

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

CADRE D'APPLICATION DE L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE POUR
L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE DES PROJETS DE RÉDUCTION DES
GAZ À EFFET DE SERRE : ÉTUDE DE CAS D'UN PROJET D'EFFICACITÉ
ÉNERGÉTIQUE DANS LE DOMAINE DES TRANSPORTS

FRANÇOIS CHARRON-DOUCET

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES

(GÉNIE CHIMIQUE)

DÉCEMBRE 2007



Library and
Archives Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Published Heritage
Branch

Direction du
Patrimoine de l'édition

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

ISBN: 978-0-494-36948-7

Our file Notre référence

ISBN: 978-0-494-36948-7

NOTICE:

The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

The author retains copyright ownership and moral rights in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

AVIS:

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this thesis.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de cette thèse.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the thesis.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.


Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

CADRE D'APPLICATION DE L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE POUR
L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE DES PROJETS DE RÉDUCTION DES
GAZ À EFFET DE SERRE : ÉTUDE DE CAS D'UN PROJET D'EFFICACITÉ
ÉNERGÉTIQUE DANS LE DOMAINE DES TRANSPORTS

présenté par : CHARRON-DOUCET François

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

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

M. LEGROS Robert, Ph.D., président

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

Mme DESCHÊNES Louise, Ph.D., membre et codirectrice de recherche

Mme MILLETTE Louise, Ph.D., membre

Dédicace

Je dédicace ce travail à mon père, Michel Charron, qui nous a quittés le lendemain de ma soutenance. Tu fus pour moi un exemple de courage et une source de motivation.

Merci pour tes enseignements sur la vie.

Repose en paix.

Remerciements

Je tiens à remercier mon directeur Réjean Samson et ma codirectrice Louise Deschênes pour leur soutien et les conseils qu'ils m'ont procurés tout au long de ma maîtrise.

J'aimerais remercier Benoît Sicotte et tous les gens de Bell Canada sans lesquels ce projet n'aurait pas été possible.

Je remercie également tous les membres du CIRAIG qui m'ont aidé et appuyé tout au long de mon projet. Je tiens aussi à faire un remerciement spécial à Gontran Bage, Julie-Anne Chayer, Pascal Lesage et Jean-François Ménard pour les discussions extrêmement enrichissantes. Je souhaite également dire merci à Samuel Fréchette-Marleau pour son aide avec l'inventaire.

Finalement je veux remercier tout particulièrement Fannie qui m'a accompagné et soutenu moralement tout au long de ce projet. Je lui suis infiniment reconnaissant.

Résumé

En se présentant comme chef de file dans son secteur en matière d'environnement, Bell Canada a développé le Télépod^{MC} : un outil d'accès à l'information pour les parcs commerciaux de véhicules qui pourrait permettre de réduire de 10 % les émissions de gaz à effet de serre (GES). Cette réduction des émissions serait attribuable à une meilleure gestion du parc de véhicules. Cette innovation présente un excellent potentiel pour devenir un projet de réduction des GES (projet GES) au sein de Bell. La réalisation d'un tel projet est une opportunité pour Bell Canada de se familiariser avec les principes de la quantification des GES.

Pour être en mesure de démontrer des réductions d'émissions de GES, un protocole de quantification doit être appliqué au projet Télépod^{MC}. Il est généralement convenu que la norme ISO 14064-2 devrait s'imposer comme référence internationale pour la quantification des projets GES. Cependant, ce document fournit des indications limitées sur l'application de règles comme le choix des frontières de l'étude (les sources, puits et réservoirs de carbone qui seront quantifiés dans le cadre du projet). La norme ne mentionne pas non plus le besoin d'étudier les impacts environnementaux autres que les changements climatiques, ce qui ouvre la porte à d'éventuels déplacements des impacts d'une catégorie à l'autre. Pour répondre à ces manques, il est proposé dans ce projet de recherche d'utiliser l'analyse du cycle de vie (ACV) pour guider et justifier les décisions qui doivent être prises dans le cadre d'un projet GES.

Les objectifs de cette étude sont de quantifier les émissions GES et les impacts environnementaux du projet TéléPod^{MC} sur l'ensemble de son cycle de vie et de vérifier la pertinence de l'utilisation de la méthode ACV dans la planification et dans la réalisation d'un projet GES en permettant de tenir compte de toutes les émissions environnementales directes et indirectes et d'évaluer les déplacements des impacts environnementaux.

La quantification du projet GES a été préalablement réalisée selon un protocole de quantification spécifique au domaine des transports. Les résultats de la quantification ont été comparés à ceux du cycle de vie complet du projet TéléPod^{MC} selon deux procédures de quantification. La première, identifiée comme « réaliste », a pour objectif de modéliser le plus fidèlement possible le contexte de Bell. La seconde, « conservatrice », applique des hypothèses plus discutables (comme les fuites du marché) et propose des paramètres qui modélisent une réalisation moins optimisée du projet TéléPod^{MC}. La méthode canadienne d'évaluation des impacts environnementaux du cycle de vie, LUCAS, a été utilisée pour dresser le bilan environnemental complet du projet TéléPod^{MC}. La démarche réalisée durant cette étude a été synthétisée dans un cadre d'application de l'ACV pour les projets GES (cadre ACV-PGES).

Le bilan total pour la comptabilisation du projet selon le protocole spécifique au domaine des transports est une réduction de 3203 tonnes équivalentes de CO₂ (tCO_{2e}) pour sa durée totale de trois ans. En théorie, ces réductions pourraient être réclamées comme crédits de GES. Selon le cadre ACV-PGES, la réduction est de 4085 tCO_{2e} pour la procédure « réaliste » et 3185 tCO_{2e} pour la procédure « conservatrice ». Ainsi, pour

la procédure « réaliste », les résultats montrent que pour chaque tonne créditée, 1,28 tCO₂e sont évitées. Pour la procédure « conservatrice », seulement 0,99 tonnes sont évitées pour chaque tonne créditée.

L'étude des résultats de la procédure « conservatrice » permet d'identifier les principales sources de fuites à surveiller : 1) les fuites du marché dues à la réduction de la demande en carburant pour le parc, 2) le cycle de vie du boîtier électronique et 3) la consommation énergétique des équipements informatiques et de télécommunication. Des solutions sont proposées pour gérer le risque posé par ces fuites potentielles.

L'évaluation de l'impact du cycle de vie a permis de montrer quels sont les déplacements d'impacts et de les quantifier. Pour la procédure « conservatrice », il existe un risque que le projet engendre des impacts potentiels dans les catégories de l'Eutrophisation aquatique, l'Écotoxicité aquatique et l'Extraction des minerais. En contrepartie, la procédure « réaliste » prévoit des réductions de l'impact dans toutes les catégories à l'exception de l'écotoxicité aquatique, où l'incertitude sur le résultat empêche de tirer des conclusions. L'application du cadre d'analyse a servi à proposer des améliorations pour la conception et la réalisation du projet GES pour réduire les déplacements d'impacts.

Les résultats démontrent que l'ACV est un outil utile pour élaborer la planification d'un projet GES. L'ACV permet de répondre à de nombreux vides méthodologiques laissés par la norme ISO 14064-2 sur le choix des frontières du projet et du scénario de base et sur l'évaluation des conséquences environnementales du projet.

Abstract

Establishing itself as an environmental leader, Bell Canada has developed the TelePod™: an in-vehicle telematics gateway for commercial fleet operators which could reduce greenhouse gas emissions (GHG) by 10% thanks to improved management of the vehicle fleet. This innovation offers an excellent potential to become a GHG reduction project for Bell. This project is also an opportunity for Bell Canada to become more familiar with the principles of GHG accounting.

To demonstrate that GHG reductions have occurred, an accounting protocol must be applied to the TelePod™ project. The ISO 14064-2 standard is generally considered as the international reference for GHG project accounting. However, this standard only provides limited guidance on the application of rules such as system boundary selection (GHG sources, sinks and reservoirs) which must be quantified in this project. In addition, the standard does not mention the need to study environmental impacts other than climate change, which can lead to eventual impact transfer from one category to another. To address these shortcomings, it is proposed in this research project to use Life Cycle Assessment (LCA) to guide and justify the decisions which must be taken during a GHG project.

The aim of this study is to quantify the GHG emissions and environmental impacts of the TelePod™ project during its entire life cycle and verify that the use of LCA is relevant for planning and conducting a GHG project by taking into account all direct and indirect environmental emissions and assess environmental impact transfer.

