LCIA and on the various characterization models of the three internationally-recognized LCIA methods: EDIP2003, IMPACT2002+ and TRACI. The choice of these models rests on their levels of representativeness and scientific refinement and on the possibility of integrating region-specific values.

Table D-1 presents the 10 impact categories of the LUCAS method. The following paragraphs detail the type of approach that was chosen for this method and its spatial differentiation of the regional and local impacts as well as each of the impact categories.

Table D-1: Impact categories, category indicator results, type of approach and level of geographic specificity available in LUCAS

Impact category (Abbreviation)	Indicator result	Type of approach	Level of geographic specificity
Categories linked to pollutant emissions			
Global warming (RG ₁₀₀)	g CO ₂ equivalent	Problem	Global
Ozone layer depletion (OLD)	g CFC-11 equivalent	Problem	Global
Acidification (AC)	Mole H ⁺ equivalent	Problem	Ecozones
Terrestrial eutrophication (EUT)	g N or P equivalent	Problem	Ecozones
Aquatic eutrophication (EUA)	g N or P equivalent	Problem	Canada
Photochemical smog (PS)	g NO _x equivalent	Problem	Ecozones
Human toxicity – carcinogenic (ToxC)	g chloroethene equivalent or DALY*	Problem or Damage	Ecozones
Human toxicity – non-carcinogenic (ToxNC)	g chloroethene equivalent or DALY*	Problem or Damage	Ecozones
Ecotoxicity (Ecotox)	g triethylene glycol equivalent or PAF m ² year*	Problem or Damage	Ecozones
Categories linked to natural resource use			
Abiotic resource use (ARU)	Energy surplus	Problem	Global
Land use (LU) Ecosystem productivity Biodiversity	g C weighted biodiversity	Problem	Ecozones
Water use (WU)	m ³	Problem	Global

* DALY: Disability-adjusted life-years;
PAF: Potentially affected fraction.

D.1 Type of approach

The LUCAS method essentially adopts a midpoint approach since its category indicators are relatively close to the beginning of the chain of causality, as opposed to an endpoint

approach in which the indicators are closer to the final impact of each category. For example, in the problem-driven approach, the gasses released into the air are characterized by their potential effect on ozone layer depletion based on their chemical reactivity and atmospheric half-lives. Using the damage-driven approach, they are characterized by their incidence on the number of cases of skin cancers, cataracts or species extinctions. In LUCAS, the choice of the midpoint approach was made in order to minimize uncertainty when modeling the impacts and simplify results communication. However, as recommend by the SETAC (Haes, 2002) and Bare *et al.* (2000), LUCAS will eventually include problem- and damage-driven characterization factors. First, only problem-driven characterization models were chosen (except in the assessment of the toxic and ecotoxic impacts for which the method allows for a damage-driven approach), keeping in mind that damage factors should be developed within a framework that is compatible with the future developments of the method.

D.2 Spatial differentiation of regional and local impacts

All of the regional and local impact categories of the LUCAS method can be *regionalized*, meaning that their models were developed to take the spatial differentiation of the impacts into account. The spatial resolution selected (how the Canadian territory was divided) is the *ecozone*. The 15 Canadian terrestrial ecozones are therefore the spatial resolution units of the LUCAS method. For aquatic eutrophication, (eco)toxicity and land use, models that took regionalization, fate and effect into account were available and their parameters were adapted to the Canadian context. For acidification, photochemical smog formation and terrestrial eutrophication, the existing models were regionalized for fate and the regionalization of the effect factor was included by incorporating the level of vulnerability of each ecozone.

D.3 Description of the impact categories

Two types of impact categories were considered: 1) the pollutant emissions categories (global warming, ozone layer depletion, acidification, eutrophication, photochemical smog, human toxicity and ecotoxicity) and 2) the reductions in natural resources categories (use of fossil fuels, water and land).

The LUCAS method does not cover all of the environmental impacts of human activities (e.g.: noise, odours, radiation) but does include the impact categories recommended by the SETAC (Udo de Haes, 2003).

Most of the characterization models that are used were developed by taking the fate and effect of the substances into account. Though this general substance characterization model was suggested by the first SETAC LCIA working group (Jolliet, 1996) for (eco)toxic impacts, it can still be applied to other impact categories. It is therefore recommended that an effect (E) and fate (F) factor be integrated when characterizing the substances:

$$S_i^{mn} = E_i^m F_i^{mn} M_i^n \quad (\text{C-1})$$

In equation C-1, the score (S) for a substance i initially emitted into the compartment/zone n and in the compartment/zone m is the product of the effect factor (E), the fate factor (F) and of the masse (M) of emitted contaminants i .

D.1.1 Global warming (RG₁₀₀)

Global warming has a worldwide impact on the environment (i.e., the zones where global warming impacts occur are not directly linked to the zones in which greenhouse gases are released) The potential of each GHG is calculated based on the International Panel on Climate Change model (IPCC, 1996) in grams of carbon dioxide (g CO₂) equivalent and based on infrared radiative climate forcing data. The potential effects of the emissions are quantified over a 500-year period, in keeping with IPCC recommendations.

D.1.2 Ozone layer depletion (OLD)

The depletion of the protective ozone layer in the stratosphere caused by the reactions between the ozone and the substances that destroy it is also a global environmental impact. The substances that deplete the ozone layer (SDOL) are converted into g CFC-11 equivalent, as suggested by the World Meteorological Organization (WMO). The data published in the *Handbook for the International Treaties for the Protection of the Ozone Layer* (UNEP, 2000) is used. The effects of the inventoried substances are usually quantified for an infinite period of time.

D.1.3 Acidification (AC)

Acidification considers substances that release protons into the environment and lead to an increase in soil and surface water acidity. The characterization model includes an atmospheric transport model (fate factor) that takes into account the chemical processes, topography, climate and temperature and is calibrated to the various levels of geographic specificity (ASTRAP model). Deposits on soil and water surfaces occur in various ways: 1) through humidity (rain, snow, etc.), 2) through dryness (deposits of particles or gasses), and 3) through clouds (cloud drops or fog). The fate of the emissions is then multiplied by an effect factor in order to express the characterisation factors in moles H⁺ equivalent (i.e., proton moles deposited per kilogram of emitted substances).

D.1.4 Aquatic eutrophication (EUA)

Eutrophication occurs when limiting nutrients are added to an aquatic or a terrestrial ecosystem and lead to a proliferation of photosynthetic plants. The characterization factors for each of the contributing substances are the product of: 1) a transport factor and 2) a nutriment factor. The transport factor accounts for the sources of nitrogen and phosphorus from agriculture (manure, fertilizer), waste water and atmospheric deposits. The calculation method to determine this factor is based on the EDIP2003 model (Hauschild *et al.*, 2003), which regionalizes the data by modeling groundwater flows. For the moment, there is no Canadian flow model and therefore regionalization in this impact category is not yet possible. The nutrient factor is based on the relative effect of the

addition of 1 kg of substance to the environment. The characterization factor is expressed in grams of nitrogen (g N) or grams of phosphorus (g P) equivalent.

D.1.5 Terrestrial eutrophication (EUT)

Terrestrial eutrophication is caused by excess nitrogen in the soil, which leads to excessive plant growth. The LUCAS method considers the nitrogen source to be the fraction of atmospheric nitrogen that does not contribute to aquatic eutrophication (which therefore deposits itself in wooded areas and remains in the soil). This means that the atmospheric nitrogen that does not contribute to aquatic eutrophication causes terrestrial eutrophication. Deposits are calculated with ASTRAP deposit matrices and the fraction that contributes to terrestrial eutrophication is determined through a balance. This amount of nitrogen is then weighted using a vulnerability factor that regionalizes the effect of the nitrogen deposits in the soils of various ecozones.

D.1.6 Photochemical smog (PS)

Photochemical ozone is a reactive and oxidant gas that is formed in the troposphere and affects humans and ecosystems. Ozone formation depends on the concentration of precursor gases (nitrogen oxides – NO_x – and volatile organic compounds – VOC) and the environmental conditions (temperature and sunlight, in essence). The potential for photochemical smog formation characterized by the LUCAS method is based on the TRACI method, which itself is based on 1) the relative effect of the individual VOC on smog formation, 2) the relative effect of the concentration of NO_x on smog formation as compared to an average or typical mix of VOC, 3) the effect of the emissions on the ozone concentrations per release zone, and 4) the regional aggregation of the effects on the receptor zones (Bare *et al.*, 2003). The calculation of the relative effects of the individual VOC is based on a model by Carter (2000) and relies on the maximum incremental reactivity (MIR) parameter, which represents the variation in ozone concentration induced by the variation in VOC concentration. A factor of 2 is used to quantify the relative influence of the concentration of NO_x on smog formation in relation to a typical VOC mix, in keeping with experimental studies (Cardelino & Chameides, 1995). A sub-receptor matrix is used to characterize the influence of the location of the emissions sources. It links the seasonal NO_x emissions of a given region (sources) to the variations in the ambient concentrations of NO_x for each region (receptors). The characterization factors are expressed in grams of NO_x equivalent.

D.1.7 Human toxicity – carcinogenic (ToxC) and non-carcinogenic (ToxNC)

The potential to impact human health is based on 1) a toxicity factor that takes the carcinogenic and non-carcinogenic effects into account and 2) fate and exposure factors.

Human health characterization factors are determined based on the IMPACT 2002 model (Jolliet *et al.*, 2003). They consider the chemical fate of the contaminant, human exposure

through food production, the water supply and inhalation based on an exposure factor¹ and the potential human health risks (carcinogenic and non-carcinogenic effects). In order to assess the damage factor, the gravity of the illnesses expressed in DALY (disability-adjusted life-years – a unit that reflects human health damages) is added to the list.

The basic hypothesis of the IMPACT 2002 fate model is that all of the reactions in the environment (biodegradation, sedimentation, deposits, advection, etc.) are of the first order. When calculating human toxicity, the spatial model makes it possible to account for food imports and exports in the exposure of the population to toxic substances.

The model also accounts for:

- Run-off on ground surfaces (imperviousness);
- Two horizontal layers of ocean (top, bottom);
- A correction factor for the dry and rainy periods;
- A “plant” compartment for flora exposure (only basic);
- Colloids in surface water.

D.1.8 Ecotoxicity (EC)

The characterization factors are estimated from fate and effect factors in a way that is analogous to human toxicity and based on the IMPACT 2002 method. Human toxicity assessment considers the ingested doses while ecotoxicity assessment examines water and soil concentrations to assess the effects on the aquatic and terrestrial ecosystems.

A substance’s fate includes its transport in space and between the various areas and is assessed using a multi-compartment model (see human toxicity). The hazard potential is expressed in terms of the fraction of species affected (PAF – potentially affected fraction) for a unitary increase in the concentration of a given water and soil pollutant. The AMI (assessment of mean impact, Payet et Jolliet (2003)) is used to carry out these calculations. It relies on the concentration with 50% effect as compared to the control point (EC50: effect concentration 50 %). This approach is based on (EC50) data, which is usually more widely available in the literature than the NOEC (no observed effect concentration) and LOEC (lowest observed effect concentration) data. The assessment of the ecotoxicological impact, just like the human toxicity impact, is carried out by determining the most probable values and not the safest.

D.1.9 Abiotic resource use (ARU)

The model chosen for the Canadian method is the one provided in Eco-Indicator 99. It is applied to both types of abiotic resources: mineral resources and fossil fuels. This global impact category does not follow the general fate and effect model rules. The energy surplus method is used to calculate this impact category (Muller-Wenk, 1998). An energy surplus is defined as the difference between the energy necessary to extract the resource

¹ This exposure factor is the equivalent fraction of the environment (air, water, soil or food) ingested daily by the general population.

today and at a certain point in the future. This type of indicator assesses the environmental consequences of the hypothetical extraction processes taking the increased difficulties of future extraction into account. This method also calculated future energy needs y QN where Q represents total extraction before 1990 and N represents the number of times that the amount was extracted (Goedkoop et Spriensma, 2001). The energy surpluses required for future extraction for each mineral resource and each fossil fuel represent the characterization factors for this impact category.

D.1.10 Land use (LU) and water use (WU)

These impact categories are not characterized.

D.2 References

BARE, J., NORRIS, G.A., PENNINGTON, D.W., MCKONE, T. (2003). TRACI – The tool for the Reduction and assessment of chemical and other environmental impacts, Journal of Industrial Ecology, 6(3-4), pp. 49-78.

BARE, J. C., PENNINGTON, D. W., HOFSTETTER, P. and UDO DE HAES, H. A. (2000). Midpoints versus Endpoints: The Sacrifices and Benefits, Life Cycle Impact Assessment Workshop, Stakis Metropole, Brighton, U.K.

BROERS, J., LINDEIJER, E. et al. (2002). Improving and Testing a Land Use Methodology in LCA - Including Case-studies on Bricks, Concrete and Wood, TNO Industrial Technology, p. 245.

CARDELINO & CHAMEIDES (1995). An Observation-based Model for Analyzing Ozone Precursor Relationships in the Urban Atmosphere, Journal of the Air & Water Management Association, (45), pp. 161-180.

CARTER (2000). Update Maximum Incremental Reactivity Scale for Regulatory Applications, California Air Resource Board.

GOEDKOOP, M. SPRIENSMA, R. (1999). The Eco-indicator 99: A Damage Oriented Method for LCIA – Methodology Annexes, Pre Consultants, 108 p.

GOEDKOOP, M., SPRIENSMA, R. (2001). The Eco-indicator 99, a damage method for life cycle impact assessment. Methodology report. Amersfoort, PRé Consultants, 132 p.

HAUSCHILD, M., POTTING, J. (2003). Spatial differentiation in life cycle impact assessment – the EDIP2003 methodology. Guidelines from the Danish EPA, Institute for Product development, Technical University of Denmark, 184 p.

HERTWICH, MATELES, PEASE, MCKONE (2001). Human Toxicity Potentials for Life Cycle Analysis and Toxics Release Inventory Risk Screening, Environmental Toxicology and Chemistry (20), pp. 928-939.

IPCC (1996). Climate Change 1995: The Science of Climate Change, Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press.

JOLLIET, O., MARGNI, M., CHARLES, R., HUMBERT, S., PAYET, J., REBITZER, G., ROSENBAUM, R. (2003). Impact 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. *Int. J. LCA*. 8 (6), pp. 324-330.

MCKONE, T.E. (1993). CalTOX: A Multimedia Total-exposure Model for Hazardous-wastes Sites, Lawrence Livermore National Laboratory, UCRL-CR-111456PtI Livermore, California, USA.

MÜLLER-WENK, R. (1998). Depletion of abiotic resources weighted on base of ‘virtual’ impacts of lower grade deposits used in future, IWÖ, Diskussionsbeitrag Nr. 57. Institut für Wirtschaft und Ökologie, Universität St.Gallen.

MURRAY, C.J.L., LOPEZ, A.D. (1996). The Global Burden of Disease, Harvard University Press, USA.

NORRIS, G. (2002). TRACI Impact Characterization Methods for Acidification, Eutrophication and Tropospheric Ozone Formation, *Journal of Industrial Ecology*, 6(3-4), pp. 79-100.

PAYET, J., JOLLIET, O. (2003). Comparative Assessment of the Toxic Impact of metals on aquatic ecosystems: the AMI method. In *Life Cycle Assessment of Metals: Issues and research directions*, A. Dubreuil Ed., SETAC Book.

TOFFOLETTO, L. *et al.* (2005). LUCAS: A New LCIA Method Used for a Canadian Specific Context, *Int J LCA*.

UDO DE HAES, H.A., JOLLIET, O., FINNVEDEN, G., HAUSCHILD, M., KREWITT, W., MÜLLER-WENK, R. (1999a). Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Impact Assessment – Part I, Background document for the Second Working Group on Life Cycle Impact Assessment of SETAC-Europe, *Int. J. LCA* 4 (2), pp. 66-74.

UDO DE HAES, H.A., JOLLIET, O., FINNVEDEN, G., HAUSCHILD, M., KREWITT, W., MÜLLER-WENK, R. (1999b). Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Impact Assessment – Part II, Background document for the Second Working Group on Life Cycle Impact Assessment of SETAC-Europe, *Int. J. LCA* 4 (3), pp. 167-174.

UDO DE HAES, H. A. (2002). The UNEP/SETAC Life-Cycle Initiative. *Journal of Industrial Ecology*, 6, pp. 11-14.

UDO DE HAES, H. A. (2003). The UNEP/SETAC Life Cycle Initiative – A Personal View of the Results after One Year, *International Journal of Life Cycle Assessment*, 8, pp. 307-309.

UDO DE HAES & al. (2003). Life Cycle Impact Assessment: Striving Towards Best Practices, Published by the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), pp. 149-176.

UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAMME (UNEP) – OZONE SECRETARIAT (2000). *Handbook for the International Treaties for the Protection of the Ozone Layer*, 367 p. [Disponible en ligne, <http://hq.unep.org/ozone/Handbook2000.shtml>]

WEIDEMA, B. P. and LINDEIJER, E. (2001). Physical Impacts of Land Use in Product Life Cycle Assessment- Final Report of the EUROENVIRON-LCAGAPS Sub-project on Land Use,

Department of Manufacturing Engineering and Management, Technical University of Denmark,
52 p.

Annexe E

***Description des systèmes de produits et des hypothèses du
modèle d'acv***

Le contenu de cette annexe a été retranché en raison du caractère confidentiel de l'information d'origine industrielle qu'elle contient. Il est compris dans le fichier suivant (non publiquement disponible) :
« Pi08_Rpt_final_Annexe_E »

Annexe F

Résultats

Le contenu de cette annexe a partiellement été retranché en raison du caractère confidentiel de l'information d'origine industrielle qu'elle contient. Il est compris dans le fichier suivant (non publiquement disponible) :
« Pi08_Rpt_final_Annexe_F »

Il est à noter que les résultats comparatifs sont présentés et expliqués dans le Sommaire ainsi qu'au chapitre 5.

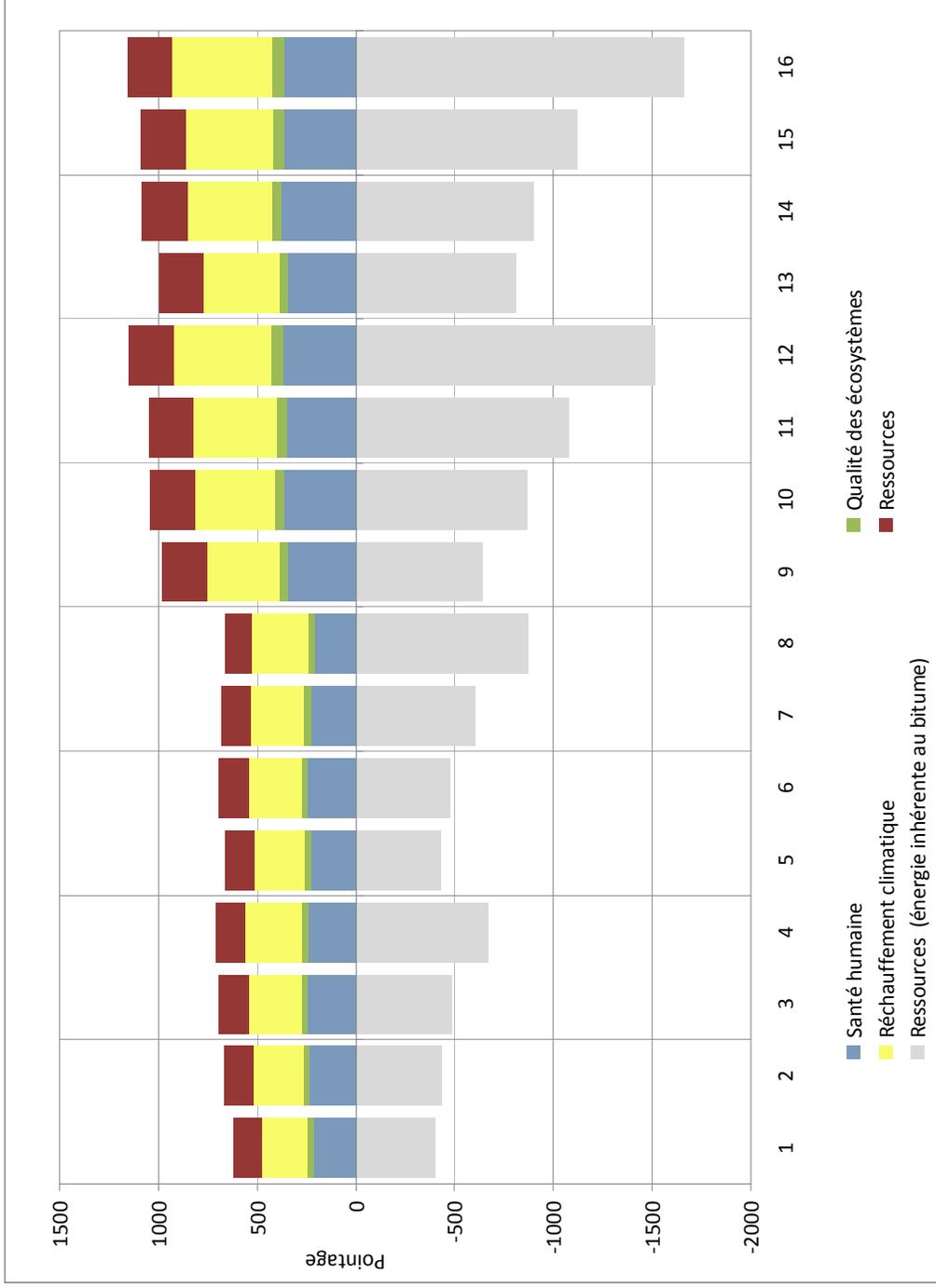


Figure 11.1: Pointage des catégories de dommages du cycle de vie comparatif des chaussées (système BC – système BB) pour les 16 cas types.

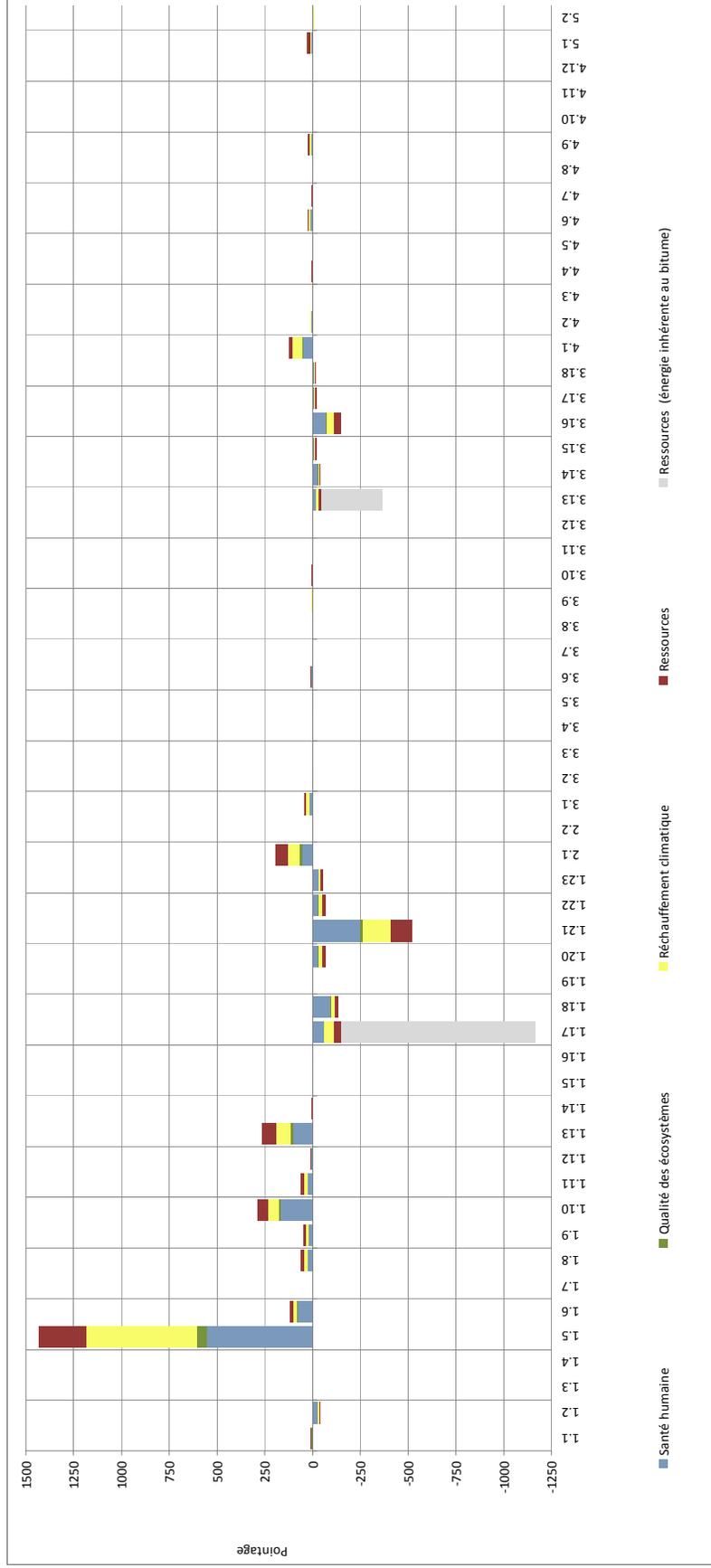
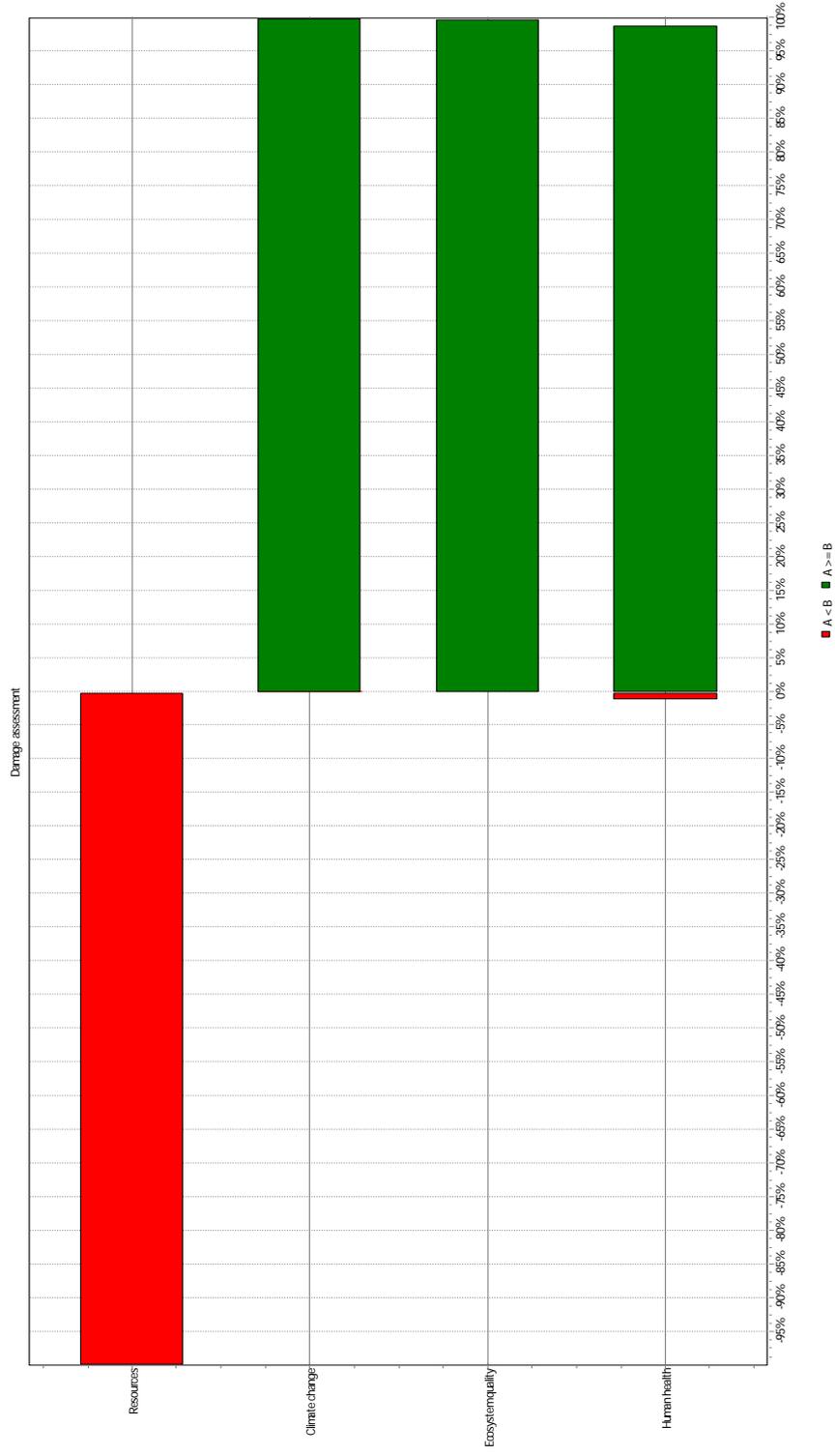


Figure 12.1: Analyse de contribution du cycle de vie comparatif des chaussées (système BC – système BB) pour le cas type 16 par l’approche « dommage ».



Uncertainty analysis of 1p Systeme BC Cas 16 (A) minus
 1p Systeme BB Cas 16 (B).
 method: IMPACT2002+, CIRIAG09-07-2008V2.01 / IMPACT2002+, confidence interval: 95%

Figure 20.3.3 : Probabilité d'occurrence du résultat de la soustraction des systèmes (BC – BB) pour le cas type 16 par l'approche « dommage ».

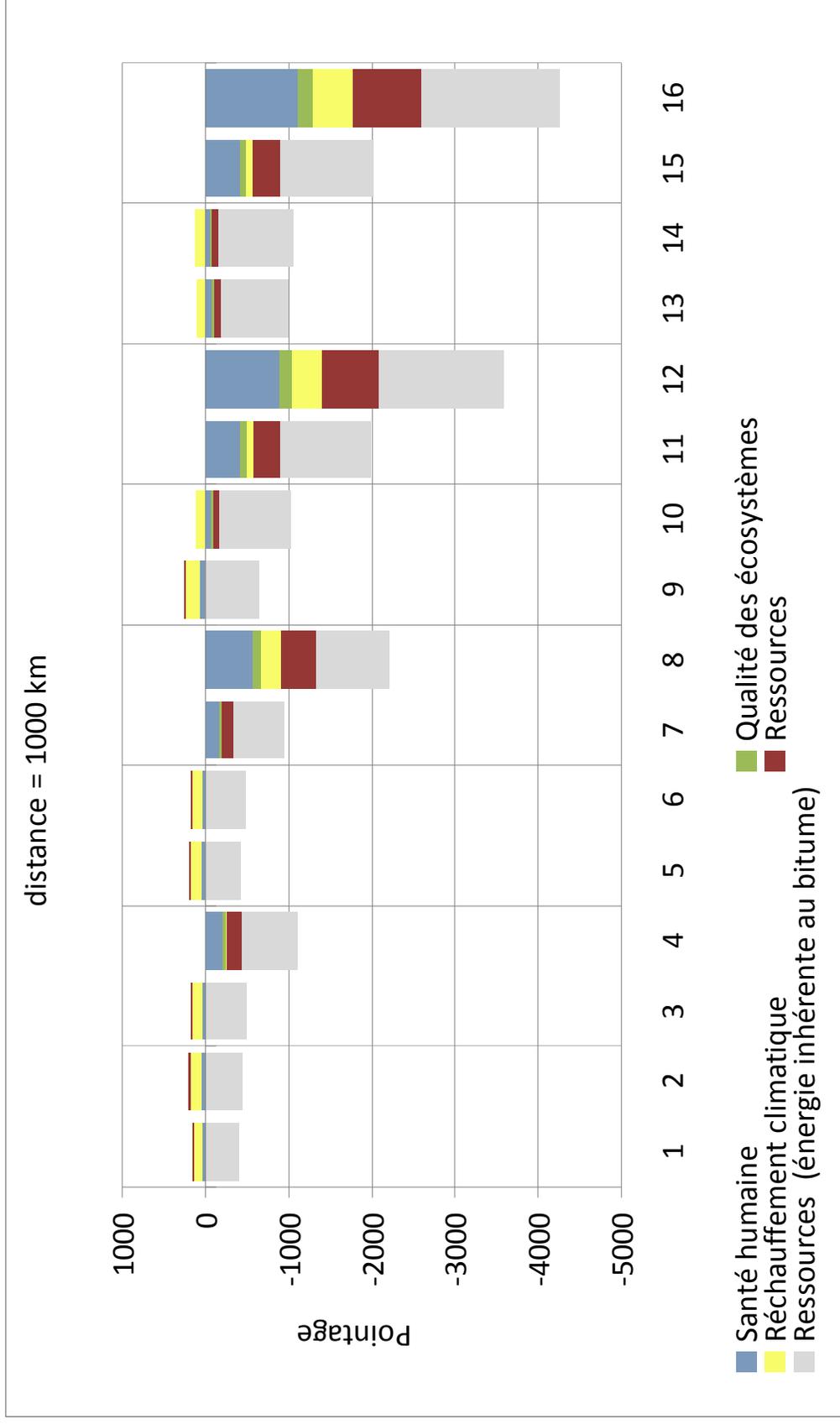


Figure 14.2.1 : Pointage des catégories de dommages du cycle de vie comparatif des chaussées (système BC – système BB) pour les 16 cas types pour différentes distances de transport au chantier

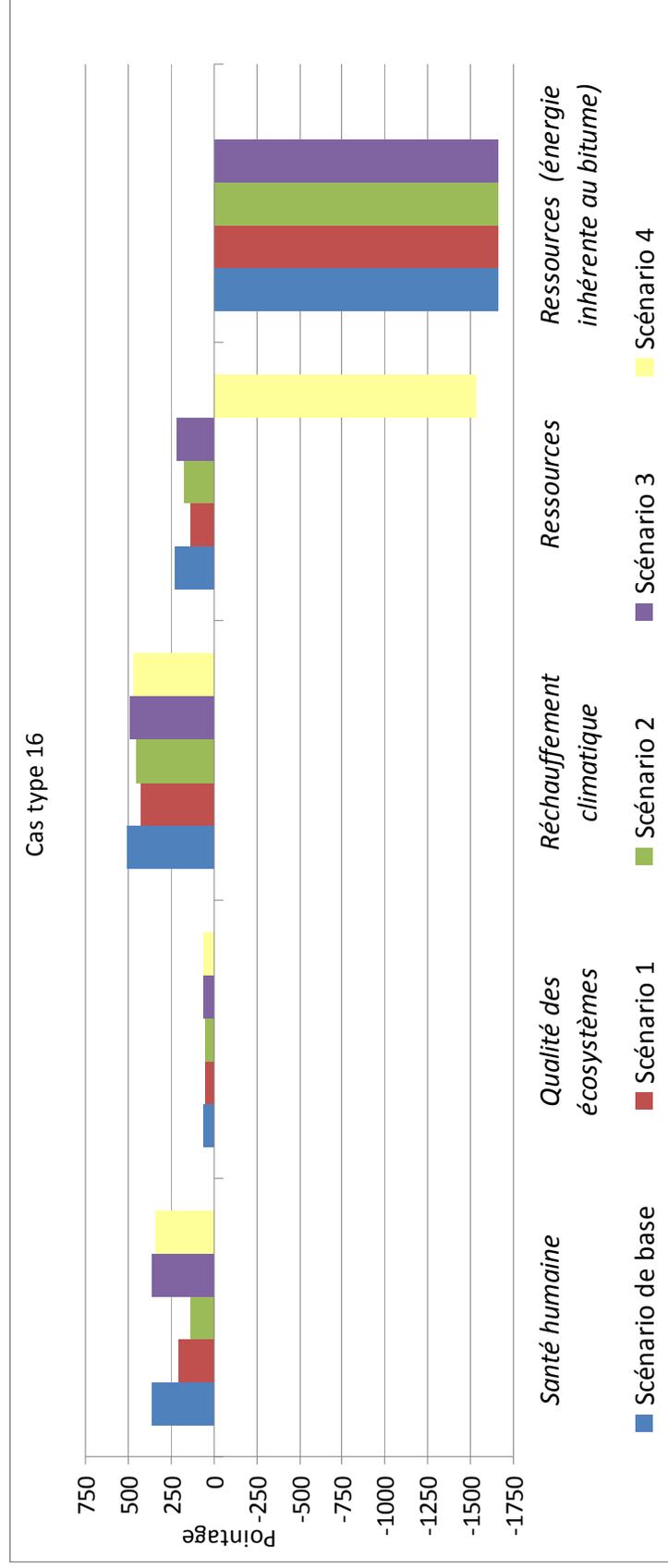


Figure 15.2.1 : Pointage des catégories de dommages du cycle de vie comparatif des chaussées (système BC – système BB) pour le cas type 16 selon différentes données de production de bitume