The quantification of a GHG project was first conducted according to an accounting protocol specific to the transport sector. The results of this quantification were then compared to those of a complete life cycle of the TelePodTM project according to two accounting procedures. The first, identified as « real », aimed to modelize the project according to Bell's context. The second, « conservative » applied more debatable assumptions (such as market leaks) and proposes parameters which modelize a less optimized TelePodTM project. LUCAS, the Canadian life cycle impact assessment method was used to make a complete environmental balance sheet of the TelePodTM project. The applied approach during this study was summarized in an application framework for GHG projects (LCA-GHGP framework).

The total accounting results for the project according to the transport-specific procedure is a reduction of 3203 equivalent tons of CO₂ (tCO₂e) for its entire duration of three years. In theory, these reductions could be declared as GHG credits. According to the LCA-GHGP framework, the reduction is 4085 tCO₂e for the « real » procedure and 3185 tCO₂e for the « conservative » procedure. Therefore, for the « real » procedure, the results show that for each credited ton, 1,28 tCO₂e are avoided. For the « conservative » procedure, only 0,99 tons are avoided for each credited ton.

The study of the results for the « conservative » procedure allows identifying the major sources of leakages: 1) market leaks due to the reduction in fuel demand for the fleet, 2) the life cycle of the electronic casing and 3) the energy consumption for the computer

equipment and telecommunications equipment. Solutions are proposed to manage the risk posed by these potential leaks.

The assessment of environmental impacts enabled to identify and quantify the impact transfers. For the « conservative » procedure, there is a risk that the project creates potential impacts in the aquatic eutrophication, aquatic ecotoxicity and mineral extraction impact categories. On the other hand, the « real » procedure foresees impact reductions in all categories except aquatic ecotoxicity for which uncertainty on the result won't allow for a conclusion. The application of this analysis framework allowed proposing improvements on the design and completion of a GHG project to reduce impact transfer.

Results show that LCA is a useful tool to plan a GHG project. LCA can fill in many of the methodological gaps left by the ISO 14064-2 standard on project boundary choice and base scenario and also on the assessment of the environmental consequences of the project.

Table des matières

Dédicace.....	iv
Remerciements.....	v
Résumé	vi
Abstract	ix
Table des matières	xii
Liste des tableaux	xviii
Liste des figures	xx
Liste des sigles et abréviations	xxii
Chapitre 1 Introduction	1
1.1 Problématique.....	1
1.2 Objectifs.....	4
Chapitre 2 Revue de la littérature	6
2.1 Les projets de réduction des gaz à effet de serre.....	6
2.1.1 Définition	6

2.1.2	Contexte des projets GES.....	6
2.1.3	Planification et mise en œuvre d'un projet GES	12
2.1.4	Principaux concepts d'un projet GES	15
2.1.5	Problématiques des projets GES	21
2.2	Description de la méthode ACV	27
2.2.1	Définition de l'ACV	28
2.2.2	Applications de l'ACV	28
2.2.3	Méthodologie ACV	29
2.2.4	Communication des résultats d'une ACV	43
2.2.5	Revue critique	43
2.2.6	ACV axée sur les conséquences.....	43
2.2.7	Limites de l'ACV	45
2.3	Transports et réductions des GES	46
2.3.1	Projets GES dans le domaine des transports	46
2.3.2	Efficacité énergétique et télématique dans les transports	48
Chapitre 3	Approche méthodologique	53
3.1	Problématique de l'étude.....	53

3.2	Présentation du projet TéléPod ^{MC}	53
3.2.1	Technologie.....	53
3.2.2	Composantes du système TéléPod ^{MC}	55
3.2.3	Description du parc à l'étude	57
3.2.4	Le projet TéléPod ^{MC}	58
3.3	Cadre d'application de l'ACV : cadre ACV-PGES	64
3.3.1	Règles de bases du cadre ACV-PGES	64
3.3.2	Application du cadre ACV-PGES.....	65
3.4	Application du cadre ACV-PGES au projet TéléPod ^{MC}	70
3.4.1	Objectifs de l'étude	70
3.4.2	Champ de l'étude	70
3.4.3	Inventaire du cycle de vie du projet TéléPod ^{MC}	85
3.4.4	Hypothèses complémentaires.....	93
3.4.5	Analyse d'incertitude	95
3.4.6	Méthode d'impact	96
Chapitre 4	Résultats de l'analyse du cycle de vie du TéléPod^{MC}	98
4.1	Résultats des trois procédures de quantification des GES	98

4.2	L'analyse de l'inventaire du cycle de vie	100
4.2.1	Principaux flux environnementaux entrants en termes de masse.....	101
4.2.2	Principaux flux environnementaux sortants en termes de masse.....	105
4.2.3	Principaux flux en termes d'énergie	109
4.3	Évaluation de l'impact du cycle de vie	111
4.4	Analyse de contribution.....	114
4.4.1	Contribution des étapes du cycle de vie.....	115
4.4.2	Contribution des flux environnementaux.....	117
Chapitre 5	Résultats complémentaires: étude de la robustesse	
	des résultats.....	122
5.1	Analyses de sensibilité	122
5.1.1	Analyse de la procédure « conservatrice ».....	122
5.1.2	Analyse de sensibilité de la performance du TéléPod ^{MC}	124
5.2	Analyses d'incertitude	126
5.2.1	Analyse de la procédure « réaliste »	126
5.2.2	Analyse de la procédure « conservatrice ».....	127
Chapitre 6	Discussion générale	130

6.1	Discussion sur les résultats de l'ACV du projet TéléPod ^{MC}	130
6.1.1	La quantification des GES du projet GES.....	130
6.1.2	L'évaluation de l'impact du cycle de vie du projet GES	136
6.1.3	Les principaux points significatifs de l'étude (analyses de contribution).....	138
6.2	Discussion sur les résultats complémentaires de l'ACV du projet TéléPod ^{MC}	140
6.2.1	Analyse de sensibilité des résultats	140
6.2.2	Analyse de l'incertitude des résultats.....	142
6.2.3	Autres limites de l'étude	144
6.3	Discussion sur le cadre ACV-PGES	145
6.3.1	Pertinence du cadre ACV-PGES.....	145
6.3.2	Applicabilité du cadre ACV-PGES.....	147
Chapitre 7	Conclusions et recommandations	151
7.1	Conclusions	151
7.2	Recommandations	152
7.2.1	Recommandations sur le projet TéléPod ^{MC}	152

7.2.2	Recommandations méthodologiques	152
Références		154
Annexes		166

Liste des tableaux

Tableau 2-1 : Les 13 exigences de la planification et de la mise en œuvre selon la norme ISO 14064-2 (2006)	15
Tableau 2-2 : Évaluations des entreprises qui utilisent ou commercialisent les technologies télématiques de gestion des parcs de véhicules	52
Tableau 3-1 : Caractéristiques du parc à l'étude	58
Tableau 3-2: Nomenclature pour identifier les étapes du cycle de vie de chacune des branches du projet TéléPod ^{MC}	73
Tableau 3-3 : Listes des différences entre les hypothèses des procédures « réaliste » et « conservatrice »	74
Tableau 3-4: Présentation des catégories d'impact de LUCAS utilisées dans l'EICV	97
Tableau 4-1 : Contribution des substances dominantes en termes de masse aux flux élémentaires entrants (ressources) pour les deux procédures de quantification	103
Tableau 4-2 : Contribution des substances dominantes en termes de masse aux flux élémentaires sortants (émissions) pour les deux procédures de quantification	107
Tableau 4-3 : Inventaire des flux énergétiques par crédit de GES.....	110
Tableau 4-4 : Bilan de la consommation d'électricité par région pour toute la durée du projet (3 ans).....	111

Tableau 4-5: Résultats de l'évaluation de l'impact du cycle de vie du projet TéléPod ^{MC} pour un crédit d'une tonne de CO ₂ e pour les procédures « réaliste » et « conservatrice »	114
Tableau 4-6 : Analyse de contribution des étapes du cycle de vie pour la procédure « réaliste »	116
Tableau 4-7 : Analyse de Contribution des principaux flux environnementaux	118
Tableau 5-1 : Contribution individuelle de chaque hypothèse sur la variation des résultats entre les procédures « réaliste » et « conservatrice »	123
Tableau 5-2 : Performance minimale (%) du Télépod ^{MC} pour compenser les impacts pour les procédures « réaliste » et « conservatrice »	125
Tableau 6-1 : Comparaison des résultats de différentes ACV sur le cycle de vie des véhicules	131