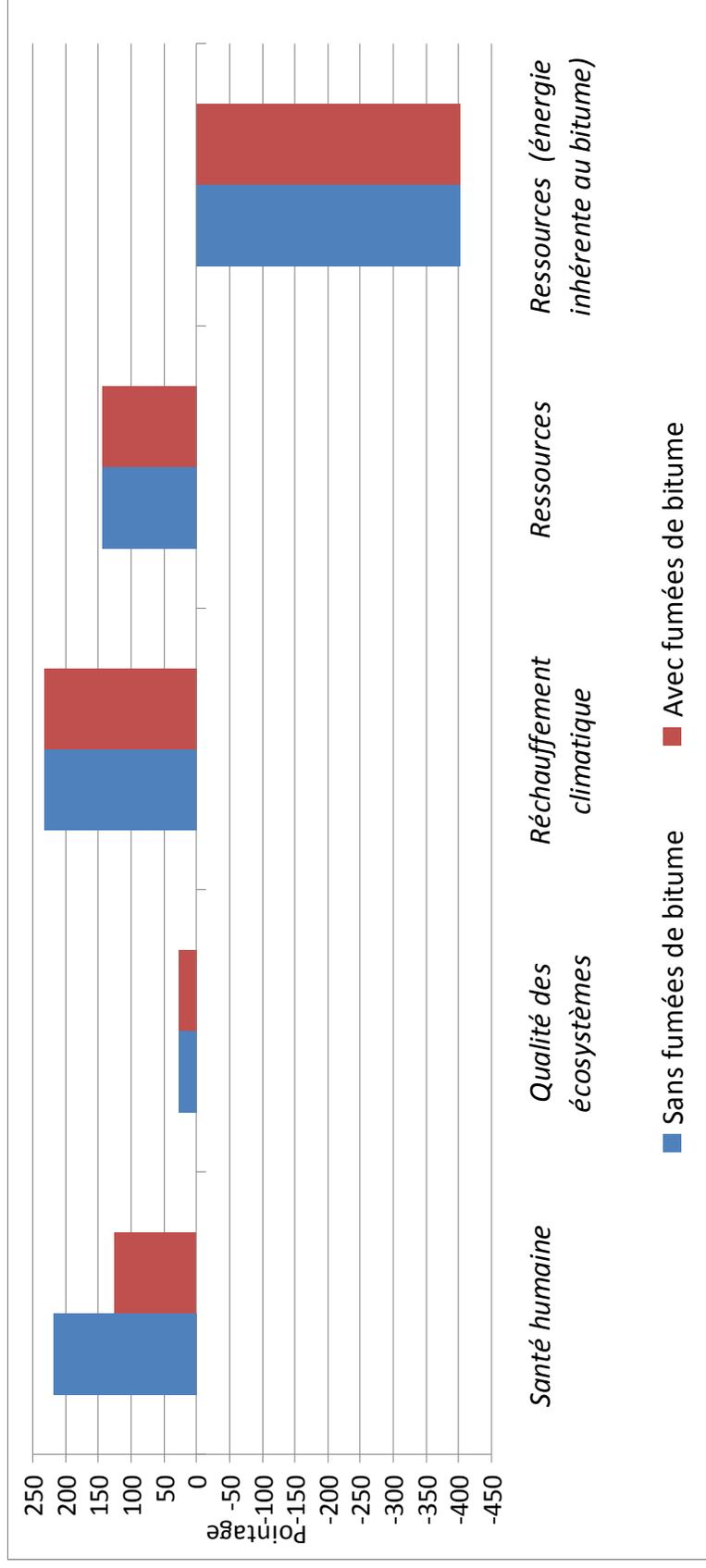
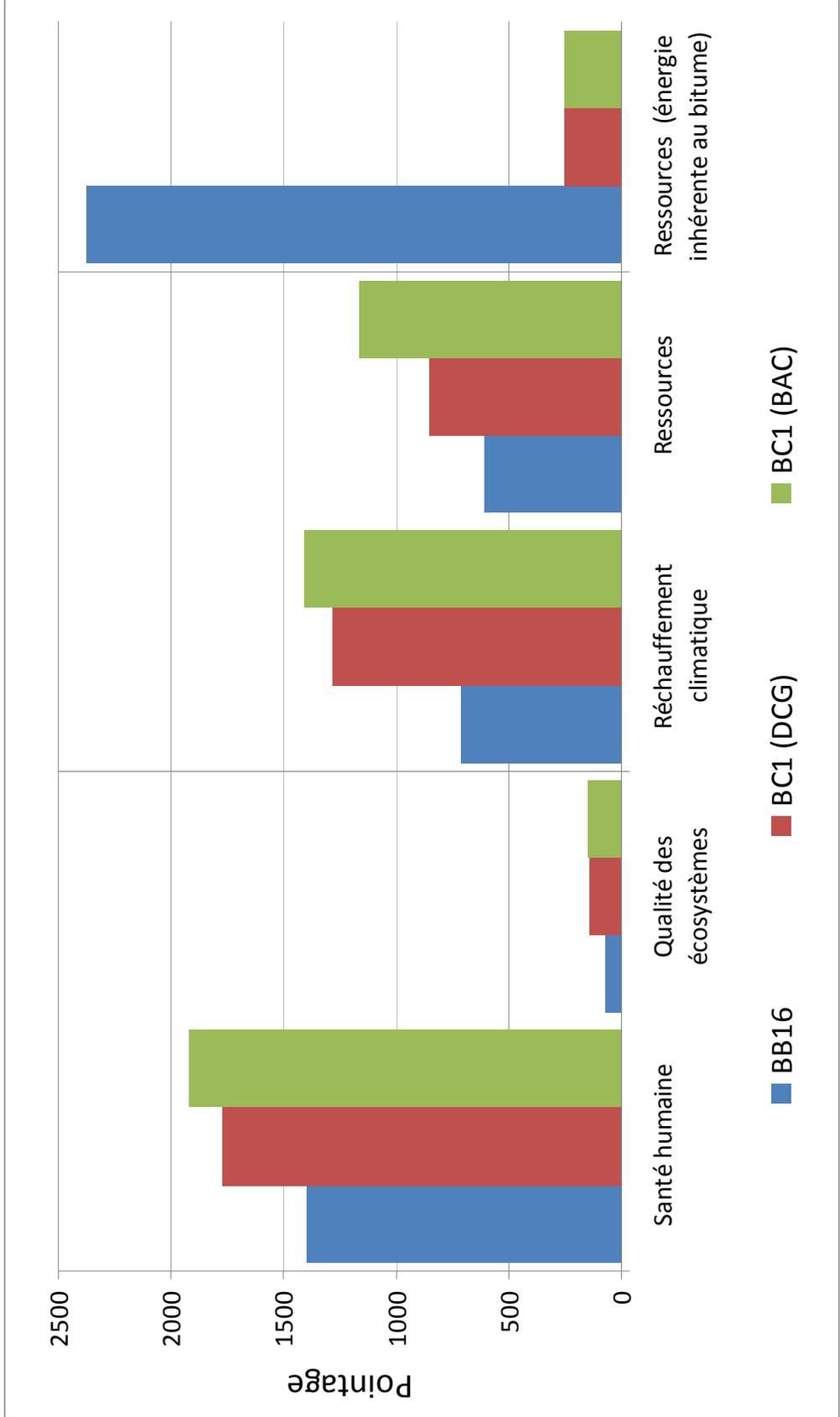


Figure 16.2.1 : Pointage des catégories de dommages du cycle de vie comparatif des chaussées (système BC – système BB) pour le cas type 1 selon différents scénarios de fumées de bitume



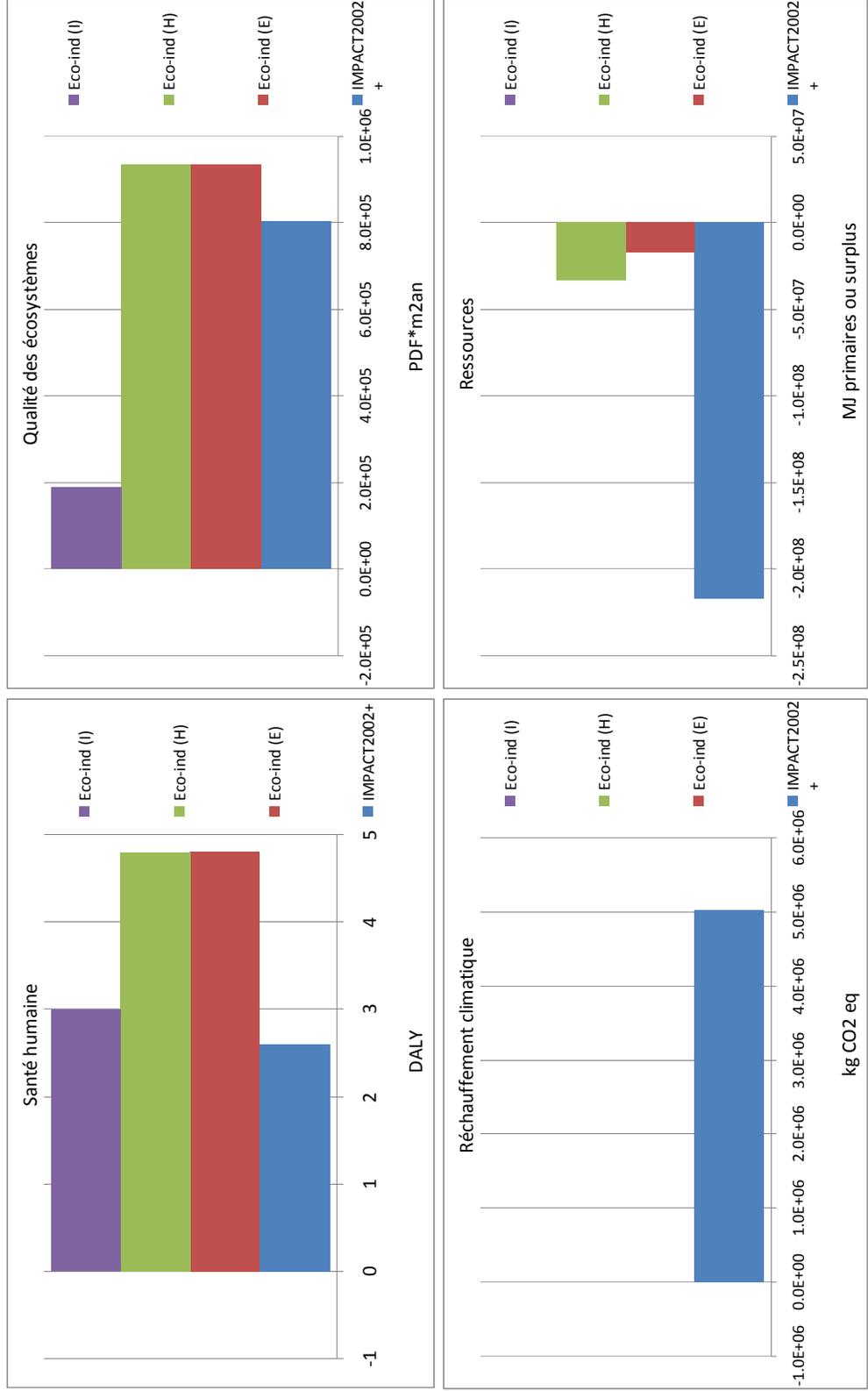


Figure 18.2 : Indicateurs de dommages du cycle de vie comparatif des chaussées (système BC – système BB) pour le cas type 16.

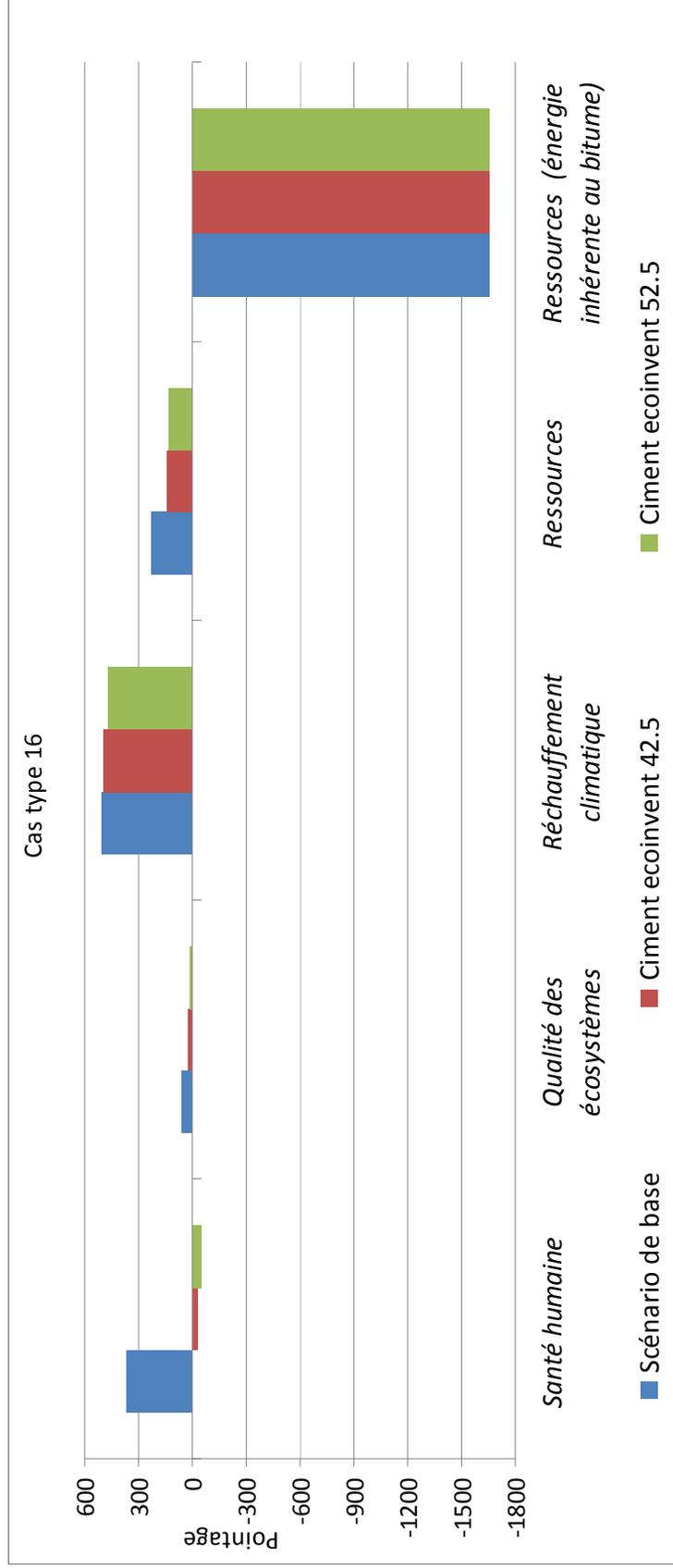


Figure 19.2.1 : Pointage des catégories de dommages du cycle de vie comparatif des chaussées (système BC – système BB) pour le cas type 16 selon différentes données de production de ciment

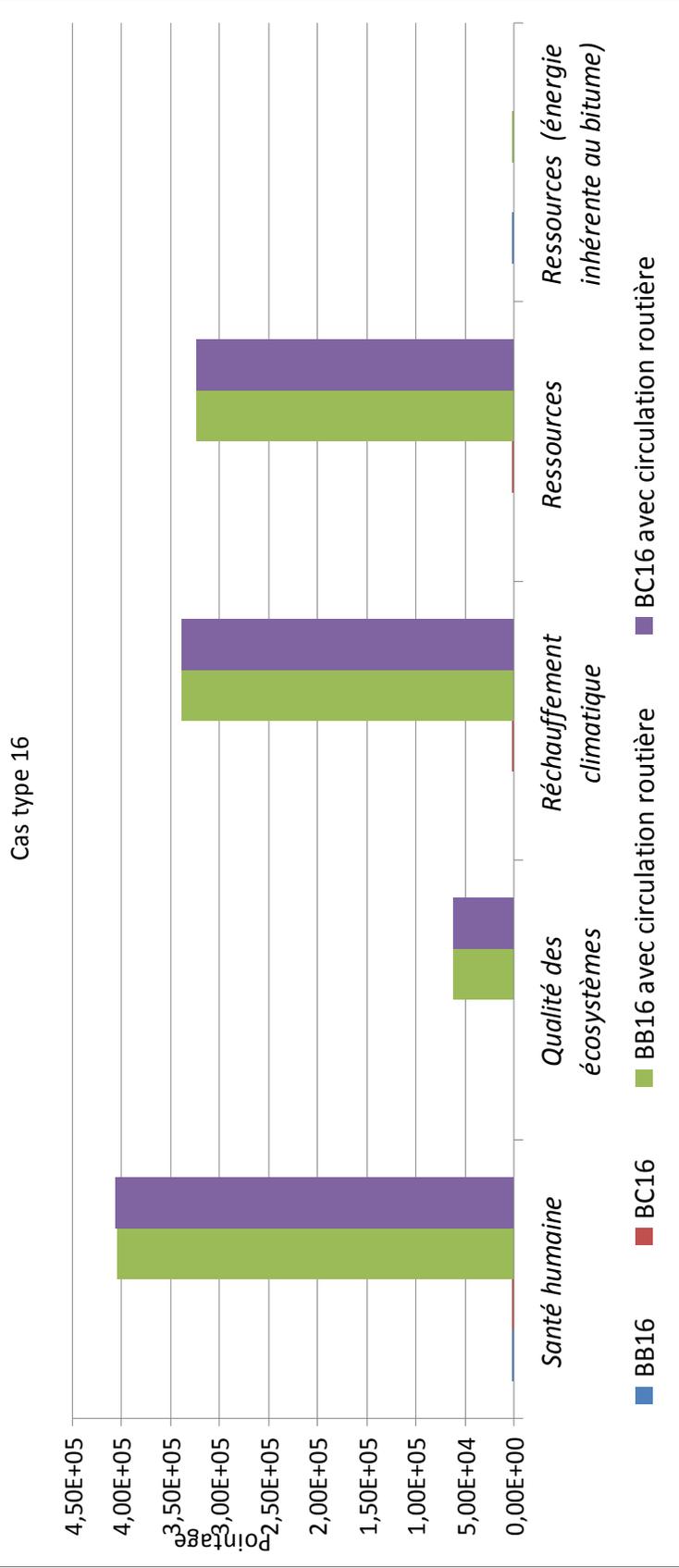


Figure 22.2.1 : Pointage des catégories de dommages du cycle de vie des chaussées (système BC et système BB) pour le cas type 16 en considérant 100 % de la circulation routière sur le cycle de vie

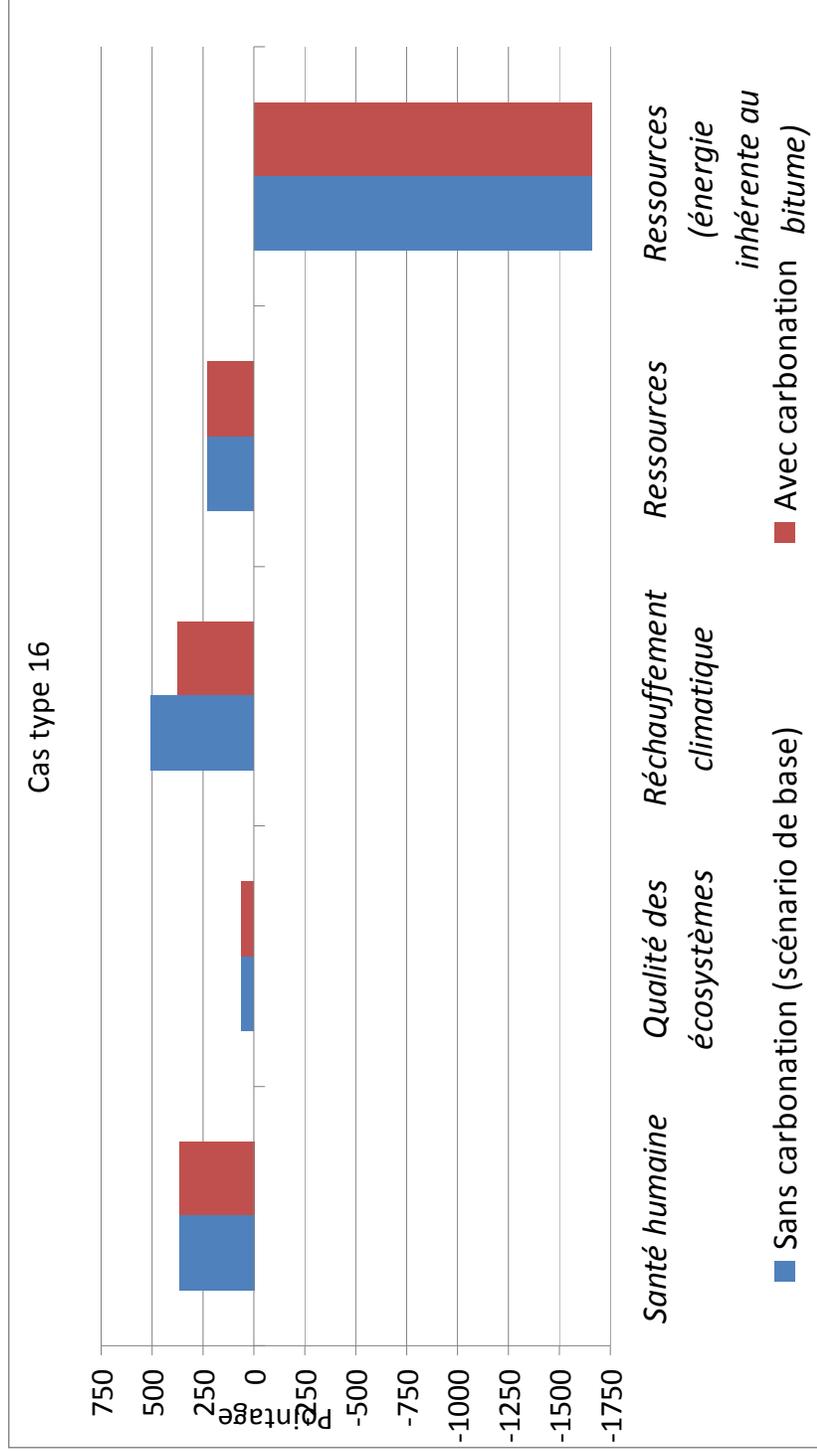


Figure 23.2.1 : Pointage des catégories de dommages du cycle de vie comparatif des chaussées (système BC – système BB) pour le cas type 16 avec et sans carbonation du béton de ciment

Annexe G

***Rapport du comité de revue critique et réponses
du CIRAIG au comité***



Ministère des Transports du Québec

Note de revue critique de l'Analyse du Cycle de Vie comparative des chaussées en béton de ciment et en béton bitumineux à des fins d'intégration de paramètres énergétiques et environnementaux au choix des types de chaussées

septembre 2009

Bio Intelligence Service - la mesure du facteur santé
Écologie Industrielle - Santé nutritionnelle

Bio Intelligence Service S.A.S. - bio@biois.com
1 rue Berthelot - 94200 Ivry-sur-Seine - France
Tél. +33 (0)1 56 20 28 98 - Fax. +33 (0)1 58 46 09 95

Contacts Bio Intelligence Service S.A.S.
Eric LABOUZE – Yannick LE GUERN
☎ +33 (0)1 53 90 11 80
eric.labouze@biois.com
yannick.leguern@biois.com

1. Préambule

Le Ministère des Transports du Québec (MTQ) a mandaté le Centre interuniversitaire de recherche sur le cycle de vie des produits, procédés et services (CIRIAIG) afin qu'il réalise l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) comparative de chaussées en béton de ciment et de chaussées en enrobé bitumineux.

Les bilans environnementaux établis dans cette étude seront utilisés pour établir des critères décisionnels quant au choix des futurs types de chaussées du réseau autoroutier québécois.

Bien que les résultats de l'étude ne soient pas destinés à être divulgués publiquement, ceux-ci appuieront une affirmation comparative utilisée dans un processus décisionnel de L'Orientation. Le MTQ souhaite désormais qu'une revue critique de l'étude soit donc conduite.

La norme ISO 14 044 relative aux Analyses de Cycle de Vie indique que le recours à une revue critique doit garantir que

- les méthodes utilisées pour réaliser l'ACV sont cohérentes avec la Norme internationale ISO 14 044,
- les méthodes utilisées pour réaliser l'ACV sont valables d'un point de vue scientifique et technique,
- les données utilisées sont appropriées et raisonnables par rapport aux objectifs de l'étude,
- les interprétations reflètent les limitations identifiées et les objectifs de l'étude,
- le rapport d'étude est transparent et cohérent.

Afin de réaliser la revue critique de l'étude ACV de différents types de chaussées, le MTQ a mandaté BIO Intelligence Service en tant que tierce partie indépendante pour mener la revue critique de l'étude menée le CIRIAIG, centre interuniversitaire de recherche spécialisé lui-même dans les analyses de cycle de vie. La mission de revue critique de l'étude est placée sous la responsabilité de Yannick Le Guern, Manager du pôle ACV et éco-conception chez de BIO Intelligence Service.

Trois parties prenantes ont été consultées afin d'obtenir leur avis sur l'étude conduite pour le MTQ. Les interlocuteurs sont :

- Pour la filière ciment :
 - Monsieur Pierre-Louis Maillard de l'Association canadienne du ciment (ACC):
- Pour la filière bitume
 - Madame Catherine Lavoie de l'association Bitume Québec (BQ)
 - Monsieur René Dufresne de Pétro-Canada
- Pour la filière relative à la construction de routes :
 - Messieurs Charles Abesque et Olivier Bouchard de l'Association des constructeurs de routes et grands travaux du Québec (ACRGTO).

2. Déroulement de la revue critique

Dans un premier temps, le CIRAIG a transmis à BIO Intelligence Service un rapport préliminaire de l'étude daté du 8 janvier 2009. Suite à une première lecture de ce rapport, une réunion téléphonique a été organisée entre le CIRAIG et BIO Intelligence Service le 28 janvier 2009 afin que nous apportions un premier avis général sur l'objectif et le champ de l'étude.

Le rapport final pré-revue critique, daté du 6 mars 2009, a ensuite été transmis par le CIRAIG à BIO Intelligence Service.

BIO Intelligence Service est entré en contact avec l'ensemble des parties prenantes de l'étude (cf. précédemment) afin de recueillir leurs avis sur l'étude.

Une seconde réunion téléphonique a ensuite été conduite entre BIO Intelligence Service, les auteurs de l'étude au sein du CIRAIG et le MTQ (en la personne de Ronald Collette, ingénieur au Service de l'environnement et des études d'intégration au milieu – Direction de la recherche et de l'environnement du MTQ) afin de présenter l'avis recueillis auprès des parties intéressées, d'informer le MTQ sur le déroulement de la mission.

Le CIRAIG a ensuite modifié le rapport et l'a transmis à BIO Intelligence Service (rapport final post revue critique daté du 4 juin 2009) pour dernière relecture. Des ultimes modifications ont été intégrées dans le rapport final daté du 28 septembre 2009.

3. Présentation de la structure de cette note de revue critique

Pour chacune des exigences des normes ISO 14 040 et ISO 14 044 relatives à la revue critique d'une étude d'analyse de cycle de vie, nous avons restitué, dans la mesure du possible :

- Les remarques générales formulées par l'expert du comité de revue ainsi que celles formulées par les parties prenantes de l'étude.
- Les questions posées au CIRAIG.
- Les autres éléments proposés par l'expert pour renforcer la crédibilité de l'étude et faciliter sa compréhension

De manière générale, l'étude ACV conduite par le CIRAIG est complète et répond bien aux exigences de la norme ISO 14 044. Néanmoins, les réponses aux questions posées dans ce document ainsi qu'une version modifiée du rapport qui devra tenir compte de l'ensemble des questions, remarques ou commentaires présentés dans ce document sont attendus afin de procéder à la validation finale de l'étude.

3.1. AVIS SUR LE RAPPORT FINAL PRE-REVUE CRITIQUE DU 6 MARS 2009.

3.1.1. PREAMBULE

Ces avis émis par BIO sont également complétés par les avis émis par les parties prenantes sur la base des résultats qui leur ont été présentés en 2008 et ne se basent donc pas sur le rapport du 6 mars 2009.

Par ailleurs, le CIRAIG souhaitait également que BIO se positionne sur un aspect du rapport préliminaire.

3.1.2. SUR LA DEFINITION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP DE L'ETUDE.

- **Objectifs de l'étude :**

[1] Proposition (BIO) : il est nécessaire de préciser dans le but de l'étude que cette étude a pour objectif de comparer les impacts environnementaux potentiels liés à la mise en œuvre d'une nouvelle chaussée en béton de ciment à ceux d'une nouvelle chaussée en béton bitumineux. En effet, cette étude ne couvre pas le renouvellement des chaussées existantes.

Réponse apportée par le CIRAIG :

En accord avec la proposition du réviseur, le CIRAIG a effectué la modification à l'application envisagée à la section 3.1.2 en précisant que l'ACV visait ultimement à comparer les impacts environnementaux potentiels liés à la mise en œuvre d'une nouvelle chaussée en béton de ciment à ceux d'une nouvelle chaussée en béton bitumineux afin de fournir un indicateur environnemental à l'analyse multicritère de l'Orientation.

Avis sur la réponse apportée (BIO) : nous approuvons cette réponse.

- **Systèmes étudiés et fonction des systèmes**

[2] avis des parties prenantes (BQ) : dans les résultats qui ont été présentés en 2008, les auteurs n’avaient considéré pour les chaussées en béton de ciment que la technique des dalles courtes goudonnées. Or, la technique en béton armé continu est visiblement déjà employée au Québec. En outre, cette technique aurait été considérée dans le cadre d’une analyse des coûts des différents types de chaussées conduite pour le MTQ (Life Cycle Cost Assessment). Il est donc nécessaire que l’analyse de cycle de vie prenne en compte cette alternative.

Modification apportée par le CIRAIG : Tel que demandé par les parties prenantes, le CIRAIG a traité de la technique du béton armé continu dans le rapport final. Les résultats de cette analyse sont présentés à la section 5.3.4 du rapport final.

Avis sur la réponse apportée (BIO) : nous approuvons cette réponse.

- **Frontières des systèmes**

[3] Remarque (BIO) : pour la phase d’exploitation, les auteurs n’ont pris en compte que la production des sels fondants. Les effets des émissions dans l’eau et les sols de ces sels ne sont pas considérés. Il est nécessaire d’évaluer l’influence de ces sels. Si les méthodes d’évaluation des impacts ne considèrent pas les effets de ces sels, ces émissions doivent néanmoins apparaître dans l’inventaire de cycle de vie (cf. remarque sur l’analyse de l’inventaire de cycle de vie plus bas).

Réponse du CIRAIG :

Les émissions à l’eau et au sol dues à l’épandage des sels n’ont effectivement pas été considérées. Bien que ces données devraient figurer à l’inventaire, il a tout de même été convenu de ne pas modifier la modélisation puisque :

1) Les émissions à l’eau et au sol des sels ne sont caractérisées par aucune des méthodes d’évaluation des impacts employées. En raison de cette limite de l’ACVI, les effets de ces émissions ne peuvent donc pas être évalués.

2) Même si cette limite aurait été corrigée pour inclure les émissions des sels, les conclusions de l’étude n’auraient pas été affectées. Plus précisément, l’utilisation des sels fondants est plus importante dans le cas du système BC, ce qui le défavoriserait davantage en ce qui a trait aux émissions à l’air, à l’eau et au sol, ainsi qu’à la qualité des écosystèmes.

Pour ces raisons, la modification de l’inventaire n’est pas requise, bien qu’une note ait été ajoutée à cet effet au Tableau 4-4.

Avis sur la réponse apportée (BIO) : si cette réponse est compréhensible, il relève néanmoins que le bilan massique de l’inventaire est de ce fait non équilibré. Nous acceptons néanmoins que ceci soit maintenu dans la mesure où le CIRAIG a bien indiqué cette limite dans le rapport.

Réponse du CIRAIG :

Il est vrai que la norme ISO indique que le bilan massique d’un inventaire du cycle de vie doit être équilibré. Par contre, en pratique, il est rare qu’un inventaire puisse être parfaitement équilibré, puisqu’il existe toujours un niveau de précision de la collecte de données qui ne peut être accompli (limites de l’ICV). Dans notre cas, nous n’avons pu obtenir les données d’émissions dues aux sels

fondants. Toutefois, comme l'indique Bio Intelligence Service, nous avons bel et bien indiqué cette limite de l'inventaire dans le rapport.

[4] Avis (BIO) : nous approuvons l'approche retenue dans l'analyse de sensibilité liée à la prise en compte des effets sur la consommation de carburant. Celle-ci met bien en évidence que des travaux complémentaires seraient nécessaires pour évaluer l'influence du type de chaussées sur la consommation de carburant des véhicules.

Réponse du CIRAIG :

Pas de commentaire à ajouter sur cet aspect.

[5] remarque (BIO et ACC) : lorsque les premiers résultats de l'étude ont été présentés aux parties prenantes, les auteurs n'avaient pas considéré les émissions de composés organiques volatils (COV) et d'hydrocarbures lors de la mise en œuvre du bitume sur le chantier. Or, si les données issues d'enquêtes épidémiologiques et d'expérimentation animale n'ont pas permis de tirer de conclusions définitives quant à la toxicité de ces fumées, les émanations de COV et d'hydrocarbures lors de l'épandage du bitume sont bien reconnues.

Réponse du CIRAIG :

En réponse à cette demande, le CIRAIG a traité de cet aspect dans le rapport final au moyen d'une analyse de sensibilité, ce qui a été approuvé par BIO. Les résultats de cette analyse sont présentés à la section 5.3.3 du rapport final.

Avis sur la réponse apportée (BIO) : nous approuvons la prise en compte de cette étape dans les analyses de sensibilité.

[6] avis des parties prenantes (ACC) : les chaussées en béton nécessitent moins de fondation granulaire en 0-20 mm qui exige un concassage plus important (plus de consommation d'énergie et d'émission de poussières). Il faut justifier ce choix.

Réponse apportée par le CIRAIG :

Il s'agit d'une spécification du MTQ. Le Tableau 3-2 du rapport final indique bien que les chaussées en béton de ciment requièrent moins de matières granulaires que les chaussées en enrobé (basé sur les épaisseurs des couches indiquées). Les quantités totales de granulats en tonnes sont disponibles à l'Annexe E, aux Tableaux 1-1 et Tableau 1-2 pour les systèmes BC et BB respectivement. Tel qu'indiqué à l'Annexe E (sections E-2.1 et E-2.2), les granulats sont constitués de gravier et leur production a été modélisée avec le processus correspondant de la base de donnéesecoinvent, adapté au contexte québécois en ce qui a trait à l'origine de l'électricité utilisée, la consommation d'énergie (0,027 MJ/kg d'énergie mécanique et 0,0108 MJ/kg d'électricité) et les émissions de particules (50 mg/kg) sont tirées des rapports sur la production de ciment et de béton de ciment (Athena Sustainable Materials Institute et CANMET et Radian Canada Inc.). Puisque l'extraction des matières granulaires (comprenant le broyage et les émissions de poussières) n'a pas été ciblée comme un processus clé lors de l'analyse comparative ces informations sont jugées suffisantes à la description des systèmes et processus.

Avis sur la réponse apportée (BIO) : nous approuvons cette justification.