Liste des figures

Figure 2-1 : Étapes typiques du cycle d'un projet GES. Source : adaptée d'ISO 14064-2 (2006).....	14
Figure 2-2: Les quatre étapes de l'analyse de cycle de vie selon l'Organisation de Normalisation Internationale (ISO 14040, 2006).....	30
Figure 2-3 : Schéma simplifié d'un système de produit	32
Figure 2-4 : Les éléments obligatoires d'une EICV (ISO 14044, 2006)	38
Figure 3-1 : Schéma de la configuration de la technologie TéléPod ^{MC}	55
Figure 3-2 : Vue de face du boîtier TéléPod ^{MC} (Bell Canada, 2005).....	56
Figure 3-3: Schéma conceptuel du cadre ACV-PGES.....	67
Figure 3-4: Schéma de l'application du cadre ACV-PGES, liens entre ISO 14064-2 et ISO 14040	69
Figure 3-5 : Système de produit du TéléPod ^{MC} pour la procédure « réaliste ».....	77
Figure 3-6 : Système de produit du TéléPod ^{MC} pour la procédure « conservatrice »	78
Figure 4-1: Comparaison des résultats de la quantification des GES en tCO ₂ e pour le projet GES et les deux procédures du cadre ACV-PGES.....	100
Figure 4-2 : Contribution des flux élémentaires entrants (ressources) par étape du cycle de vie pour la procédure « réaliste ».....	104

Figure 4-3 : Contribution des principaux flux élémentaires entrants (ressources) par étape du cycle de vie pour la procédure « conservatrice ».....	105
Figure 4-4 : Contribution des principaux flux élémentaires sortants (émissions) dans l'eau par étape du cycle de vie pour la procédure « réaliste »	108
Figure 4-5 : Contribution des principaux flux élémentaires sortants (émissions) dans le sol par étape du cycle de vie pour la procédure « réaliste »	109
Figure 4-6: Contribution de chaque étape du cycle de vie du projet TéléPod ^{MC} à chaque catégorie d'impact de la méthode LUCAS pour la procédure « réaliste »	112
Figure 4-7 : Contribution de chaque étape du cycle de vie du projet TéléPod ^{MC} à chaque catégorie d'impact de la méthode LUCAS pour la procédure « conservatrice »	113
Figure 5-1 : Résultats d'analyse d'incertitude pour la procédure « réaliste ».....	127
Figure 5-2: Résultats d'analyse d'incertitude pour la procédure « conservatrice »	128
Figure 5-3 : Fonction de distribution de probabilité du résultat pour la catégorie Réchauffement global pour la procédure « conservatrice ».....	129
Figure 6-1 : Exemple fictif de l'effet multiplicatif de l'incertitude	144
Figure 6-2 : Schématisation de l'application du cadre ACV-PGES dans le contexte des grands projets GES.....	149
Figure 6-3: Schématisation de l'application du cadre ACV-PGES dans le contexte des micro-projets GES	150

Liste des sigles et abréviations

AA	Acidification aquatique
ACV	Analyse du cycle de vie
ACV-PGES	Analyse du cycle de vie pour les projets de gaz à effet de serre
AERES	Association des entreprises pour la réduction de l'effet de serre
BAU	<i>Business As Usual</i>
C	Cancérogène
CDM	<i>Clean Development Mechanism</i>
CER	<i>Certified Emission Reduction</i>
CF	Carburant fossile
CH ₄	Méthane
CO	Monoxyde de carbone
DCO	Destruction de la couche d'ozone
DOE	<i>Designated Operational Entity</i>
DNA	<i>Designated National Authority</i>
EB	<i>Executive Board</i>
EOA	Eutrophisation aquatique
ECOT	Eutrophisation terrestre
EDIP	<i>Environmental Design of Industrial Products</i>
EICV	Évaluation de l'impact du cycle de vie
EM	Extraction des minerais
ERU	<i>Emission Reduction Unit</i>
EUA	<i>European Union Allowance</i>
EUTROA	Eutrophisation aquatique
EUTROT	Eutrophisation terrestre
FDP	Fonction de distribution de probabilité
GES	Gaz à effet de serre
GIEC	Groupe international d'experts sur le climat
Go	Gigaoctet
HC	Hydrocarbures
HCFC	Hydrochlorofluorocarbures
IMPACT 2002+	IMPact Assessment of Chemical Toxics, version 2002

IPCC	<i>International Panel on Climate Change</i>
JI	<i>Joint Implementation</i>
KtCO ₂ e	Kilotonnes de CO ₂ équivalentes
LAV	Localisation automatique des véhicules
LUCAS	<i>LCIA method Used for a Canadian-Specific context</i>
MDP	Mécanisme de Développement Propre
Mobile 6.2	<i>Mobile Source Emission Factor Model</i>
MOC	Mises en œuvre conjointes
MtCO ₂ e	Million de tonnes de dioxyde de carbone équivalentes
mW	Milliwatt
NC	Non-cancérigène
N ₂ O	Oxyde nitreux
NH ₃	Ammoniac
NMIM	<i>National Mobile Inventory Model</i>
NO _x	Oxydes d'azote
PDD	<i>Project Design Document</i>
PGES	Projet de réduction des gaz à effet de serre
PM	Particules de matière
RG	Réchauffement global
SEQUEN	Système européen de quotas négociables
SGP	Groupe solutions en gestion de parc
SP	Smog photochimique
SPR	Sources, puits et réservoirs
SO ₂	Dioxyde de soufre
tCO ₂ e	Tonnes de dioxyde de carbone équivalentes
TEAM	Mesures d'action précoce en matière de technologie
TRACI	<i>Tool for the Reduction and Assessment of Other Environmental Impacts</i>
US	<i>United states</i>
WBSCD	<i>World Business Council on Sustainable Development</i>
WRI	<i>World Ressource Institute</i>

Chapitre 1 Introduction

1.1 Problématique

Le 16 février 2005 marquait l'entrée en vigueur du protocole de Kyoto. Ce traité international est la réponse multilatérale à la menace du réchauffement climatique de la planète causé par les émissions de gaz à effet de serre (GES). Non seulement le protocole de Kyoto prescrit aux pays adhérents de réduire d'au moins 5 % leurs émissions de GES par rapport à celles de 1990, mais il leur demande également de développer des politiques et des mesures pour parvenir à s'acquitter de cet engagement (UNFCCC, 2005).

Au Canada, malgré l'important recul de l'engagement du gouvernement fédéral en matière de lutte aux GES, il existe des objectifs de réduction des émissions basés sur l'intensité de l'économie pour la période 2007 à 2015 (18% de 2007 à 2010 et par la suite, 2% par année jusqu'en 2015) (Environnement Canada, 2007). L'atteinte des objectifs de Kyoto est cependant exclue. Malgré tout, on observe une conscientisation grandissante aux problèmes des changements climatiques chez les Canadiens et au sein des entreprises.

Sur le plan international, certains pays sont déjà en avance sur leurs propres objectifs de réduction des GES. D'ailleurs, les projets de réduction des GES (« projets GES ») réalisés dans le cadre des mécanismes de Kyoto (mécanismes de développement propre (ou « MDP ») et les mises en œuvre conjointes (ou « MOC »)) sont en plein essor dans le monde. Plusieurs bourses du carbone sont déjà en opération. De plus la version finale

de la norme ISO 14064-2 (2006) sur la quantification des GES a été officiellement publiée en mars 2006. Cet outil fournit une méthodologie reconnue internationalement pour quantifier les GES évités ou absorbés dans le cadre d'un projet GES.

En se présentant comme chef de file dans son secteur en matière d'environnement, Bell Canada a développé le TéléPod^{MC} : un outil d'accès à l'information pour les parcs commerciaux de véhicules. Le TéléPod^{MC} est une composante du service de gestion offert par la division de Bell – Gestion du Parc Automobile, le plus important gestionnaire de parcs de véhicules au Canada. Selon les premières approximations de l'équipe de développement, le TéléPod^{MC} pourrait permettre de réduire de 10 % les émissions de GES. Cette réduction des émissions serait attribuable à une meilleure gestion du parc de véhicules. Cette innovation présente un excellent potentiel pour devenir un projet GES au sein de Bell. La réalisation d'un tel projet pourrait permettre à Bell de se familiariser avec les principes de la quantification des GES et, ainsi, développer une expertise qui lui permettrait d'obtenir des crédits compensatoires pour les éventuels marchés nationaux ou internationaux du carbone.