[7] Question (BIO) : les auteurs indiquent que la quantité de sels fondants est plus importante pour les chaussées en béton de ciment que pour les chaussées en béton bitumineux (page 15 de l'annexe E du rapport final). Or, il est également indiqué que les activités de déneigement sont équivalentes pour les deux types de chaussées. Cette étape est donc exclue de l'étude (page 14 de l'annexe E du rapport final). Si la chaussée en béton de bitume nécessite moins de sels fondants, cela n'entraîne-t-il pas un déneigement plus important ? Une explication devrait être ajoutée dans le rapport.

Réponse apportée par le CIRAIG :

La quantité en surplus de sel ne permet pas de faire fondre une couche suffisamment épaisse pour que les opérations de déneigement (c.-à-d. le type de machinerie et la fréquence des interventions) diffèrent entre les deux types de chaussées.

Néanmoins, il a été précisé à l'Annexe E (à la section E.3.5) que l'utilisation d'un surplus de sels dans le cas des chaussées en béton de ciment ne modifie aucunement les opérations de déneigement.

Avis sur la réponse apportée (BIO) : nous approuvons cette justification.

[8] Remarque (BIO) : les auteurs indiquent, au chapitre 3.2.2.1 du rapport, que l'étape de fin de vie comprend la démolition complète des voies de roulement et d'accotement ainsi que la mise en place et le marquage d'une nouvelle dalle de béton de ciment ou d'une nouvelle couche d'enrobé. Le tableau 3-3 indique que dans le cas des chaussées en béton de ciment, cette reconstruction intervient au bout de la 46^{ème}, 47^{ème}, 49^{ème} et 50^{ème} année en fonction des types de voiries. Dans le cas des chaussées en enrobés bitumineux, l'enlèvement complet du revêtement et la pose d'un nouvel enrobé intervient au bout de la 38^{ème}, 40^{ème}, 42^{ème} et 49^{ème} en fonction des types de voiries.

Les auteurs n'indiquent pas dans le rapport d'étude comment ont été affectées l'étape de reconstruction de la dalle de béton de ciment et la pose du nouvel enrobé entre le cycle amont de la chaussée et le cycle aval (cad entre les 50 années considérées dans l'unité fonctionnelle et les 50 années à venir de la nouvelle chaussée).

Question (BIO) : les impacts environnementaux de cette dernière étape sont-ils totalement affectés aux 50 années considérées dans l'unité fonctionnelle de l'étude ou bien un prorata en fonction du nombre d'années permettant d'arriver à la 50^{ème} année a-t-il été considéré ? (par exemple, dans le cas 16 des chaussées en béton de ciment, 4/50^{ème} des impacts environnementaux ont-ils été affectés à la durée de vie considérée dans l'unité fonctionnelle de l'étude ?).

Réponse du CIRAIG :

Comme la reconstruction peut intervenir à différents moments pour les seize cas-types, les impacts environnementaux pour cette dernière ont été imputés aux systèmes de produits au prorata des années incluses dans la période de cinquante ans considérée dans la présente étude sur la durée de vie de la reconstruction. Par exemple, pour le cas-type 16 pour la chaussée en béton de ciment, la reconstruction est multipliée par un facteur 4/46, soit le nombre d'année permettant d'atteindre le cycle de 50 ans considéré divisé par la durée de vie de la dalle de béton.

Puisque le calcul lié à la reconstruction ne semble pas clair, dans le rapport un paragraphe a été ajouté à la sous-section 3.2.2.1 afin de mieux expliquer l'affectation des impacts à cette étape du cycle de vie.

Avis sur la réponse apportée (BIO) : nous approuvons le complément ajouté dans le rapport en vue de clarifier cette hypothèse.

Recommandation (BIO) : nous ne recommandons pas d'affecter l'ensemble des impacts environnementaux liés au remplacement des chaussées au cycle aval, si cette hypothèse a été retenue dans l'étude. En effet, cette hypothèse ne serait pas cohérente avec l'unité fonctionnelle puisque dans ce cas, la chaussée permet le déplacement de véhicules pendant plus de 50 ans.

Réponse du CIRAIG :

Le premier cycle de 50 ans de la chaussée est considéré. Les impacts de la reconstruction sont imputés au prorata pour les premières 50 années, ce qui est en accord avec l'unité fonctionnelle.

Avis sur la réponse apportée (BIO) : nous approuvons cette approche.

[9] Remarque (BIO) : les auteurs indiquent que l'analyse de sensibilité tenant compte de l'influence de la technique en béton armé continu a été réalisée en tenant compte d'une durée de vie de 60 ans (page 44 du rapport final). Pour être cohérent avec la définition de l'unité fonctionnelle, qui précise qu'elle couvre les 50 premières années de la chaussée, il est nécessaire que les auteurs considèrent la même durée de vie que dans le scénario de référence, soit 50 ans.

Réponse du CIRAIG :

Le principal avantage de la chaussée en béton armé continu (BAC) est une durée de vie plus élevée. Puisque la reconstruction de la chaussée en BAC a lieu à l'année 56 (pour le cas-type 16 à l'étude), il est nécessaire de considérer un cycle de vie permettant d'inclure les effets de cette dernière séquence d'intervention. Vu la durabilité plus élevée de ce type de chaussée et afin d'assurer la comparaison des trois types de chaussée, l'unité fonctionnelle a été modifiée spécifiquement pour cette analyse de sensibilité. Elle s'exprime de la manière suivante : « Permettre le déplacement de véhicules routiers sur une distance de cinq kilomètres durant les *soixante* premières années de vie d'une chaussée en béton de ciment comparativement à une chaussée en enrobé bitumineux et à une chaussée en béton armé continu, construites au Québec en 2009 ». La spécification de l'unité fonctionnelle modifiée et le raisonnement derrière cette dernière ont été ajoutés à la section 5.3.4.

Avis sur la réponse apportée (BIO) : nous n'approuvons pas cette réponse. Il est tout à fait possible de ramener les impacts potentiels sur l'environnement par annuité puis de les calculer sur une période de 50 ans. C'est l'approche qui est considérée dans le cadre de l'élaboration de Fiches de Déclaration Environnementale et Sanitaire sur les produits et matériaux de construction en France (cf. AFNOR NF P 01 010).

Proposition (BIO) : si les auteurs souhaitent prendre en compte l'étape de fin de vie, nous proposons que les impacts environnementaux de la chaussée en béton armé continu soient évalués sur 60 ans et ramenés au prorata des 50 ans. Dans ce cas, il serait nécessaire de modifier la définition de l'unité fonctionnelle en ôtant la notion de 50 premières années et en indiquant « pendant 50 ans ».

Réponse du CIRAIG :

Si cette méthode est employée, seul le cycle partiel de la chaussée en béton armé continu sera pris en compte : les impacts liés à la l'étape de reconstruction ne seront pas considérés, et les trois systèmes ne seront pas équivalents, et donc non comparables.

Note : cette méthode proposée est en désaccord avec la recommandation [8] du réviseur

Avis sur la réponse apportée (BIO) : comme indiqué précédemment, il est tout à fait possible de ramener les impacts potentiels sur l'environnement par annuité puis de les calculer sur une période de 50 ans. Cette approche est parfaitement cohérente avec la recommandation [8].

Réponse du CIRAIG :

Il est effectivement possible de ramener les impacts du cycle de vie d'une chaussée par année. Toutefois, compte tenu des séquences dans la vie d'une chaussée, le modèle de calcul se complexifie. Plus précisément, la fondation et la sous-fondation de la chaussée sont construites à la première année, mais ne sont pas remplacées lors des étapes de reconstruction. Par conséquent, il ne convient pas d'additionner les impacts associés à la construction de la fondation et de la sous-

fondation aux impacts de la construction et de simplement les ramener par année en fonction de la période de 50 ans considérée, afin d'obtenir un cycle de 50 ans moyen :

~~$$\text{Im } \textit{pacts}_{\text{ sur } 50 \text{ ans}} = \frac{(\text{Im } \textit{pacts}A + \text{Im } \textit{pacts}B)}{D_{\text{chaussée}}} \times 50$$~~

Où A est la construction de la fondation et de la sous-fondation, B est la construction de la chaussée et $D_{\text{chaussée}}$ est la durée de vie de la chaussée.

Il faut plutôt considérer :

$$\text{Im } \textit{pacts}_{\text{ sur } 50 \text{ ans}} = \frac{(\text{Im } \textit{pacts}A + \text{Im } \textit{pacts}B + K \times \text{Im } \textit{pacts}C)}{D_{\text{fond}}} \times 50$$

$$K = \frac{(D_{\text{fond}} - D_{\text{chaussée}})}{D_{\text{chaussée}}}$$

Où C est la reconstruction de la chaussée, D_{fond} est la durée de vie de la fondation et sous-fondation, et K est le nombre de reconstructions ayant lieu à l'intérieur de la période couverte par la durée de vie de la fondation et sous-fondation.

Toutefois, la durée de vie de la fondation et de la sous-fondation comporte beaucoup d'incertitudes et n'a pu être déterminée par le MTQ. C'est pour cette raison qu'il a été décidé de ne considérer que le premier cycle de 50 ans de la chaussée pour cette étude, et de calculer les impacts de cette façon :

$$\text{Im } \textit{pacts}_{\text{ sur } 1er \ 50 \text{ ans}} = \left(\text{Im } \textit{pacts}A + \text{Im } \textit{pacts}B + \left(\frac{50 - D_{\text{chaussée}}}{D_{\text{chaussée}}} \right) \times \text{Im } \textit{pacts}C \right)$$

Ce modèle de calcul correspond à ce qui a été expliqué à la remarque [8] et accepté par Bio Intelligence Service.

Afin d'effectuer l'analyse de sensibilité sur le BAC en utilisant ce même modèle de calcul, il est nécessaire de modifier l'unité fonctionnelle puisque $D_{\text{chaussée}} > 50$. Les impacts des trois types de chaussées sont alors calculés comme suit :

$$\text{Im } \textit{pacts}_{\text{ sur } 1er \ 60 \text{ ans}} = \left(\text{Im } \textit{pacts}A + \text{Im } \textit{pacts}B + \left(\frac{60 - D_{\text{chaussée}}}{D_{\text{chaussée}}} \right) \times \text{Im } \textit{pacts}C \right)$$

NOTE : Après réflexion de l'applicabilité de ce modèle de calcul, il sera nécessaire d'ajouter une hypothèse dans le rapport, spécifiant que les durées de vie des fondations et sous-fondations des trois différents types de chaussée sont jugées les mêmes. Ceci permettra d'appuyer que les trois systèmes sont fonctionnellement équivalents.

Avis sur la réponse apportée (BIO) : cette réponse expose bien la complexité de ramener les résultats de cette analyse de sensibilité à une période de 50 ans. La comparaison qui est faite entre la technique BAC et la chaussée de bitume se faisant pour les deux types de chaussées sur une période de 60 ans, elle permet de positionner les deux types de chaussées à service équivalent. Nous approuvons donc cette approche.

[10] Remarque (BIO) : le béton réabsorbe, tout au long de sa vie, du dioxyde de carbone atmosphérique lors du processus de carbonatation (phénomène de carbonatation de la chaux contenue dans le béton, suivant la réaction suivante : $\text{Ca}(\text{OH})_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{O}$). Ce processus n'a pas été pris en compte dans l'ACV. Il est nécessaire que les auteurs l'indiquent dans le rapport d'étude ou bien que la prise en compte de ce phénomène soit évaluée dans l'étude. Pour cela, nous proposons que les auteurs se basent sur le document « Guidelines – Uptake of carbon dioxide in the life cycle inventory of concrete, by Danish Technological Institute, Denmark. Kirsten Pommer, Claus Pade. October 2005 ISBN: 87-7756-757-9 ».

Réponse du CIRAIG :

Le CIRAIG est en accord avec la proposition du réviseur et à ajouter cette analyse de sensibilité à l'étude à la sous-section 5.3.8.

Afin de vérifier l'influence de la prise en compte de ce processus sur les résultats, cette analyse de sensibilité comptabilise la quantité totale de CO_2 pouvant être absorbé par la chaussée en béton de ciment du cas-type 16 durant la période de cinquante ans considérée. Pour se faire, quelques hypothèses simplificatrices ont été posées :

- Le béton recyclé (c.-à-d. de seconde génération) peut aussi absorber du CO_2 lorsqu'il est employé dans la sous-fondation des deux types de chaussées. Bien que les couches de sous-fondation soient plus épaisses pour les chaussées en béton, le taux de CO_2 absorbé est calculé à partir de la surface de béton de ciment, et donc n'est pas une fonction de l'épaisseur. Puisque les longueurs et largeurs des chaussées sont les mêmes pour les deux types, le taux d'absorption sera considéré équivalent. Ainsi, seule l'absorption par le béton employé dans le revêtement de béton de ciment du système BC sera considérée pour cette analyse.
- Les lignes directrices du document intitulé « Guidelines – Uptake of Carbon Dioxide in the Life Cycle Inventory of Concrete » (Pommer et Pade, 2005) ont été employées pour estimer la quantité de CO_2 absorbé par le cycle de vie du revêtement de béton de ciment.

La quantité totale de CO_2 absorbée sur le cycle de vie de la chaussée pour le cas-type 16 calculée est de **1 310 tonnes**. La quantité totale de CO_2 qui avait été inventoriée sur le cycle de vie total de la chaussée en béton de ciment pour le cas-type 16 était de **6 060 tonnes**. Il y a donc une diminution de 22 % de la quantité nette de CO_2 émise lors du cycle de vie de la chaussée en béton de ciment pour ce cas-type, ce qui se traduit par une diminution de 26 % de la quantité totale de CO_2 équivalent. Les résultats sont en accord avec cette diminution de CO_2 équivalent puisque l'indicateur de dommage pour le réchauffement climatique indique une diminution du dommage de la même proportion lorsque l'on considère le processus de carbonatation. En revanche, bien qu'il y ait une diminution de l'impact, l'indicateur demeure plus élevé pour le système BC que le système BB. Les autres indicateurs de dommage ne sont pas modifiés. Afin d'obtenir un portrait représentatif de la réalité, et dans une perspective de cycle de vie, la considération du processus de carbonatation du béton de ciment est importante. Par contre, pour cette ACV comparative, la prise en compte de la quantité de CO_2 absorbée par la chaussée tout au long de son cycle de vie ne semble pas être un paramètre sensible. Les conclusions de cette étude **ne sont donc pas modifiées** par la prise en compte du processus de carbonatation par le béton de ciment

Avis sur la réponse apportée (BIO) : nous approuvons cette approche et son intégration dans l'étude en tant qu'analyse de sensibilité.

3.1.1. SUR LA METHODE D'ÉVALUATION DES IMPACTS ET DOMMAGES POTENTIELS SUR L'ENVIRONNEMENT.

[11] Remarque (BIO) : dans le rapport préliminaire, les auteurs indiquent la nécessité de solliciter l'avis du comité réviseur sur la méthode de caractérisation des impacts potentiels sur l'environnement.

Par ailleurs, dans le rapport préliminaire, les auteurs ont donc utilisé la méthode IMPACT 2002+ développée par l'École Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL) en justifiant par le fait que des facteurs de normalisation étaient disponibles dans cette méthode. Ces facteurs de normalisation permettent de traduire les indicateurs de dommage en équivalent habitants (c'est-à-dire en nombre d'habitants par an qui engendrent la même quantité de dommage à l'environnement et à la santé de l'homme). La traduction en équivalent habitants a ensuite été utilisée par les auteurs pour permettre le calcul d'un indicateur unique en utilisant un facteur de pondération de 1 entre les différents indicateurs de dommage. **Nous ne recommandons pas d'utiliser un système à score unique** pour différentes raisons :

- Il n'existe pas à l'heure actuelle de consensus par la communauté internationale des experts en ACV pour aboutir à un score unique.
- La description de la méthode IMPACT 2002+¹ ne recommande pas une pondération entre les différents indicateurs de dommage normalisés : « *The authors suggest considering the four damage oriented impact categories human health, ecosystem quality, climate change, and resources separately for the interpretation phase of LCA* »
- Les normes ISO relatives aux ACV indiquent qu'une pondération des résultats d'ACV n'est pas adéquate dans le cadre d'une communication des résultats d'ACV.
- Il est de notre point de vue nécessaire que l'étude réalisée par le CIRAIQ apporte une vision exhaustive des enjeux environnementaux des deux types de chaussées. Seule une approche multi-critères garantira que l'Orientation ait connaissance des différentes conséquences écologiques liées aux choix qu'elle pourra faire.

Avis (BIO) :

Les auteurs ont retenu la méthode IMPACT 2002+. Nous approuvons l'utilisation de cette méthode qui répond aux exigences de la norme ISO 14 044 et principalement :

- Les catégories d'impact, les indicateurs et le modèle de caractérisation sont acceptés au niveau international (cette méthode a, par exemple, fait l'objet d'une publication dans l'International Journal Of LCA Int J LCA 8 (6) 324 – 330 (2003)).
- Les catégories d'impacts et de dommages représentent l'ensemble des impacts des entrants et des extrants des systèmes considérés.
- Le modèle de caractérisation de chaque indicateur est scientifiquement et techniquement valable.
- Les indicateurs de catégorie ont une pertinence environnementale.

Les auteurs indiquent dans le rapport préliminaire que d'autres méthodes d'évaluation des impacts potentiels, dont LUCAS, seront considérées dans le rapport final pour identifier si le choix d'une méthode peut modifier les tendances observées sur les résultats obtenus avec la méthode IMPACT 2002+.

¹ IMPACT 2002+: User Guide Draft for version 2.1 Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, Jolliet et al. GECOS, Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL). October 2005

Dans le rapport de mars 2009, les auteurs de l'étude ont intégré d'autres méthodes d'évaluation des impacts potentiels, dont LUCAS dans le rapport final. Le choix d'une méthode ne change pas le positionnement des deux types de chaussées obtenu avec la méthode IMPACT 2002+.

Par ailleurs, les auteurs ont modifié leur approche pour ne plus présenter les résultats des deux types de chaussées sous la forme d'un score unique mais selon une analyse multicritère exprimée selon les quatre indicateurs de dommage de la méthode IMPACT 2002+.