Pour être en mesure de démontrer des réductions d'émissions de GES, et donc la crédibilité des crédits GES, un protocole de quantification doit être appliqué au projet TéléPod^{MC}. Il est généralement convenu que la norme ISO 14064-2 (2006) devrait s'imposer comme référence internationale pour la quantification des projets GES. Cependant, ce document fournit des indications limitées sur l'application de règles comme le choix des frontières de l'étude (les sources, puits et réservoirs de carbone qui

seront quantifiés dans le cadre du projet). Il existe dans la littérature différentes approches pour définir les frontières de la quantification des projets GES. On retrouve des listes de principes (WRI et WBCSD, 2005; ISO 14064-2, 2006), des arbres de décision (Aukland et al., 2003; Zou et al., 2005; ISO 14064-2, 2006), des matrices pour identifier les fuites selon le type de projet (Geres et Michaelowa, 2002). Toutefois, ces méthodes sont qualitatives et elles nécessitent des connaissances préalables sur le cycle de vie des activités du projet. De plus, les statistiques sur la nature des projets GES montrent qu'ils seront de plus en plus complexes (The Economist, 2007) et que l'utilisation d'une méthodologie plus robuste sera nécessaire pour délimiter adéquatement la quantification des GES.

La norme ISO 14064-2 ne mentionne pas le besoin d'étudier les impacts environnementaux autres que les changements climatiques, ce qui ouvre la porte à d'éventuels déplacements des impacts d'une catégorie à l'autre. En plus de cette possibilité, il existe un risque pour les promoteurs de projets et les acheteurs de crédits d'être associés à des activités qui sont néfastes pour l'environnement (Sutter, 2003). Même pour des petits projets GES comme le projet TéléPod^{MC}, leur répétition en grand nombre pourrait engendrer des conséquences environnementales globalement importantes.

Pour répondre à ces manques, la présente recherche propose d'utiliser l'analyse du cycle de vie (ACV) pour guider et justifier les décisions qui doivent être prises dans le cadre d'un projet GES.

1.2 Objectifs

Cette étude se divise en deux objectifs. Le premier est de répondre à la question suivante:

« Quelle quantité d'émissions de gaz à effet de serre et autres impacts environnementaux associés à la gestion et l'utilisation du parc de véhicules de Bell Canada peut être évitée en réalisant le projet TéléPod^{MC}? ».

Le second objectif est le suivant:

« Montrer que la méthode ACV est pertinente à la planification d'un projet GES en permettant de tenir compte de toutes les émissions environnementales directes et indirectes et d'évaluer les déplacements des impacts environnementaux. »

Afin de répondre à la première question, l'outil ACV est retenu pour évaluer l'inventaire des flux environnementaux associés à l'utilisation de 1300 véhicules de Bell au Québec et à son nouvel outil de gestion le TéléPod^{MC}. Les frontières d'une ACV axée sur les conséquences sont utilisées pour déterminer les émissions environnementales du projet GES. Puisque la conséquence de réaliser un projet GES est d'éviter que le scénario de base se réalise, les émissions du projet sont égales à la somme des émissions du cycle de vie de l'utilisation du TéléPod^{MC} et du parc de véhicules pendant trois ans (la durée du projet) moins les émissions du cycle de vie du scénario dans lequel le TéléPod^{MC} n'aurait pas été installé sur le parc de véhicules (scénario de base). L'unité fonctionnelle retenue est d'obtenir un crédit d'une tonne

équivalente de CO₂. Le flux de référence étant la fraction du projet nécessaire pour remplir l'unité fonctionnelle.

Pour répondre au second objectif, les résultats de l'inventaire du cycle de vie du TéléPod^{MC} ont été comparés à ceux de la quantification du projet GES selon un protocole de quantification dans le domaine des transports. Il a été démontré que les hypothèses du protocole de quantification sont acceptables si on respecte certaines conditions. De plus, l'unité fonctionnelle proposée permet de comparer les impacts environnementaux du projet TéléPod^{MC} avec d'autres projets GES qui pourraient être réalisés chez Bell. L'analyse des impacts environnementaux permet de démontrer quels sont les déplacements d'impacts et de les quantifier. Finalement, les résultats de l'ACV serviront à proposer des améliorations pour la conception et la réalisation du projet GES. L'ensemble des étapes réalisées durant cette étude a été synthétisé dans la création d'un cadre d'application de l'ACV pour les projets GES (cadre ACV-PGES).

Ce mémoire propose une revue de littérature sur l'évaluation des projets GES à l'aide de l'ACV et sur les recherches sur l'utilisation de la télématique dans les transports pour réduire les impacts environnementaux. Le chapitre 3 présente le cadre d'application de l'ACV dans le contexte de la réalisation d'un projet GES suivi des détails méthodologiques de l'exécution de l'étude de cas avec le TéléPod^{MC}. Le Chapitre 4 contient les principaux résultats de cette recherche. Les chapitres 5, 6 et 7 présentent respectivement les résultats complémentaires, une discussion générale et les recommandations.

Chapitre 2 Revue de la littérature

2.1 Les projets de réduction des gaz à effet de serre

2.1.1 Définition

La lutte aux changements climatiques demande que les gouvernements, les entreprises et les autres organisations prennent des mesures concrètes pour limiter la concentration des GES dans l'atmosphère. Parmi les options qui s'offrent à eux, il existe celle de réaliser des projets de réduction de GES (projets GES). Ils sont définis comme une ou des activités dont l'objectif est de modifier les conditions d'une situation actuelle de façon à engendrer des réductions d'émissions de GES (sources), à améliorer la capture des GES de l'atmosphère (puits) ou à augmenter le stockage du carbone (réservoirs).

Ces projets GES peuvent permettre d'obtenir des crédits de réduction de GES (crédits GES) dans le cadre de programmes internationaux, nationaux ou sub-nationaux obligatoires ou volontaires. Par ailleurs, les entités qui s'engagent volontairement à réduire leurs émissions de GES peuvent utiliser les projets GES pour y parvenir (WRI et WBCSD, 2005). La prochaine section détaillera les différents contextes pour lesquels les projets GES peuvent être réalisés.

2.1.2 Contexte des projets GES

2.1.2.1 Le protocole de Kyoto

Le plus connu des programmes de réduction des GES à l'échelle internationale est le protocole de Kyoto (UNFCCC, 2005). Il impose à ses adhérents une réduction d'au

moins 5% de leurs émissions de GES par rapport à leur niveau de 1990 au cours de la période d'engagement allant de 2008 à 2012. Ce protocole, adopté en 1997 et ratifié huit ans plus tard, est d'une importance capitale dans la lutte aux changements climatiques. Il fixe des objectifs chiffrés de réduction aux États et arrête une liste fermée de moyens d'actions pour les atteindre. Parmi ces moyens, on retrouve : les mécanismes d'échange des quotas d'émissions, les mécanismes de développement propre et les mises en œuvre conjointes.

2.1.2.2 Les échanges des quotas d'émissions

Les échanges des quotas d'émissions (en anglais : cap and trade) peuvent s'effectuer à des niveaux internationaux, nationaux et régionaux dans le cadre de programmes ou de régimes qui peuvent être obligatoires ou volontaires. C'est une façon de réduire les coûts de la lutte aux changements climatiques. Le principe du système consiste à imposer (généralement par les pouvoirs publics) une contrainte d'émissions de GES à une collectivité sur une période donnée. Chaque acteur économique de cette collectivité se voit offrir (ou il doit les acheter aux enchères) des quotas d'émissions sur une période donnée. Ceci engendre une rareté (le droit d'émettre) et du même coup un marché. Pendant cette période, les acteurs qui auront réussi à produire moins de GES que leurs quotas pourront revendre ces derniers à ceux qui n'y seront pas parvenus. À la fin, tous les acteurs doivent avoir émis une quantité de GES égale ou inférieure aux quotas qu'ils possèdent sous peine de payer une amende. Les plateformes d'échanges entre les

vendeurs et les acheteurs sont les bourses de carbone qui s'apparentent aux bourses permettant l'échange des autres commodités.

Cependant, les quotas ne sont pas nécessairement la seule source de crédits d'émissions qui peuvent être échangés sur les marchés du carbone. Les réductions d'émissions des projets GES peuvent être revendues dans certaines bourses du carbone. Pour opérer un tel transfert, les projets doivent s'inscrire dans des programmes reconnus par les autorités du marché d'échanges et le promoteur du projet doit réaliser avec succès la procédure de certification des réductions d'émissions. Cela permet à des acteurs qui ne sont pas soumis à des quotas d'émissions de participer à la lutte aux changements climatiques et de recevoir une compensation financière.

Il existe plusieurs systèmes d'échange des quotas. Le premier et le plus important dans le monde en termes de volume et de valeur des transactions est celui du Système européen de quotas négociables (SEQUEN). Dans ce système, les quotas portent le nom de EUA (en anglais : European Union Allowance). En 2005, la valeur des EUA échangés atteignait 8,2 milliards de dollars (US), ce qui représente 322 millions de tonnes équivalentes de dioxyde de carbone (MtCO_2e) (Capoor et Ambrosi, 2006).

2.1.2.3 Les mécanismes pour un développement propre

Les mécanismes pour un développement propre (MDP) (en anglais : Clean Development Mechanism (CDM)) consistent à réaliser des projets dans les pays en développement (non-soumis à des objectifs de réduction) dans le but de rapatrier les réductions d'émissions pour aider un pays de l'annexe 1 du protocole de Kyoto (c'est-à-

dire, les pays soumis à des objectifs obligatoires de réduction) à atteindre ses objectifs de Kyoto. L'article 12 du protocole de Kyoto détermine les caractéristiques de ce programme. Un projet doit respecter un certain nombre de critères d'éligibilité pour générer des unités de réduction certifiées (en anglais : Certified Emission Reduction (CER)). Parmi ces critères, on souligne entre autres que le projet ne doit pas avoir d'impacts négatifs sur l'environnement. C'est la responsabilité du promoteur de prouver à l'autorité nationale désignée (en anglais : Designated National Authority (DNA)) du pays hôte que son projet respecte les principes de développement durable en général et l'environnement en particulier. L'intégrité environnementale de la quantification (c'est-à-dire s'assurer que les réductions de GES sont réelles) de ces projets est très préoccupante car les CER vont être soustraits au bilan national d'un pays de l'annexe 1. Encore une fois, la responsabilité incombe au promoteur de présenter un *Project Design Document (PDD)* qui explicite les méthodologies utilisées pour établir les paramètres de la quantification. Ce document doit être validé par les DNA du pays hôte du projet et de celui qui recevra les CER. Il doit être validé également par le conseil exécutif des MDP (en anglais : Executive Board (EB)) et par un vérificateur indépendant (en anglais : Designated Operational Entity (DOE)). Au terme du projet, les réductions d'émissions devront être vérifiées par une première DOE et être certifiées par une seconde.

En 2005, les MDP ont permis de transiger 346 MtCO₂e pour une valeur totale de 2,54 milliards de dollars (US) (Capoor et Ambrosi, 2006). Une étude plus détaillée des projets MDP réalisés montre une très grande concentration des types de projets. Par

exemple, 58% des projets consistent à détruire de façon sécuritaire les hydrochlorofluorocarbures (HCFC) utilisés dans les systèmes de distribution d'électricité. Avec un potentiel de réchauffement climatique pour cette catégorie de GES variant entre 140 et 11 700 kg équivalent de CO₂ par kg de substance, ces projets sont économiques, rapides, peu risqués et extrêmement profitables. À l'opposé, les projets d'efficacité énergétique ne représentent que 2% des projets. Les coûts sont élevés et la livraison des CER (qui ne peut être effectuée avant que les réductions soient réellement concrétisées) est lente.

2.1.2.4 La mise en œuvre conjointe

Les mises en œuvre conjointes (MOC) (en anglais : Joint Implementation (JI)) sont des mécanismes qui permettent à des pays de l'annexe 1 de réaliser un projet dans un autre pays de l'annexe 1. Les modalités d'exécution sont essentiellement similaires à celles des MDP, seul le vocabulaire change. Par exemple, les CER sont appelés des ERU (en anglais : Emission Reduction Unit). De plus, aucune étude environnementale n'est exigée de façon systématique et l'intégrité environnementale est un sujet beaucoup moins préoccupant puisque les deux pays (l'hôte et le receveur) doivent répondre aux objectifs de Kyoto.

La popularité des MOC est beaucoup moindre que celle des MDP. En 2005, la valeur des transactions était de 82,4 millions de dollars (US) pour 17,8 MtCO₂e transigées. L'explication la plus plausible de l'écart entre les deux mécanismes est que les marchés perçoivent un manque de clarté dans la structure institutionnelle des MOC.

2.1.2.5 Le contexte canadien

Au Canada, le nouvel objectif à court terme est une réduction de 18% des émissions de GES en termes d'intensité de 2007 à 2010. Par la suite, une réduction de 2% sera requise jusqu'en 2015 (Environnement Canada, 2007). Le gouvernement escompte que ces cibles relatives à l'intensité se traduiront en une réduction absolue pour la période 2010-2012. À partir de 2010, un cadre réglementaire des émissions atmosphériques industrielles devrait entrer en vigueur. Les détails du cadre sont encore inconnus, mais il semble que les entreprises pourront acheter des crédits d'émission d'un fonds de développement des technologies propres au coût fixe de 15\$ la tonne équivalente de CO₂ en 2010. En 2015, le coût passera à 21\$ la tonne équivalente de CO₂. Le fonds de technologie prendra fin en 2018. Les entreprises pourront également acheter des crédits provenant des MDP et procéder à des échanges de crédits provenant d'activités non réglementées.

2.1.2.6 Les mesures volontaires

Par définition, une mesure volontaire est un engagement pour la lutte aux changements climatiques qui est pris en dehors de tout cadre obligatoire. C'est une façon pour les collectivités et les entreprises de démontrer leur prise de conscience concernant les risques des changements climatiques. Les actions posées dans le cadre de ces mesures ont souvent précédé et inspiré les textes des réglementations (Bizec, 2006). Il existe plusieurs exemples de mesures volontaires qui peuvent prendre diverses formes :

- British Petroleum et Shell ont mis en place des systèmes d'échanges de quotas à l'intérieur de leur entreprise respective (Bizec, 2006).
- *Partnership for climate action* (2007) est un regroupement d'entreprises de secteurs divers d'activités (Alcan, BP, DuPont, Entergy, Ontario Power Generation, Shell, Suncor Energy) qui a pris l'engagement de réduire de 15% ses émissions sur la période 1990-2012.
- AERES (2007) est un regroupement de 34 industriels français qui a pris une série d'engagements avec des pénalités en cas de non-respect (10 Euros/tCO_{2e}).
- TEAM (2007) est un Programme du gouvernement canadien qui propose une approche de partage des coûts pour faciliter le déploiement et le développement de mesures précoces de réductions des GES.

Les mesures volontaires permettent d'acquérir une expertise précoce et de se familiariser avec les outils de la quantification, les inventaires de GES et les rapports avant que ces démarches ne soient imposées par la loi.

2.1.3 Planification et mise en œuvre d'un projet GES

La pertinence des projets GES comme outil de lutte aux changements climatiques repose sur la crédibilité des réductions de GES qui leur sont attribuables. Pour démontrer la réalité des réductions, les promoteurs doivent établir les procédures pour la quantification, la surveillance et la déclaration des réductions. Pour les aider dans leur tâche, plusieurs normes ont été élaborées. Les plus connues sont le GHG Protocol du WRI et WBSCD (2005) et la norme ISO 14064-2 (2006). Il est à noter que les deux

normes ont une approche neutre par rapport aux programmes, c'est-à-dire que les exigences du programme ont préséance sur celles de la norme. De plus, ces normes sont compatibles entre elles.

Dans le cadre de cette étude, la norme ISO 14064-2 a été retenue comme référence concernant les lignes directrices pour la quantification, la surveillance et la déclaration des réductions d'émissions de GES, de l'amélioration de la capture des GES de l'atmosphère ou de l'augmentation du stockage du carbone. Ce choix est motivé par le fait que cette norme est présentée dans le même format que la norme ISO 14040 qui encadre la réalisation de l'ACV. Cette similitude facilite la comparaison des deux normes. La Figure 2-1 présente les étapes typiques du cycle d'un projet selon ISO 14064-2. Un projet se divise en deux phases principales : la planification et la mise en œuvre.