Réponse du CIRAIG :

Les méthodes LUCAS et Eco-indicator 99 ont été employées pour cette étude et ont été présentées dans le rapport final. Le CIRAIG avait demandé au comité réviseur leur avis sur les méthodes à employer pour cette étude. Le CIRAIG avait opté pour ces deux méthodes, ainsi que la méthode LUCAS mais sollicitait tout de même l'avis du comité. Ces méthodes ont bien été employées dans le rapport final. Les résultats des deux types de chaussées n'ont pas été présentés sous la forme d'un score unique mais bien selon une analyse multicritère exprimée selon les quatre indicateurs de dommage de la méthode IMPACT 2002+.

Avis sur la réponse apportée (BIO) : nous approuvons cette approche.

[12] avis des parties prenantes (BQ) : le bilan de consommation d'énergies non renouvelables pour les chaussées de béton bitumineux soulève la question de la prise en compte la prise en compte ou non de l'énergie matière (énergie inhérente ou énergie « feedstock »).

Avis (BIO) : l'énergie primaire non renouvelable exprime les quantités de ressources naturelles énergétiques non renouvelables (tel que le pétrole, le charbon, le gaz, l'uranium...) puisées dans l'environnement et qui sont mobilisées à chacune des étapes du cycle de vie du produit. Elle est exprimée dans une unité énergétique (en général en MJ) en tenant compte du contenu énergétique des différentes ressources (Pouvoir Calorifique Inférieur ou PCI). La quantité de pétrole entrant dans la composition « matérielle » du bitume contribue à diminuer la ressource pétrole. Celle-ci est exprimée au travers de l'énergie « feedstock ». Cette énergie « feedstock » n'est pas perdue dans la mesure où elle peut être récupérée en fin de vie par un processus de valorisation énergétique (c'est le cas par exemple pour les emballages en matière plastique). Il est donc nécessaire de considérer cette énergie « feedstock » dans le bilan énergie primaire. Nous approuvons donc le choix qui a été fait par les auteurs de l'étude d'intégrer cette énergie dans les bilans environnementaux des deux types de chaussées.

Réponse du CIRAIG :

Bien que la problématique de cette prise en compte ait été soulevée par les parties prenantes, il a été décidé de comptabiliser l'énergie totale liée à la production du bitume. L'énergie inhérente du bitume a été prise en compte dans les résultats du rapport final, ce qui est aussi en accord avec l'avis de BIO.

Proposition (BIO) : compte tenu de l'horizon temporel de l'étude (50 ans) une analyse de sensibilité sur la valorisation énergétique du bitume (procédé de fin de vie qui pourrait être envisagé en 2059 pour récupérer l'énergie « feedstock ») permettrait d'affirmer ou d'infirmer l'intérêt du développement d'une telle filière au Québec.

Réponse du CIRAIG :

La fonction du système est de permettre une circulation routière sur un tronçon donné de chaussée. La valorisation du bitume en fin de vie serait donc considérée comme une fonction secondaire et nécessiterait une extension des frontières. Or, il n'existe actuellement aucune technologie

permettant de revaloriser énergétiquement le bitume contenu dans les enrobés de construction. Il n'est donc pas possible pour le CIRAIG d'effectuer une telle analyse.

Avis sur la réponse apportée (BIO) : nous n'approuvons pas cette réponse en partie. La valorisation énergétique ne confère pas une seconde fonctionnalité au produit ou système étudié dans une analyse de cycle de vie. La valorisation énergétique d'un produit en fin de vie est en effet couramment prise en compte dans les ACV (cf. ACV études de la commission Européenne, pour l'ADEME, Eco-emballages etc.). L'hypothèse couramment admise est que l'énergie produite se substitue à la production d'énergie par des moyens conventionnels. Par ailleurs, si le processus de valorisation énergétique n'existe pas à l'heure actuelle, un scénario prospectif aurait pu être considéré pour évaluer l'influence de cette hypothèse.

Néanmoins, cette proposition avait pour objectif de compléter l'étude et ne remet pas en cause les autres hypothèses considérées.

Réponse du CIRAIG :

Nous sommes d'accord que la valorisation énergétique en fin de vie et l'hypothèse de la substitution d'énergie sont couramment prises en compte en ACV. Toutefois, il est communément reconnu en ACV que cette prise en compte d'une énergie en fin de vie confère une seconde fonction au système, ce qui peut notamment être expliqué dans le récent document de référence publié par la Commission Européenne (International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook, document présentement en consultation, mais disponible au : <http://lct.jrc.ec.europa.eu/lca-files/ILCD-Handbook-General-guidance-document-for-LCA-data-and-studies-Draft-for-public-consultation-clean.pdf>). Les impacts évités par une substitution d'énergie peuvent alors être retranchés du système à l'étude.

Néanmoins, selon les recherches effectuées sur la valorisation énergétique du bitume, le CIRAIG n'a pas été en mesure d'identifier un scénario prospectif vraisemblable, et donc les impacts évités par une valorisation énergétique du bitume n'ont pas été considérés.

Avis sur la réponse apportée (BIO) : cette réponse n'appelle aucun commentaire supplémentaire.

3.1.1. SUR LES TYPES DE DONNEES, LEURS SOURCES ET LES EXIGENCES EN TERMES DE QUALITE.

[13] Remarque (BIO) et parties prenantes (ACC²): les auteurs de l'étude se sont approchés des différentes parties prenantes pour obtenir les données de production du bitume, du ciment, de mise en œuvre des chaussées... une attention particulière doit être considérée dans la mesure où ces données n'ont pas été validées par une tierce partie indépendante.

En outre, la description de la méthode utilisée pour la modélisation de la production du bitume n'est pas claire. Il est d'ailleurs étonnant que les émissions de CO₂ issues d'Eurobitume ou d'Ecoinvent soient entre 3,5 et près de 6 fois plus importantes que celles fournies par Petro-Canada.

Des analyses de sensibilité ont été conduites en prenant d'autres données d'inventaires de cycle de vie (données Ecoinvent adaptées au contexte Québécois par exemple) pour évaluer leur influence sur les résultats.

L'analyse de sensibilité sur les inventaires de cycle de vie de la production de ciment montre également que ceux-ci peuvent influencer les tendances observées sur le positionnement des deux filières.

Réponse du CIRAIG :

Puisque la méthode employée pour la modélisation de la production du bitume n'est pas claire, un paragraphe a été ajouté à la sous-section 3.2.3.1 du rapport, spécifiant que les données sur la consommation d'énergie et sur les émissions ont pu être fournies pour la production spécifique d'un

² L'avis de l'ACC ne concerne que les données sur la production du bitume.

kilogramme de bitume plutôt que pour la totalité des activités de la raffinerie, ce qui évite de recourir à une imputation massique sur l'ensemble des produits de la raffinerie.

Avis sur la réponse apportée (BIO) : nous approuvons le complément ajouté dans le rapport en vue de clarifier cette hypothèse.

Avis (BIO) : nous approuvons cette approche mais apportons une réserve sur les données utilisées. En effet, une étude comparative de ces deux filières ne peut se faire que sur la base d'inventaires de cycle de vie établis par les industriels. Les hypothèses méthodologiques retenues pour l'établissement de ces inventaires devraient être homogènes (frontières des systèmes à considérer, règles d'allocations entre les différents coproduits, modèles énergétiques, flux élémentaires à considérer...) de manière à permettre une analyse comparative robuste. Ces inventaires de cycle de vie doivent être établis conformément aux normes ISO 14 040 et ISO 14 044, voire selon la norme ISO 14 025 en établissant un PCR visant à l'établissement de déclarations environnementales produit (EPD). Ces inventaires de cycle de vie devraient ensuite être vérifiés par une tierce partie indépendante, voire un panel d'experts indépendants.

Réponse du CIRAIG :

Les hypothèses méthodologiques pour l'établissement de l'inventaire du système BB et du système BC sont les mêmes. Plus précisément, les frontières considérées sont équivalentes. En ce qui a trait à l'imputation, le système BC ne nécessitait pas de règle d'imputation pour la modélisation de la production du ciment, tandis que le système BB comportant une imputation au niveau de la raffinerie (étant un processus multifonctionnel). Aucun modèle énergétique n'a été employé pour la modélisation des deux systèmes et les flux élémentaires considérés dans les deux systèmes sont les mêmes ; aucun flux élémentaire n'a été exclu. La modélisation de la production du bitume a bien été faite sur la base d'inventaires du cycle de vie établis pas un expert industriel, soit par Petro-Canada, mais n'a pas été validée par une tierce partie indépendante. De plus, aucun PCR n'apparaît dans le domaine pétrochimique et dans l'industrie du ciment, et donc aucune procédure n'existe à ce jour pour le développement d'un EPD pour le bitume et le ciment. Le CIRAIG avait déjà communiqué au MTQ l'intérêt de valider les données obtenues des parties prenantes par un panel d'experts indépendants lors de la réalisation de la revue critique, dans le but d'augmenter le niveau de qualité des données employées (ou du moins d'en obtenir une meilleure estimation). Des analyses de sensibilité ont été réalisées sur les inventaires de cycle de vie de la production de ciment et de la production du bitume. Bien qu'il fût démontré que le choix de l'inventaire puisse influencer les tendances observées sur le positionnement des deux filières, ces modifications ne changent pas les conclusions obtenues : il n'est aucunement possible de conclure quant à la supériorité d'un type de chaussée relative à l'autre.

Avis sur la réponse apportée (BIO) : nous approuvons cette réponse. Néanmoins il nous semble pertinent que le développement d'un PCR sur les matériaux entrant dans la composition des types de chaussées soit établis afin de faciliter l'actualisation de cette étude et de renforcer sa crédibilité.

Réponse du CIRAIG :

Le développement d'un PCR ne faisait pas partie du mandat de cette étude. Toutefois, le CIRAIG est d'accord qu'il est important de développer des PCR sur les matériaux de construction. Une recommandation encourageant le développement de ces PCR a donc été intégrée au rapport final

[14] Remarque (BIO) : l'horizon temporel souhaité pour cette étude est en désaccord avec la représentativité temporelle des données utilisées mais également des techniques retenues pour l'étude. En effet, cette étude vise à fournir un bilan comparatif des différentes techniques de chaussées jusqu'en 2059. Or, les bilans environnementaux sont basés sur des techniques actuelles et des données de production basées sur les années 2005 et 2006 pour la production du ciment, du

béton de ciment et du bitume. De même, les données fournies par l'ACRGQTQ sont visiblement représentatives des techniques de construction utilisées à l'heure actuelle. Or, ces données entraînent un biais s'il on veut que cette étude soit représentative des conséquences écologiques des différents types de chaussées jusqu'en 2059 pour les raisons suivantes :

- Les procédés industriels auront certainement évolués d'ici 2059 et l'on peut raisonnablement supposer que ceux-ci seront optimisés par rapport à aujourd'hui (augmentation des rendements des procédés, meilleure efficacité énergétique, amélioration des techniques de dépollution de l'air, de l'eau..., moindre quantité de déchets et meilleure valorisation, captage et séquestration du CO₂...) Quelle filière évoluera le plus rapidement en termes de performance énergétique et environnementale ?
- Les modèles énergétiques (grid mix pour la production d'électricité notamment) auront certainement évolués d'ici 2059 entraînant ainsi une modification du profil environnemental du béton de ciment et du béton bitumineux.
- Les techniques de revêtements de route évolueront probablement d'ici 2059. On constate par exemple en Europe la mise en œuvre de nouvelles techniques comme par exemple :
 - Les enrobés basse température pour un "petit chantier".
 - Les enrobés à chaud dans lesquels les liants végétaux remplacent le bitume. Ce nouveau procédé permet de réduire les températures de fabrication et d'application de 40°C par rapport aux enrobés classiques.
 - Des produits végétaux, à base d'huiles de colza et de tournesol, utilisés pour la préparation des bitumes fluxés, utilisés comme enduits superficiels. Ils remplacent des produits fluxants qui étaient jusqu'alors fabriqués à partir de produits pétroliers.
 - Le recyclage à froid des enrobés (technique qui consiste à raboter l'ancien enrobé puis à le traiter à froid en y ajoutant des additifs et à le réutiliser pour la nouvelle couche de base de la chaussée).

Avis (BIO) : pour ces différentes raisons, il ne nous semble pas raisonnable de conclure sur le positionnement de l'un ou l'autre type de chaussée à horizon 50 ans dans la mesure où les profils environnementaux de ces techniques évolueront probablement d'ici 2059. Si cette étude peut servir à alimenter la réflexion de l'Orientation sur les conséquences écologiques des types de chaussées qu'elle retiendra avec un horizon temporel, elle doit inciter les différentes filières à s'engager davantage dans une démarche de progrès d'un point de vue environnemental ; à la fois en incitant à s'engager dans la réduction des impacts environnementaux liés au cycle de vie des chaussées (qui concerne l'étape de production des matériaux, leur mise en œuvre, leur influence sur la consommation des véhicules et leur fin de vie) mais également en les incitant à innover davantage dans les techniques de revêtement routiers.

Réponse du CIRAIG :

Il est vrai que les technologies risquent de varier à l'intérieur des cinquante années considérées. Cependant, personne n'a actuellement le recul nécessaire pour caractériser avec précision l'évolution des techniques de production et le comportement des routes. L'étude effectuée n'est pas prospective et le système technologique à l'étude est considéré statique. Une note a alors été ajoutée aux limites de l'étude à la section 3.2.8 et en conclusion. La note ajoutée indique qu'il est important de noter que les résultats obtenus dans le cadre de cette étude sont fonction d'un système technologique statique sur la période de cinquante ans considérée. Nul n'a actuellement le recul nécessaire pour caractériser avec précision l'évolution dans le temps des techniques de production des matériaux de construction, des technologies de conception et de mise en place des chaussées, et des réglementations environnementales, bien que la compétitivité du marché risque fort probablement de modifier le système étudié, et conséquemment, les résultats de cette étude. Il en suit que plusieurs nouvelles technologies de revêtement émergent, telles que les enrobages à

froids, à recyclage facilité, les bitumes modifiés au polymère augmentant la durée de vie du revêtement, etc. Il serait donc recommandable que le MTQ puisse investiguer sur la pertinence environnementale de développer ces innovations des chaussées, si elles sont applicables au contexte canadien.

Avis sur la réponse apportée (BIO) : nous approuvons cette réponse et le complément apporté dans le rapport final.

Recommandation (BIO) : une analyse de sensibilité en tenant compte d'un mix électrique marginal serait un premier élément d'appréciation de l'évolution possible du profil environnemental des différents types de chaussées. Pour cela, les producteurs d'électricité au Québec pourrait être consultés pour tenter d'évaluer quel pourrait être l'évolution probable du mix électrique Québécois (et des autres mix électriques utilisés dans l'étude) d'ici 50 ans.

Réponse du CIRAIG

La consommation d'électricité n'a pas été identifiée comme un élément clé lors de la réalisation de cette étude. Conséquemment, le mix électrique québécois (tout comme les autres mix électriques utilisés dans l'étude) n'est pas un paramètre sensible. En fait, selon les résultats de la modélisation, l'utilisation du *grid mix* québécois (processus *Electricity mix - Qc U*) ne contribue pas plus de 1 % à chacune des quatre catégories de dommages, et ce pour les deux systèmes. Or, comme c'est le système BC qui consomme davantage d'électricité québécoise, (8,44E₆ MJ pour le système BC16 et 5,456E₆ MJ pour le système BB16, attribuables à la consommation d'électricité québécoise), la prise en compte d'un *grid mix* marginal (qui serait probablement moins propre que le mix Québécois actuel constitué à plus de 90 % d'hydroélectricité) ne ferait qu'augmenter l'écart relatif des indicateurs d'impact en comparatif, ce qui désavantagerait supérieurement le système BC. Les conclusions de l'étude ne seraient aucunement modifiées par cette analyse de sensibilité. Pour ces raisons énumérées ci-dessus, aucune analyse de sensibilité ne sera effectuée sur le paramètre du mélange énergétique.

Avis sur la réponse apportée (BIO) : nous approuvons cette réponse.

[15] Remarque (BIO) : le tableau 5-8 relatif à la qualification des données appel plusieurs commentaires :

- La note de 1 exprimant le meilleur niveau de qualité des données ne considère pas une validation par tierce partie indépendante.
- La note 2 (« quantité ») qui est donnée pour la production du ciment nous semble trop élevée (pour une échelle allant de 1 à 5) dans la mesure où la comparaison avec des données issues de base de données génériques d'inventaires de cycle de vie (Ecoinvent par exemple) montrent que l'on observe des facteurs d'émissions (CO₂, NOX, SO₂...) variables d'une source à l'autre et que cela influence sensiblement les résultats de l'étude.

Réponse du CIRAIG :

Les notes pour les qualités de données « quantité » pour la production du ciment et pour la production du bitume correspondent à la fiabilité (pour les flux primaires) des quantités de matière et d'énergie inventoriées, de même que des distances de transport et des quantités de rejets selon leur devenir. Ainsi, les quantités de bitume et de ciment requises pour les étapes de construction, d'entretien et de reconstruction ont été fournies par le MTQ, et sont des valeurs actuelles mesurées. La note « 1 » attribuée à la qualité « quantité » pour la production du ciment sera ainsi conservée.

En ce qui concerne les notes pour la qualité « processus » (c.-à-d. tous les flux secondaire liés aux processus d'arrière-plan), il est vrai que la note « 1 » indique un niveau de qualité de la donnée

(relative aux aspects quantité, processus et contribution), et non un niveau de qualité relative à une validation par tierces parties. Comme indiqué précédemment, une validation permettrait en effet d'augmenter le niveau de qualité des données employées (ou du moins d'en obtenir une meilleure estimation) et le CIRAIG a clairement communiqué au MTQ l'importance d'impliquer un panel d'experts indépendants à cet effet lors de la réalisation de la revue critique. Les notes pour les qualités de données « processus » pour la production du ciment et pour la production du bitume ont ainsi été modifiées à « 2 » puisque ces processus n'ont pas été validés par une tierce partie indépendante. Par contre, ces notes pour la qualité « processus » (c.-à-d. tous les flux secondaire liés aux processus d'arrière-plan) sont jugées suffisamment conservatrices et ne seront pas incrémentées davantage. En fait, les données obtenues concernant les quantités de consommables liées au processus de la production du ciment ont été tirées d'une étude effectuée par l'ACC sur différentes cimenteries canadiennes, et les données sur les trois cimenteries québécoises qui y figuraient ont été utilisées. En ce qui a trait aux émissions, les quantités d'émissions annuelles répertoriées par le gouvernement canadien pour ces trois mêmes cimenteries ont été obtenues. Dans un premier temps, la représentativité géographique et technologique de cette donnée est jugée adéquate puisque le ciment utilisé dans les chaussées au Québec est modélisé à l'aide des données de production au Québec. Dans un deuxième temps, la qualité de l'échantillonnage est jugée élevée puisque les données sont représentatives de 100 % de la population totale (puisque l'échantillon de données correspond aux trois cimenteries existantes au Québec). Dans un troisième temps, les données ont été fournies par l'ACC, et donc proviennent d'une source fiable dont l'expertise dans le domaine est reconnue. En outre, les conclusions de l'analyse de sensibilité effectuée sur la donnée de production du ciment indiquaient cependant que, peu importe la donnée employée, les conclusions de l'étude n'étaient pas renversées, c'est-à-dire que bien qu'il en résultait d'une incidence sur les dommages à la santé humaine et à la qualité des écosystèmes, il n'en demeure pas moins que ces diminutions ne permettent pas de discriminer quel système est favorable globalement.

Avis sur la réponse apportée (BIO) : nous approuvons cette réponse sous réserve que les auteurs indiquent dans le rapport d'étude que la note 1 n'intègre pas une vérification par tierce partie.

Réponse du CIRAIG :

Le CIRAIG est d'accord avec cet avis et a ajouté cette précision au Tableau 5-7 du rapport.

3.1.2. SUR L'ANALYSE DE L'INVENTAIRE DE CYCLE DE VIE.

[16] Recommandation (BIO) : si les flux de Na⁺ et Cl⁻ liés à l'utilisation des sels fondants ne sont pas caractérisés dans les méthodes d'évaluation des impacts potentiels sur l'environnement ils doivent être présentés dans le tableau 4-4 du chapitre 4 du rapport final.

Réponse du CIRAIG :

Les conclusions de l'analyse de l'inventaire indiquaient que le système BC générerait davantage d'émissions à l'air, à l'eau et au sol que le système BB. La prise en compte de ces sels ne ferait qu'augmenter l'ampleur des émissions totales du système BC en comparaison à celles du système BB. Puisque les conclusions de l'analyse de l'inventaire ne seraient pas modifiées, l'inventaire ne sera pas modifié pour inclure ces substances. Cet aspect est tout de même mentionné dans les limites de l'étude. Une note a cependant été ajoutée au Tableau 4-4 afin de préciser que les émissions dues à l'épandage des sels n'ont pas été considérées et donc, qu'elles ne figurent pas dans le tableau.

Avis sur la réponse apportée (BIO) : cf. réponse [3].

[17] Question (BIO) : quelle est la version d'Ecoinvent utilisée ? la préciser dans le rapport

Réponse du CIRAIG :

La version d'ecoinvent utilisée est la version 2.0. Le rapport a été modifié à la sous-section 3.2.4.1 et au sommaire exécutif afin de préciser la version employée.

Avis sur la réponse apportée (BIO) : nous approuvons cette réponse.

3.1.1. SUR LA PRESENTATION DES RESULTATS DES INDICATEURS D'IMPACTS POTENTIELS SUR L'ENVIRONNEMENT

[18] Recommandation (BIO) : la normalisation des résultats en équivalent habitants des catégories de dommages évaluées par la méthode IMPACT 2002+ permet d'identifier les enjeux environnementaux significatifs. La norme ISO 14 044 requiert que les enjeux environnementaux significatifs soient identifiés.

Par ailleurs, si l'on souhaite apporter une information aux filières considérées sur l'origine des impacts environnementaux, une analyse doit être conduite pour chacun des types de chaussées de manière à identifier les processus élémentaires et les étapes les plus contributrices (y compris les flux élémentaires) aux impacts potentiels sur l'environnement.

Réponse du CIRAIG :

La consigne de la norme ISO 14 044 sur l'identification des enjeux significatifs a été respectée. Une analyse de contribution a été effectuée à la section 5.1.2 et présente les indicateurs de dommage pondérés du profil comparatif (système BC - système BB), désagrégés par étape (processus) du cycle de vie. Cet exercice permet d'identifier les processus élémentaires et les étapes étant les plus grands contributeurs aux impacts du cycle de vie d'une chaussée en béton de ciment comparativement à ceux d'une chaussée en enrobé bitumineux. Il n'est nullement indiqué dans la norme ISO 14 044 que les profils spécifiques de chacun des systèmes doivent être obtenus dans le cadre d'une ACV comparative. Le choix de présenter les profils spécifiques de chacun des systèmes ou bien simplement le profil comparatif découle des objectifs du projet et non de la consigne de la norme ISO 14 044. Le but de cette présente étude est : *de comparer les impacts environnementaux potentiels du cycle de vie des chaussées en béton de ciment de type dalles courtes goujonnées (DCG) à ceux d'une chaussée en enrobé bitumineux*. Le MTQ n'a pas demandé à obtenir les enjeux environnementaux (ou « points chauds ») des deux types de chaussées individuellement, mais bien de la comparaison des deux dernières. Par conséquent, le CIRAIG n'ajoutera pas d'analyses conduites pour chacun des types de chaussées de manière à identifier les processus élémentaires et les étapes les plus contributrices (y compris les flux élémentaires) aux impacts potentiels sur l'environnement.

Avis sur la réponse apportée (BIO) : nous comprenons que la réalisation d'une telle analyse ne rentre pas dans le cadre du mandat entre le CIRAIG et le MTQ.

[19] Recommandation (BIO) : les résultats obtenus par la méthode de Monte Carlo doivent être utilisés pour encadrer les résultats des scénarios de références avec des valeurs minimum et maximum (ceci permettra d'identifier d'éventuels chevauchements entre les différents indicateurs et ainsi identifier les indicateurs sur lesquels il n'y a pas de positionnement clair des deux types de chaussées).

Réponse du CIRAIG :

Le CIRAIG est en accord avec cette recommandation. Les barres d'erreurs ont été ajoutées à la Figure I du sommaire exécutif. Par contre, il n'était pas possible d'ajouter des barres d'erreurs lorsque la catégorie de dommage de la consommation des ressources distinguait la part d'énergie inhérente du

bitume. La Figure I a donc été modifiée pour illustrer l'impact total de la catégorie ressources (en ne distinguant pas la part d'énergie inhérente du bitume), et la Figure II a été ajoutée afin de bien illustrer la part d'énergie inhérente du bitume, sans toutefois présenter les barres d'erreur.

Avis sur la réponse apportée (BIO) : nous approuvons cette réponse.

[20] Remarque (BIO) : les résultats chiffrés des analyses de sensibilité ne doivent pas être fournis uniquement dans les annexes.

Proposition (BIO) : pour les analyses de sensibilité relatives à l'origine des inventaires de cycles de vie, nous proposons aux auteurs que les résultats d'un cas type du scénario de référence (le 16 par exemple) soit présentés comme référence (en base 100) et que les résultats des analyses de sensibilité soient calculés en conséquence et présentés dans le même graphique. Cette proposition de restitution vaut également pour les analyses de sensibilité, sauf celles ayant trait aux méthodes d'évaluation des impacts.

Réponse du CIRAIG :

Cette proposition de présentation des résultats ne permettrait pas de mieux comprendre les analyses de sensibilité et ne changerait pas la façon dont sont présentées les conclusions de chacune des analyses de sensibilité individuelles. Pour cette raison, et fautes de ressources supplémentaires disponibles à la réalisation du projet, le CIRAIG ne procédera pas à une restitution de la présentation des résultats des analyses de sensibilité.

Avis sur la réponse apportée (BIO) : cette modalité de présentation largement employée dans de nombreuses études ACV a comme intérêt de faciliter la compréhension des résultats. Nous comprenons que les ressources allouées au CIRAIG ne permettent pas de prendre en compte cette proposition.

Réponse du CIRAIG :

À noter que les résultats des analyses de sensibilité sont tout de même disponibles à l'annexe F du rapport.

[21] Proposition (BIO) : pour les analyses de sensibilité relatives aux différentes méthodes d'évaluation des impacts potentiels sur l'environnement, nous proposons qu'elles soient présentées, dans le rapport, selon le même mode de présentation du tableau 5-2 page 34 du rapport, ce qui permettrait de mieux visualiser si les tendances sont modifiées en fonction de la méthode retenue.

Réponse du CIRAIG :

Puisque les tendances ont été expliquées clairement pour chacune des analyses de sensibilité, le CIRAIG ne croit pas qu'il est nécessaire de présenter un tableau sommaire additionnel au rapport. Ainsi, afin de minimiser le nombre de tableaux et figures inclus dans le rapport, et fautes de ressources supplémentaires disponibles à la réalisation du projet, le CIRAIG ne présentera pas le tableau proposé.

Avis sur la réponse apportée (BIO) : nous comprenons que les ressources allouées au CIRAIG ne permettent pas de prendre en compte cette proposition.

3.1.1. SUR LES CONCLUSIONS DE L'ÉTUDE

Avis (BIO) : nous souhaitons disposer des modifications et des réponses apportées aux questions avant d'émettre un avis sur les conclusions du rapport.

Réponse du CIRAIG :

Le CIRAIG modifiera la conclusion lorsque le réviseur émettra l'avis.

Avis de BIO sur la conclusion du rapport final de septembre 2009.

La conclusion et les résultats sont cohérents avec l'objectif de l'étude. La conclusion de l'étude reflète bien les résultats obtenus au regard des hypothèses et données utilisées. Les limites de l'étude et les limites inhérentes à la méthode des ACV sont clairement évoquées ce qui répond bien aux exigences des normes ISO.

Une seule réserve porte sur la proposition de reboisement des bords de route : si la plantation d'arbres ou d'arbustes sur le bord de route permet une séquestration de CO₂, une telle proposition ne peut se faire qu'en regard d'une analyse sur la conséquence en termes de risques pour la sécurité routière. Il serait par ailleurs utile de préciser une source confirmant les effets d'une telle mesure sur la consommation de carburant des véhicules.

**ANALYSE DU CYCLE DE VIE COMPARATIVE DES CHAUSSEES EN BETON DE CIMENT ET EN BETON BITUMINEUX A DES FINS
D'INTEGRATION DE PARAMETRES ENERGETIQUES ET ENVIRONNEMENTAUX AU CHOIX DES TYPES DE CHAUSSEES**

Commanditaire : Ministère des Transports du Québec

Réalisateur : CIRAIG

Rapport définitif, 28 Septembre 2009. Version finale intégrant les commentaires de la Revue.

RAPPORT DE REVUE CRITIQUE

En exécution de la mission de revue critique qui nous a été confiée par le Ministère des Transports du Québec, nous vous présentons notre rapport relatif aux informations et connaissances acquises dans le cadre de l'étude portant sur l'Analyse du Cycle de Vie comparative des chaussées en béton de ciment et en béton bitumineux à des fins d'intégration de paramètres énergétiques et environnementaux au choix des types de chaussées.

Les bilans environnementaux des deux types de chaussées, l'une en béton bitumineux et l'autre en béton de ciment ont été obtenus par le CIRAIG qui a réalisé les analyses du cycle de vie, entre 2008 et septembre 2009. L'analyse de cycle de vie est une technique comptable des impacts sur l'environnement de systèmes clairement définis et conçus pour en faciliter la comparaison. Elle consiste à établir un bilan complet des quantités de matières et d'énergie prélevées et rejetées tout au long de la filière désignée, de la production des matières premières au traitement des déchets.

Ces comptes sont présentés dans le rapport définitif de l'étude, rendu par le CIRAIG en mars 2009 puis modifié en septembre 2009 suite à la première note de revue critique. Il appartient au comité de revue d'exprimer une opinion sur cette dernière version des comptes, en se basant sur :

- le contrôle des conditions de réalisation des analyses du cycle de vie, telles qu'elles ont été retranscrites dans le rapport définitif rendu par le CIRAIG,
- les vérifications spécifiques et les exigences générales prévues par les normes internationales relatives aux analyses du cycle de vie.

VERIFICATIONS ET INFORMATIONS SPECIFIQUES

Nous avons effectué notre revue critique selon les normes internationales relatives aux analyses de cycle de vie (ISO 14040 à 14044); ces normes requièrent la mise en œuvre de diligences permettant d'obtenir l'assurance raisonnable que les comptes environnementaux obtenus en ayant réalisé des analyses du cycle de vie, ne comportent pas d'anomalies significatives. Une revue critique consiste à examiner, de manière systématique, la justesse et la cohérence des éléments probants justifiant les données contenues dans ces comptes. Elle consiste également à apprécier les principes comptables suivis et les estimations significatives retenues pour l'établissement des bilans environnementaux, et à apprécier leur présentation d'ensemble.

La mission s'est déroulée de janvier 2009 à septembre 2009, notre rôle a consisté à contrôler que :

- les méthodes utilisées pour réaliser l'analyse du cycle de vie sont cohérentes avec les normes internationales de la série ISO 14040 ;
- les hypothèses, les principes méthodologiques et les modèles mis en œuvre pour réaliser l'analyse du cycle de vie sont valables d'un point de vue technique et scientifique ;
- les données utilisées sont appropriées et raisonnables par rapport à l'objectif de l'étude ;
- les interprétations fournies reflètent les limitations identifiées et l'objectif de l'étude ;
- la présentation d'ensemble des documents finaux de l'étude (rapport définitif et rapport de synthèse) est transparente et cohérente.

Les contrôles effectués sont commentés dans la note de revue qui a été adressée en avril 2009 au CIRAIG. Pour tenir compte des commentaires de la Revue, le CIRAIG a choisi de réviser le rapport de mars 2009.

Nous estimons que nos contrôles fournissent une base raisonnable à l'opinion exprimée ci-après sur les comptes environnementaux présentés dans la version finale du rapport définitif intégrant les commentaires de la Revue et reçu le 28 septembre 2009.

OPINION SUR LES COMPTES ENVIRONNEMENTAUX PRESENTES

Nous certifions que :

- Les méthodes utilisées par le CIRAIG sont cohérentes avec les normes ISO 14040 et ISO 14044 relatives aux analyses du cycle de vie, et que les comptes environnementaux sont réguliers et transparents.
- Les méthodes utilisées par le CIRAIG sont valides d'un point de vue technique et scientifique
- Les interprétations reflètent fidèlement les limites identifiées de l'étude
- Le rapport est transparent et cohérent
- La synthèse (sommaire exécutif) de l'étude reflète bien les conclusions de l'étude et ses limites.

L'auteur de la revue critique recommande de porter une attention particulière sur la représentativité temporelle des données utilisées mais également des techniques retenues pour l'étude. En effet, il ne nous semble pas raisonnable de conclure sur le positionnement de l'un ou l'autre type de chaussée à horizon 50 ans dans la mesure où les bilans environnementaux sont basés sur des techniques et données de production actuelles et que celles-ci évolueront probablement d'ici 50 ans. Si cette étude peut servir à alimenter la réflexion de l'Orientation sur les conséquences écologiques des types de chaussées qu'elle retiendra, elle doit inciter les différentes filières à s'engager davantage dans une démarche de progrès d'un point de vue environnemental ; à la fois en incitant à s'engager dans la réduction des impacts environnementaux liés au cycle de vie des chaussées (qui concerne l'étape de production des matériaux, leur mise en œuvre, leur influence sur la consommation des véhicules et leur fin de vie) mais également en les incitant à innover davantage dans les techniques de revêtement routiers.

Pour améliorer la compréhension des résultats communiqués à des lecteurs non spécialistes des analyses de cycle de vie, nous rappelons que les indicateurs utilisés pour évaluer les impacts environnementaux décrivent des impacts potentiels, non des phénomènes réels. Aujourd'hui, il n'existe aucune base scientifique permettant d'estimer la probabilité de réalisation des impacts potentiels évalués. Les bilans environnementaux présentés dans l'étude décrivent l'intensité des changements environnementaux initiés tout au long du cycle de vie des types de chaussées ; c'est en ces termes que les points forts et les points faibles des deux types de chaussées peuvent être correctement interprétés.

Yannick Le Guern
BIO Intelligence Service
Le 30 septembre 2009

Trois parties prenantes ont également été consultées afin d'obtenir leur avis sur l'étude conduite pour le MTQ. Les interlocuteurs sont :

- Pour la filière ciment :
 - Monsieur Pierre-Louis Maillard de l'Association canadienne du ciment (ACC):
- Pour la filière bitume
 - Madame Catherine Lavoie de l'association Bitume Québec (BQ)
 - Monsieur René Dufresne de Pétro-Canada
- Pour la filière relative à la construction de routes :
 - Messieurs Charles Abesque et Olivier Bouchard de l'Association des constructeurs de routes et grands travaux du Québec (ACRGTO).

Leurs remarques sur l'étude sont présentées ci-après ainsi que les réponses apportées.

**Réponses aux commentaires et questions de l'ACC suite à la présentation
du renouvellement de l'orientation du MTQ sur le choix des types de
chaussées du 25 juin 2009**

1 - Le premier point qui a déjà été soulevé et dont la réponse ne figure pas dans la présentation du 25 juin 2009 concerne la façon dont l'énergie et les émissions des raffineries ont été associées à la portion bitume. De plus, les informations sur ce sujet fournies par Pétro Canada et Bitume Québec sont-elles comparables aux données génériques et si non, lesquelles ont été utilisées dans l'ACV?

Concernant les données sur la production de bitume : le CIRAIG a utilisé les données fournies par Pétro-Canada et Bitume Québec mais a également réalisé des analyses de sensibilité avec des données d'autres origines : données issues de la base de données Eco-Invent et données d'Eurobitume. Les données de ces différentes sources diffèrent car les règles méthodologiques utilisées pour les établir diffèrent. Cette analyse de sensibilité permet donc de voir si le positionnement des deux types de chaussées diffère selon l'origine des données sur la production de bitume. Les résultats de cette analyse ont montré que si les résultats en valeur absolue changent en fonction de l'origine des données, le positionnement des deux types de chaussées ne s'en trouve pas modifié.