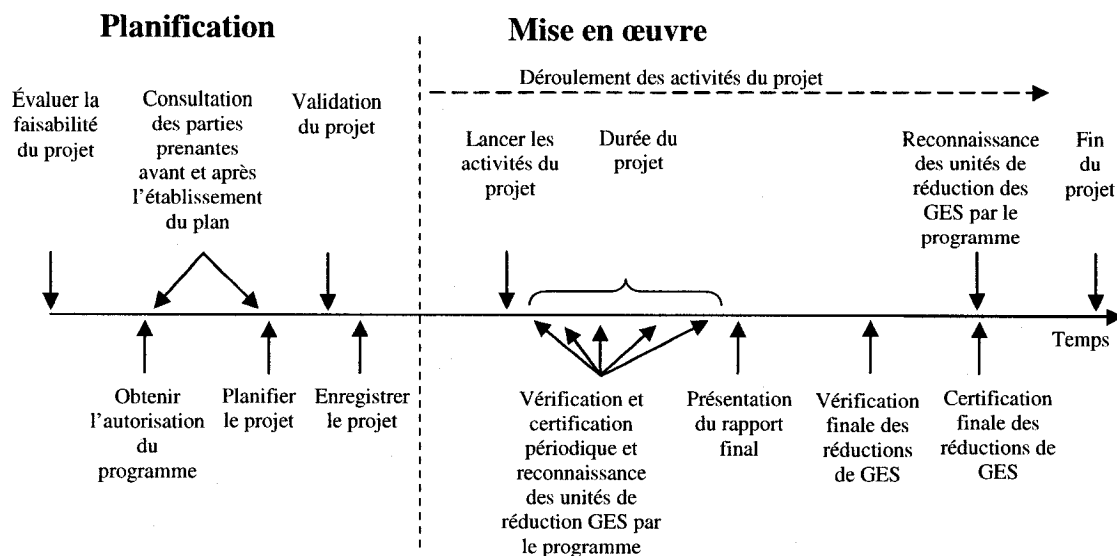


Figure 2-1 : Étapes typiques du cycle d'un projet GES. Source : adaptée d'ISO

14064-2 (2006)

La norme ISO 14064-2 impose 13 exigences aux promoteurs durant la planification et la mise en œuvre d'un projet. Le Tableau 2-1 les présente avec les actions que le promoteur doit entreprendre pour chaque phase du projet. Dans la section suivante, une description des principaux concepts nécessaires à la compréhension des exigences de la norme sera présentée.

Tableau 2-1 : Les 13 exigences de la planification et de la mise en œuvre selon la norme ISO 14064-2 (2006)

Exigences pour les projets GES selon ISO 14064-2
5.1 Exigences générales
5.2 Description du projet
5.3 Identification des SPR ⁽¹⁾ pertinents pour le projet
5.4 Détermination du scénario de base
5.5 Identification des SPR du scénario de base
5.6 Sélection des SPR pertinents pour la surveillance et l'estimation
5.7 Quantification des émissions et/ou de la capture
5.8 Quantification des réductions d'émissions ou de l'amélioration de la capture
5.9 Gestion de la qualité des données
5.10 Surveillance du projet GES
5.11 Documentation du projet GES
5.12 Validation et/ou vérification
5.13 Divulcation du projet GES

(1) Sources, puits et réservoirs des GES

2.1.4 Principaux concepts d'un projet GES

Cette section propose de présenter les principaux concepts associés aux projets GES qui doivent être compris pour mener à bien une procédure de quantification.

2.1.4.1 Le scénario de base

Un scénario de base est défini comme le meilleur estimé de ce qui se serait produit si le projet n'avait jamais eu lieu (Chomitz, 1998). C'est une description hypothétique de l'évolution d'une situation en l'absence complète de la problématique des changements climatiques. Cela correspond à l'expression anglaise « *business as usual* » (BAU). C'est également une quantification du concept d'« *additionnalité* » tel qu'introduit dans les articles 6 et 12 du protocole de Kyoto (Laurikka, 2002). L'« *additionnalité* » signifie que les réductions doivent être additionnelles à celles qui auraient été réalisées par le scénario BAU. Il est à noter que certains projets ont des conséquences financières, sociales, environnementales ou administratives tellement positives (en dehors des considérations pour la lutte aux changements climatiques et l'obtention de crédits d'émissions) que ces projets se seraient réalisés de « toute façon ». Dans ces cas, le scénario de base et le scénario du projet se confondent et les réductions de GES sont nulles. L'objectif du principe d'« *additionnalité* » est que les mécanismes flexibles ne doivent pas servir à financer des investissements qui ne sont pas de réels efforts de réduction des GES. À terme, les projets non additionnels pourraient compromettre l'atteinte de la finalité des programmes de réduction des GES qui est de stabiliser la concentration de GES dans l'atmosphère.

Déterminer le scénario de base est une étape critique de la procédure de quantification d'un projet, ce dernier à un impact direct sur la quantité de crédits obtenus (voir section 2.1.4.3). La nature hypothétique du scénario de base rend délicats les choix des procédures pour l'identifier. En raison de son objectif de rester neutre par rapport aux

programmes, la norme ISO fournit très peu d'indications sur la façon de les déterminer. À l'inverse, la majorité des programmes de réductions proposent des directives plus précises aux promoteurs. Par exemple, le conseil exécutif des MDP suggère trois approches pour déterminer le scénario de base (UNFCCC, 2002) :

- Utiliser les émissions actuelles ou historiques;
- Utiliser les émissions d'une technologie qui est économiquement intéressante en prenant compte les barrières à l'investissement;
- Utiliser une moyenne des émissions d'activités similaires dans les cinq dernières années dans un contexte social, économique, technologique et environnemental comparable et dont les performances sont parmi les 20% meilleures de leur catégorie.

Indépendamment du choix, il doit être justifié auprès des autorités du programme.

2.1.4.2 Les frontières de la quantification du projet et des scénarios de base

Le calcul des réductions de GES attribuables au projet nécessite de définir les frontières du projet et du scénario de base qui délimitent les sources, les puits et les réservoirs (SPR) qui seront quantifiés et surveillés. En théorie, les frontières d'un projet GES doivent inclure tous les SPR pour lesquels il existe une différence entre le projet et le scénario de base. En pratique, cela est impossible car des différences peuvent être observées sur l'ensemble du cycle de vie des produits et services reliés ou affectés par le projet. Il existe donc un délicat équilibre entre l'intégrité environnementale de la

quantification (c.-à-d. prendre en compte tous les SPR qui contribuent significativement au bilan de GES du projet) et l'efficacité économique (c.-à-d. réduire les coûts et le temps de la quantification et limiter les barrières à l'exécution de projets GES valables).

Il est à noter que la norme ISO 14064-2 n'utilise pas le terme frontière, mais plutôt celui de SPR pertinents au projet. Selon cette norme, il existe trois types de SPR : ils peuvent être contrôlés, reliés ou affectés. Le premier type, contrôlés, se rapporte aux SPR qui sont sous le contrôle direct (financier, politique ou administratif) du promoteur de projet. Ils se trouvent généralement physiquement sur le site du projet. Le second type, reliés, identifie les SPR qui ont des liens énergétiques ou matériels avec les activités du projet. Finalement, le troisième type, affectés, désigne les SPR qui sont influencés (généralement par des mécanismes de marché) par le projet sans qu'un lien physique ne les lie avec ce dernier.

Un autre terme qui est largement employé dans le domaine des projets GES est celui des effets secondaires. Ils sont des conséquences non planifiées des activités du projet et du scénario de base. Ils peuvent avoir un impact négatif (fuites) ou positif (retombées) sur les réductions de GES (Lazarus et al., 2001). Les effets secondaires, lorsque jugés pertinents, doivent être inclus dans les SPR pertinents du projet et du scénario de base (WRI et WBSCD, 2005).

2.1.4.3 La quantification et la surveillance des SPR du projet

Les réductions d'émissions, l'amélioration de la capture ou l'augmentation du stockage d'un projet GES consistent en la différence entre les émissions, le taux de capture et de

stockage d'un projet et ceux de son scénario de base en tenant compte des effets secondaires significatifs (WRI et WBCSD, 2005). Il est donc essentiel de mesurer les bilans de carbone de chaque SPR pendant la durée du projet.

Une fois le scénario de base et les frontières déterminés, le promoteur doit élaborer et mettre en place des procédures pour obtenir, enregistrer, compiler et analyser les données et les informations nécessaires pour quantifier chaque SPR du projet et du scénario de base qui sont inclus dans les frontières du projet. Cette étape doit être menée avec soin, car les informations et les données serviront de preuves lors de la procédure de vérification et de certification des réductions d'émissions. Il existe différentes approches pour mesurer les émissions ou les absorptions de CO₂ qui doivent être adaptées au type de projet. Pour les SPR du projet, les mesures peuvent être directes à l'aide d'instruments de mesure de flux et de concentration. Il est également possible de les mesurer indirectement à l'aide de calculs qui utilisent des facteurs d'émission (ou de séquestration). La surveillance des mesures doit se faire dans un intervalle de temps et une période prédéfinie.

2.1.4.4 La qualité des données

Puisqu'un projet peut avoir comme conséquence d'attribuer une valeur aux réductions de GES, il est essentiel que les inventaires des GES de ces projets soient de bonne qualité. Toute la crédibilité des projets repose sur la qualité des déclarations de réduction. ISO 14062-2 demande au promoteur d'établir et d'appliquer des procédures pour gérer la qualité des données et des informations. Ces procédures doivent inclure

une analyse de l'incertitude et des mesures pour réduire au maximum les incertitudes. Certains aspects spécifiques à l'évaluation des projets sont des sources d'incertitudes (Bizec, 2006) :

- Interpolations pour les données manquantes;
- Mesure imprécise de l'activité émettrice;
- Utilisation de facteurs d'émission standard non adaptés aux circonstances;
- Erreurs de calcul et omissions;
- Hypothèses trop simplificatrices.

Tous ces facteurs font que l'analyse d'incertitude incorpore un paramètre plus ou moins subjectif qui caractérise la dispersion des résultats de la quantification et qui est ajouté à l'incertitude sur les mesures physiques des émissions.

2.1.4.5 La vérification, la validation et la déclaration

Un projet GES devrait être soit validé, soit vérifié. La validation et la vérification consistent à l'évaluation systématique, indépendante et documentée de la déclaration du promoteur par rapport aux critères de validation et de vérification. Ces critères sont déterminés par le programme dans lequel s'inscrit le projet. C'est également le programme qui décide qui sont les personnes autorisées à procéder à des validations et à des vérifications. La norme ISO 14064-3 (2006) est spécialement conçue pour guider les responsables de la validation et les vérificateurs.

2.1.4.6 Les autres éléments des projets GES

Il existe d'autres éléments à prendre en compte comme le format du rapport, la divulgation des résultats et la certification des émissions dans le but d'obtenir des crédits d'émissions. La norme ISO 14064-2 fournit des exigences générales, mais les détails sont tous dépendants du programme dans lequel s'inscrit le projet. Puisque ces étapes ne font pas partie du champ de cette étude, ils ne seront pas discutés davantage.

2.1.5 Problématiques des projets GES

La littérature sur les projets GES touche un très grand nombre de problématiques qui ne sont toujours pas résolues. C'est un sujet de recherche auquel contribue des spécialistes de plusieurs domaines comme l'ingénierie, la finance, le droit, l'économie, l'environnement. Parmi, les diverses préoccupations, deux ont été sélectionnées qui peuvent être abordées directement par l'ACV : le choix des frontières et la mesure des impacts environnementaux des projets. Cette section présente l'état des connaissances dans ces deux domaines et comment l'ACV a été utilisée pour y répondre.

2.1.5.1 Déterminer les frontières du projet et du scénario de base

Le dilemme entre intégrité et efficacité a pour conséquence qu'il n'existe pas de consensus dans la littérature sur les règles pour désigner les SPR qui doivent être inclus dans la quantification d'un projet GES. Dans l'objectif de rester neutre par rapport aux différents programmes, les normes ISO 14064-2 (2006) et GHG protocol (WRI et WBCSD, 2005) n'imposent aucune méthodologie détaillée pour déterminer les frontières. Pourtant, la question des frontières est cruciale pour la crédibilité des crédits

de GES. Si les frontières n'englobent pas tous les effets secondaires significatifs d'un projet, il pourrait engendrer des crédits qui ne sont pas basés sur des réductions réelles de GES dans l'atmosphère. Les conséquences seraient une augmentation globale des émissions ou l'ajout d'une pression induite sur les autres acteurs de la collectivité pour l'atteinte des cibles globales de réduction d'émissions (Lazarus et al., 2001).

La littérature propose des solutions pour guider les choix des promoteurs et améliorer la cohérence des décisions dans l'établissement des frontières entre les différents projets. La méthode la plus souvent proposée est une liste de principes à respecter lors de la prise de décisions durant la planification et la réalisation du projet. Les normes ISO 14064-2 et GHG Protocol reposent sur cette approche et d'autres auteurs ont également proposé de telles listes (Lazarus et al., 2001), (Gustavsson et al., 2000). Parmi les autres approches qui ont été proposées, il existe des méthodes basées sur des arbres de décision, qui sont applicables à un type de projet précis (Aukland et al., 2003) ou applicables à tous les projets (Zou et al., 2005) (ISO 14064-2, 2006). Une matrice, permettant d'associer les types de projets à leurs fuites potentiellement significatives, a également été suggérée (Geres et Michaelowa, 2002). Aucune de ces méthodes ne semble avoir fait consensus entre les différents programmes de réduction des GES qui préfèrent des évaluations ad hoc des frontières des projets. On peut souligner également que toutes ces méthodes présentent la limitation d'être qualitatives et elles demandent aux promoteurs de posséder des connaissances préalables sur le cycle de vie des activités du projet pour prendre des décisions ou pour construire initialement les matrices.

Il n'existe dans la littérature qu'une seule méthode quantitative spécifiquement développée pour déterminer les frontières d'un projet GES. Elle est basée sur une approche ACV incrémentale (Ney et Schnoor, 2002). Elle suggère d'élargir graduellement les frontières du système pour identifier les étapes du cycle de vie qui offrent le plus de potentiel en termes de crédits en considérant l'incertitude qu'elles introduisent. Appliquée à l'étude de cas d'un projet de remplacement du charbon par de la biomasse dans une centrale thermique, cette méthode a permis d'identifier les connaissances scientifiques qui méritent d'être approfondies pour maximiser : 1) les bénéfices du projet et 2) la réduction de l'incertitude. Selon l'auteur, l'ACV peut établir un compromis entre le besoin d'intégrité scientifique de la quantification des GES et le besoin d'efficacité et de faible coûts pour les promoteurs.

2.1.5.2 Mesurer les impacts environnementaux des projets GES

Il est généralement accepté que les conséquences environnementales (positives ou négatives) des politiques de réduction des GES puissent être importantes (Davis et al. 2000). Plusieurs études ont démontré que les taxes sur le carbone engendrent des conséquences bénéfiques pour la santé humaine en réduisant les polluants atmosphériques comme les particules, les NO_x, et le SO₂. En revanche, certaines politiques peuvent avoir des effets négatifs. Par exemple, encourager l'utilisation du diesel à la place de l'essence dans les transports permet de réduire l'intensité des émissions de carbone, mais augmente les émissions de polluants conventionnels. Autres exemples : le chauffage individuel à la biomasse accentue les émissions nocives pour la

santé humaine comme les particules de matières, les biocarburants engendrent des impacts associés aux monocultures comme la perte de biodiversité, etc. De plus, les effets des politiques de réduction des GES sur les écosystèmes sont beaucoup moins compris et étudiés que ceux sur la santé humaine et cela représente un manque important dans la connaissance (Rothmann, 2000).

Dans le cadre spécifique des projets GES, certains programmes de réduction des GES (comme celui des MDP) demandent aux promoteurs que leurs projets répondent aux critères du développement durable (UNFCCC, 2002). De plus, même lorsque le programme n'a aucune exigence en ce sens, la réputation des promoteurs et des acheteurs de crédits pourrait être atteinte s'ils étaient accusés d'avoir réalisé ou encouragé des projets qui sont néfastes pour l'environnement (Sutter, 2003).

Les méthodes existantes pour évaluer les impacts environnementaux ont été créées dans le cadre des programmes des MDP. Leur objectif est de démontrer que les projets contribuent à l'atteinte des objectifs nationaux du pays hôte en matière de développement durable. Les critères d'évaluation et leurs indicateurs respectifs sont donc calqués sur les préoccupations locales. Parce que les évaluations ne doivent pas alourdir le processus de réalisation du projet, elles ont souvent une approche qualitative. Si des indicateurs quantitatifs sont employés, ils ne considèrent qu'un nombre limité de problématiques comme la qualité de l'air (émissions de NO_x et de SO_2), la biodiversité (taux de déforestation), la santé humaine (taux de mortalité) et ce, toujours dans un contexte local.