Les données de consommation sur la production de bitume, représentatives de l'ensemble des raffineries de Montréal, ont été spécifiées sur la base de la raffinerie Pétro-Canada de Montréal (données fournies par M. René Dufresne). Les émissions associées à la raffinerie ont été tirées du site de l'Inventaire national des rejets de polluant (INRP) d'Environnement Canada pour l'année 2006, les facteurs de mises à l'échelle de celles-ci au kilogramme de bitume ont été fournis par M. Dufresne. Plus précisément, la consommation d'énergie totale annuelle de la raffinerie et la consommation d'énergie pour la production de 1 kg de bitume ont été spécifiées, ce qui a permis de convertir les données annuelles d'émissions et d'obtenir les émissions par kilogramme de bitume produit.

2 - À la figure 1, pourquoi le « Marquage » est isolé dans un bloc au dessus des autres? Les matériaux de marquages peuvent être considérés au même titre que les autres dans les cases « PRODUCTION MATÉRIAUX DE CONSTRUCTION » et « MISE EN PLACE » des blocs « CONSTRUCTION, ENTRETIEN et RECONSTRUCTION ».

Concernant les schémas de présentation des étapes du cycle de vie considérées (figure 1) : il ne s'agit que d'une présentation visuelle.

Le schéma concorde avec la façon dont la modélisation a été effectuée et avec la façon dont les données ont été fournies. La modélisation des systèmes aurait tout de même pu être réalisée de manière à inclure la boîte «marquage» dans les boîtes «construction»,

«entretien» et «reconstruction», bien que ceci ne change aucunement les résultats obtenus, mais seulement la façon de les présenter.

3 - Dans le cas de la reconstruction du revêtement durant la période de 50 ans, quels sont les impacts qui ont été considérés dans l'analyse: la totalité ou seulement une proportion? Par exemple dans le cas d'une reconstruction à la 47ème année, tous les impacts ont-ils été considérés ou seulement 3/47èmes?

Concernant la reconstruction du revêtement pour arriver à une période de 50 ans : les impacts sont effectivement calculés au prorata de la durée nécessaire pour arriver à 50 ans (3/47ème dans votre exemple).

Plus particulièrement, comme la reconstruction peut intervenir à différents moments pour les seize cas-types, les impacts environnementaux de cette dernière ont été imputés aux systèmes de produits au prorata des années incluses dans la période de cinquante ans considérée dans la présente étude sur la durée de vie de la chaussée reconstruite.

Par exemple, pour le cas-type 16 pour la chaussée en béton de ciment, la reconstruction est multipliée par un facteur 4/46, soit le nombre d'années permettant d'atteindre le cycle de 50 ans considéré divisé par la durée de vie de la dalle de béton reconstruite.

4- La présentation mentionne que les fumées de bitume n'ont pas été prises en compte lors de la production et de la mise en place de l'enrobé bitumineux. Qu'en est-il de l'énergie et des autres émissions associées aux usines d'asphalte? Ont-elles été considérées? De plus l'ACC a transmis un document NIOSH 01-110 Health Effects of Occupational Exposure to Asphalt où étaient identifiées toutes les substances émises dans les fumées de bitume et /ou d'asphalte.

La prise en compte de l'énergie et des différentes émissions (autres que les fumées de bitume) liées à la production de bitume et à la mise en place de l'enrobé ont bien été prises en compte dans l'étude et via les différentes analyses de sensibilité réalisées (cf. réponse 1). En particulier, les données sur la production d'enrobé bitumineux ont été fournies par l'ACRGQTQ. L'énergie consommée durant la production de l'enrobé a été déterminée en combinant les informations fournies par M. Olivier Bouchard de l'ACRGQTQ à celles tirées du rapport Road Rehabilitation Energy Reduction Guide for Canadian Road Builders de Ressources Naturelles Canada (2005).

Concernant les fumées de bitume, toutefois, aucune émission à l'usine d'enrobé n'a été considérée, faute d'un manque de données. En effet, bien que le document « *Health Effects of Occupational Exposure to Asphalt* » identifie toutes les substances émises dans les fumées de bitume et /ou d'asphalte, les quantités exactes pouvant être émises ne sont pas connues. Or,

Suite à une revue succincte des informations disponibles sur les fumées de bitume, il a été trouvé que le benzo(a)pyrene est l'HAP le plus cancérigène pour l'homme et peut être

présent dans le bitume à une concentration allant jusqu'à 5,53 µg/g (Huynh et al.)¹. Il a donc été décidé d'ajouter cette quantité de benzo(a)pyrene aux émissions à l'air associées à la production d'enrobé (selon la quantité de bitume contenue dans l'enrobé).

Les conclusions de l'analyse de sensibilité démontrent qu'un ajout important des émissions d'HAP ne modifie pas les conclusions de l'étude. Bien que la différence entre les deux systèmes quant à l'indicateur de santé humaine diminue, le système BB est alors toujours favorisé pour cette catégorie de dommage (et les autres indicateurs demeurent inchangés).

5 - Au niveau de la présentation des résultats du tableau II, celle-ci, tout d'abord ne permet pas de visualiser dans chacune des catégories l'écart réel entre le BB et le BC. Toute l'information serait donnée en présentant les résultats, pour les 16 cas types, selon la figure 3-4.4 page 11 du document IMPACT 2002+ USER GUIDE (version 2.1 d'octobre 2005) (Voir page ci-dessous). Le même commentaire s'applique aussi pour le regroupement des 4 catégories de dommages et dont on ne connaît pas la pondération des différentes catégories d'impacts qui le compose (Voir page ci-dessous figure 3-4.5). D'autre part, le choix de couleur de ce tableau devrait être modifié car il illustre en rouge les éléments favorables au béton !

Concernant la présentation des résultats, une proposition telle que celle de votre document a été proposée au CIRAIG. Celui-ci n'avait pas les ressources nécessaires (en termes de temps) pour présenter les résultats sur ce type de format car cela nécessite de modifier le modèle de calcul. En effet, les profils ne sont pas individuels (profil pour le système BC et profil pour le système BB) mais de type comparatif (Système BC – Système BB), et certaines données utilisées pour la modélisation concernent les variations entre les deux systèmes, et non les valeurs exactes pour chacun des deux systèmes. Ceci avait été établi avec le MTQ que l'ACV serait de type comparatif, et l'unité fonctionnelle concerne le cycle de vie d'une chaussée en béton de ciment comparativement à une chaussée en enrobé bitumineux.

Il a été convenu avec le MTQ qu'il était plus parlant de présenter les résultats aux Endpoints, c'est-à-dire pour les quatre indicateurs de dommage. Puisque deux catégories d'impacts ne sont pas contenues dans ces dommages, le CIRAIG a choisi de les présenter aussi dans les résultats finaux.

6 - En comparant qualitativement les résultats du CIRAIG avec ceux de CIMBÉTON qui compare sensiblement les mêmes indicateurs, comment se fait-il qu'il y ait des résultats très différents d'autant plus que cette étude a utilisé les résultats d'Eurobitume pour les chaussées en enrobé? Voir conclusions 3 et 4.

¹ HUYNH, C.K., VU DUC, T., LE COUTALLER, P., F. SURMONT, F. et DEYGOUT, F. Exposition professionnelle aux HAP dans le bitume et dans la fumée de bitume - analyse des HAP par gc-ion-trap ms et hplc-fluorescence. Lausanne, Institut universitaire romand de la Santé au Travail.

De manière général, il n'est pas aisé de comparer des résultats d'analyses de cycle de vie sans avoir accès à l'ensemble des hypothèses et données utilisées.

Le système BB de l'étude du CIRAIG est en fait aussi plus favorable aux impacts réchauffement climatique, eutrophisation (à part pour les cas 8, 12 et 16) et toxicité humaine non-cancer. Le Système BC de l'étude du CIRAIG est aussi plus favorable à l'indicateur de dommage de l'utilisation des ressources.

Par contre, certaines conclusions ne sont pas en accord : la donnée d'inventaire indique que c'est le Système BC qui consomme le plus d'eau et qui possède des indicateurs d'impact d'acidification et d'écotoxicité aquatique plus élevés.

Toutefois, la méthodologie qui a été employée pour l'étude de CIMBÉTON comporte plusieurs lacunes :

- La modélisation est effectuée en utilisant une base de données datant de 1996 (Oekoinventare 1996) ;
- La méthode EQUER employée pour obtenir les indicateurs n'est pas une méthode ACVI reconnue par la communauté scientifique en ACV. En fait, le document «International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook» du European Platform on LCA (présentement en consultation) discute des méthodes ACVI à utiliser en ACV, et la méthode ÉQUER n'y figure par (voir site <http://lct.jrc.ec.europa.eu/eplca/deliverables/consultation-on-international-reference-life-cycle-data-system-ilcd-handbook>).
- Aucun document de «peer review» n'est disponible pour cette méthode, et aucun support scientifique de cette méthode n'a pu être trouvé.
- Le choix des indicateurs semble aléatoire, et n'est pas expliqué dans le champ de l'étude de l'ACV. De plus, les indicateurs ne sont pas tous des indicateurs d'impact. Il ne faut pas mélanger les indicateurs d'inventaire (énergie, eau) avec les indicateurs d'impact.
- L'indicateur déchet n'a pas de sens. Les déchets sont traités à l'intérieur des frontières du système, et donc sont déjà compris dans l'inventaire.
- En ACV, aucun indicateur pour l'impact odeur n'a à ce jour été développé. Aucune explication sur le développement de cet indicateur dans ÉQUER n'a pu être trouvée.

Il est aussi important de spécifier que les systèmes de l'étude CIMBÉTON et de l'étude du CIRAIG ne sont pas les mêmes. De plus, les hypothèses et données employées pour la modélisation des systèmes des deux études ne sont pas équivalentes.

7- Dans la production de ciment, l'étude a-t-elle considéré le fait que les cimenteries utilisent des combustibles alternatifs qui autrement seraient incinérés ou enfouis et contamineraient ainsi l'air, les sols et les eaux? Au Québec les

combustibles alternatifs représentent aujourd'hui 26% de l'énergie utilisée pour la production de ciment et dans un proche avenir représenteront environ 50%.

Oui, les données de l'étude d'Athéna incluait des combustibles alternatifs qui ont été intégrés à la modélisation du processus de production du ciment.

8- Pour la production de béton, a-t-on considéré l'utilisation de ciment ternaire dans lequel il y a environ 30% de matières post industrielles recyclées (fumée de silice, laitier et cendres volantes) ce qui diminue l'intensité énergie et émissions de CO2 associée à la production de ciment?

Oui, les mélanges de béton de ciment utilisés pour les chaussées sont les types IIIA et IIIB et un ciment ternaire a été considéré. La recette du béton de ciment incluait de la fumée de silice, des cendres volantes et du laitier.

9-Est-ce que le CIRAIG a considéré les effets sur la santé humaine des fibres d'amiante contenues dans certains mélanges d'asphalte?

Le type d'enrobé considéré dans l'étude est l'enrobé typiquement employé par le MTQ sur les routes. Les recettes d'enrobé qui ont été transmises ne comportaient pas d'amiante.

Valeur intrinsèque du bitume

À l'intérieur de son étude ACV comparant les chaussées en bitume à celles fabriquées en béton, le modèle (LUCAS) considère que le bitume utilisé et ultimement intégré à la chaussée, constitue une ressource non-renouvelable consommée par le processus de fabrication de la route.

Nous sommes d'avis que ce postulat du modèle est erroné et offrons les points suivants pour supporter notre position que la seule portion de la ressource que représente le bitume qui soit imputable à la construction de la chaussée est la perte d'enthalpie que le bitume subit au cours du vieillissement de la chaussée, soit moins de 5% du contenu original.

1. La valeur intrinsèque du bitume possède deux branches: comme « colle » et comme « combustible ». S'il est vrai que le bitume perd certaines propriétés agglutinantes en vieillissant, il n'en demeure pas moins que le bitume des chaussées peut être régénéré et réutilisé. Encore plus important, sa valeur comme combustible est à peine réduite.
2. La valeur intrinsèque du bitume ne dépend pas de sa position géographique. Que la ressource soit à 2,500 mètres sous la mer dans une formation rocheuse ou dans une pile de 20 mètres près d'une carrière, la masse de bitume représente la même ressource.
3. Même s'ils existent de nombreux procédés de « revalorisation » des fractions lourdes du pétrole tel le bitume, la revalorisation ne vise qu'à changer la qualité de l'énergie : d'un mazout lourd que seuls les navires et larges industries peuvent utiliser, au diesel et l'essence pour les consommateurs. En passant, l'extraction du bitumen des sables bitumineux s'apparente assez bien à l'extraction du bitume des chaussées. Si nous croyons que les sables bitumineux sont une ressource, alors nous croyons aussi que le bitume des chaussées **est** une ressource, non a été une ressource.
4. La valeur imputée à l'utilisation (consommation) du bitume, semble correspondre au contenu calorifique (enthalpie) du bitume utilisé. Si c'est le cas, alors le processus devrait recevoir un crédit pour l'enthalpie résiduelle à la fin du cycle d'utilisation.

À mon avis, la portion effectivement consommée de la ressource qu'est le bitume, est représentée par la perte d'enthalpie que le bitume subit lors de son vieillissement par les rayons ultra-violets et l'oxydation qui en résulte. Je n'ai pas cette valeur que j'estime à < 5% de l'enthalpie initiale. Mais je vais la trouver et si nécessaire la faire mesurer.

René Dufresne, Ing.

Réponse

L'énergie primaire non renouvelable exprime les quantités de ressources naturelles énergétiques non renouvelables (tel que le pétrole, le charbon, le gaz, l'uranium...) puisées dans l'environnement et qui sont mobilisées à chacune des étapes du cycle de vie du produit. Elle est exprimée dans une unité énergétique (en général en MJ) en tenant compte du contenu énergétique des différentes ressources (Pouvoir Calorifique Inférieur ou PCI). La quantité de pétrole entrant dans la composition « matérielle » du bitume contribue à diminuer la ressource pétrole. Celle-ci est exprimée au travers de l'énergie « feedstock ». Cette énergie « feedstock » n'est pas perdue dans la mesure où elle peut être récupérée en fin de vie par un processus de valorisation énergétique (c'est le cas par exemple pour les emballages en matière plastique). Il est donc nécessaire de considérer cette énergie « feedstock » dans le bilan énergie primaire. Nous approuvons donc le choix qui a été fait par les auteurs de l'étude d'intégrer cette énergie dans les bilans environnementaux des deux types de chaussées. Ce choix est conforme à la méthode IMPACT 2002+.

Par ailleurs, pour répondre à cette question précise, le CIRAIG a pris le soin de faire une analyse de sensibilité pour évaluer l'influence de la prise en compte de l'énergie inhérente du bitume. Les résultats de l'analyse sans la prise en compte de cette énergie inhérente sont présentés dans les résultats de l'étude (tableau II de la page 7 de la synthèse remise le 25 juin à l'issue de la présentation de l'étude par le CIRAIG).

Association
des constructeurs
de routes
et grands travaux
du Québec



Siège social, Québec

SECTEUR AFFAIRES
GOUVERNEMENTALES
ET PUBLIQUES
SECTEUR RELATIONS
DU TRAVAIL
SECTEUR LOIS
ET RÉGLEMENTS
SECTEUR SCIENCES
ET TECHNIQUES

435, Grande Allée Est
Québec (Québec)
G1R 2J5

Téléphones
(418) 529-2949
1 800 463-4672
Télécopieur
(418) 529-5139

Bureau de Montréal

SECTEUR RELATIONS
DU TRAVAIL

7905, boul. Louis-
Hippolyte-Lafontaine
Bureau 101 A
Anjou (Québec)
H1K 4E4

Téléphones
(514) 354-1362
1 877 903-1362
Télécopieur
(514) 354-1301

Internet

Site
www.acrgtq.qc.ca
Courriel général
acrgtq@acrgtq.qc.ca

Le 1^{er} juillet 2009

PAR COURRIEL

Monsieur Yannick Le Guern
BIO Intelligence Service S.A.S.
1, rue Berthelot
94200 Ivry-sur-Seine
France

Objet : Commentaires sur l'étude ACV

Monsieur,

Pour les commentaires spécifiques reliés à chaque matériau touché par l'ACV et pour une question de neutralité de notre part, nous laisserons les industries respectives se prononcer par eux-mêmes sur la question.

De notre côté, nous considérons que la présente étude ACV a été menée avec sérieux et rigueur compte tenu des restrictions imposées par le ministère des Transports du Québec et des intrants disponibles. Il aurait toutefois été intéressant de voir le degré de sensibilité sur les résultats obtenus si, premièrement, la matière première utilisée pour la fabrication du bitume avait été considérée comme non consommée au lieu de consommé et si deuxièmement le béton armé continu (BCR) avait été pris en compte, ce qui représentait deux points de désaccord de la part des industries.

Il serait crucial également dans l'avenir, lorsqu'il y aura consensus de la part de la communauté scientifique sur le sujet, de prendre en compte une éventuelle réduction de consommation de carburant en fonction des types de chaussées, ce qui pourrait bouleverser totalement les résultats de la présente étude.

Espérant que ces quelques commentaires seront appréciés à leur juste valeur, veuillez recevoir, Monsieur, nos salutations distinguées.

Charles Abesque, ing., Ph. D.
Secteur Sciences et techniques

CA/lp

c. c. : Pierre Tremblay, ing., dir. général adjoint – Secteur Sciences et techniques, ACRGTQ
Olivier Bouchard, ing. jr, ACRGTQ

Réponse

Le 7 août 2009

Pour répondre à la question de l'énergie inhérente du bitume, le CIRAIG a pris le soin de faire une analyse de sensibilité pour évaluer l'influence de la prise en compte de l'énergie inhérente du bitume. Les résultats de cette analyse sont présentés dans les résultats de l'étude (tableau II de la page 7 de la synthèse remise le 25 juin à l'issue de la présentation de l'étude par le CIRAIG).

Par ailleurs, l'influence de la technique du béton armé continu a bien été évaluée par le CIRAIG dans une analyse de sensibilité (cf. page 9 et 10 de la synthèse remise le 25 juin).

Yannick Le Guern
BIO Intelligence Service