Une seule étude a été identifiée qui utilise une approche ACV pour mesurer les impacts environnementaux de l'utilisation des terres et de la qualité de l'eau dans les projets en foresterie (Garcia-Quijano et al., 2005). Cinq scénarios de projets GES associés à la gestion des sols ont été comparés à l'aide d'une méthode qui prend en compte les réductions de GES, les impacts environnementaux et les coûts économiques. Pour l'évaluation des impacts environnementaux des deux catégories d'impact sélectionnées, l'auteur considère l'approche ACV comme la meilleure option: « *Because of the requirements for a quantitative approach, universal applicability and comparability between projects worldwide, and for the possibility to express results per functional unit* » (Garcia-Quijano et al., 2005). Une des conclusions mise en lumière par l'analyse environnementale des projets est qu'il vaut mieux favoriser des projets qui occupent une faible superficie de terre et dont les impacts sont modérés sur l'ensemble du terrain que ceux qui occupent une grande superficie et dont les impacts sont très faibles sur le terrain.

2.1.5.3 L'ACV pour l'évaluation des projets GES

La revue de littérature sur les problématiques des projets GES montre que l'ACV est à la source des rares approches quantitatives pour l'évaluation de l'intégrité environnementale et des impacts environnementaux des projets GES. Malgré tout, il existe une forte résistance à prôner l'ACV pour élaborer des procédures de quantification et évaluer les projets GES.

Une critique fréquente de l'utilisation de l'ACV dans le contexte des projets GES est qu'il n'y a pas d'intérêt pour les promoteurs de procéder à ce type d'analyse car les retombées positives sur le cycle de vie d'un projet ont très peu de chance d'être réclamées comme crédits de GES (Hammerschlag et Barbour 2003). Premièrement, l'incertitude devient rapidement excessive lorsque l'on considère les SPR en dehors des frontières du projet et la surveillance de ces derniers est difficile, voire souvent impossible. Deuxièmement, l'élargissement des frontières pose la délicate question du double comptage des réductions : comment éviter que les mêmes réductions soient réclamées plusieurs fois par différents projets.

Pour sa part, le GHG Protocol (WRI et WBCSD, 2005) considère qu'il n'est pas réaliste d'imposer aux promoteurs le fardeau d'une ACV. Les avantages pour l'intégrité environnementale ne pourraient pas contrebalancer les désavantages de l'augmentation des coûts administratifs qui limitent la participation aux différents programmes de réduction des GES. Dans les faits, le GHG Protocol recommande que la prise en compte des effets secondaires soit essentiellement encadrée par des décisions politiques prises dans le contexte propre aux programmes de réduction des GES.

Pour certains projets « simples », les fuites peuvent être négligées ou du moins facilement calculées (par exemple, les projets de destruction des HCFC). Cependant, les statistiques sur la nature des projets réalisés dans le cadre du MDP montrent que le potentiel des projets « simples » (et souvent rapides et lucratifs) va s'épuiser éventuellement (The Economist, 2007). Par conséquent, les projets seront de plus en

plus complexes et l'utilisation d'une méthodologie plus robuste sera nécessaire pour démontrer l'intégrité des crédits de GES.

Un exemple de projet « complexe » est celui de la production de biocarburant pour le domaine des transports. Il existe au moins deux exemples¹ de propositions de projets du MDP pour lesquels les promoteurs utilisent les résultats d'ACV pour élaborer leur *Project Design Document* (PDD). Dans la foulée, le comité exécutif des MDP exige que, lorsque l'ACV est utilisée, l'étude doit être placée en annexe du PDD et les équations, les paramètres et les hypothèses doivent être présentées de manière transparente².

Pour sa part, la norme ISO 14064-2 suggère l'ACV pour calculer les réductions de GES des projets qui sont le résultat d'un développement de produits et dont les réductions se produisent durant la phase d'utilisation.

Pour ce qui est de l'analyse des impacts environnementaux, à l'exception des travaux Garcia-Quijano et al. (2005), il n'existe aucune référence à l'ACV pour évaluer les projets GES. Dans la section suivante, la méthodologie ACV est présentée.

2.2 Description de la méthode ACV

Un des résultats de cette maîtrise est la présentation d'un cadre d'évaluation des projets GES basé sur l'ACV (cadre ACV-PGES). Dans cette section, l'outil d'analyse

¹ Les méthodologies sont NM 00082-rev et NM0129 (UNFCCC, 2007a). Cependant, aucune de ces propositions n'est parvenue à devenir une méthodologie approuvée par le comité exécutif.

² *Annex 2 Guidance regarding methodological issues*, EB 22 report (UNFCCC, 2007b)

environnementale, l'ACV, est présenté avec une emphase sur l'approche axée sur les conséquences à laquelle le cadre ACV-PGES répond.

2.2.1 Définition de l'ACV

L'analyse de cycle de vie est une méthode systématique d'évaluation des impacts environnementaux des systèmes de produits à chaque étape de leur cycle de vie, de l'extraction des matières premières à l'élimination finale. C'est un outil d'aide pour l'identification des priorités d'action pour réduire la charge environnementale d'un produit et service sur l'environnement et les ressources de la planète. L'approche holistique, qui consiste à couvrir l'ensemble du cycle de vie, permet d'éviter que les améliorations environnementales apportées soient un simple déplacement d'impacts d'une étape du cycle de vie vers une autre.

2.2.2 Applications de l'ACV

Il est possible d'identifier trois objectifs généraux pour lesquelles l'ACV peut être employée (Labouze et al., 1996):

- La comparaison environnementale entre différents produits et services (attribution d'Ecolabels, analyse de conformité, etc.);
- L'amélioration de la production (investissement dans de nouveaux produits, optimisation de la consommation d'énergie et des matières premières, réduction de la quantité et la toxicité des rejets);

- L'aide au développement commercial (obtention d'autorisation, certification environnementale, création d'image de marque, déclaration environnementale).

L'ACV permet d'identifier les points d'amélioration sur l'ensemble du cycle de vie du produit avant que le produit ne soit lancé. Ainsi, il est possible d'intervenir sur la conception du produit. Les solutions qui s'offrent aux concepteurs de produits et services sont de (Jolliet et al., 2005):

- Dématérialiser et offrir des services;
- Réduire la quantité de matériaux et de produits toxiques;
- Augmenter la part de matériaux recyclés, minimiser les déchets et la diversité des matériaux;
- Réduire la consommation d'énergie, le poids (effet sur le transport) et les déchets durant la phase d'utilisation;
- Augmenter les capacités de réutilisation, de recyclabilité et allonger la durée de vie.

2.2.3 Méthodologie ACV

Il existe quatre phases principales à une ACV. La Figure 2-1 les présente de façon schématique avec les relations entre elles. Les flèches bidirectionnelles soulignent la nature itérative de la démarche ACV. Cette sous-section décrit les principales étapes de chaque phase de l'ACV.

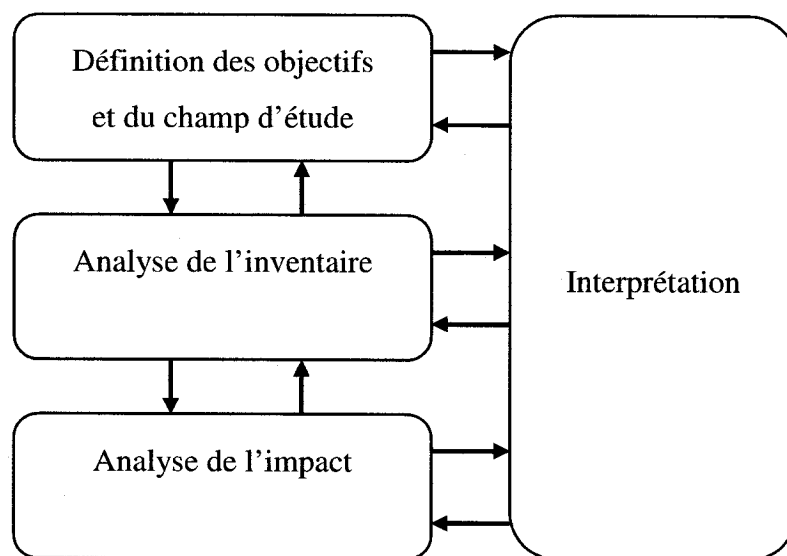


Figure 2-2: Les quatre étapes de l'analyse de cycle de vie selon l'Organisation de Normalisation Internationale (ISO 14040, 2006)

2.2.3.1 Définition des objectifs & champ de l'étude

La définition des objectifs est primordiale au lancement de l'étude. Toutes les décisions prises durant l'ACV doivent l'être dans la perspective des objectifs. Même chose pour toutes les interprétations des résultats qui doivent être cohérentes avec les objectifs. Cependant, la nature itérative permet de réajuster les objectifs en fonction des résultats préliminaires des autres phases. Par exemple, une accessibilité limitée aux données dans la phase d'inventaire peut empêcher d'atteindre les objectifs initiaux. Les paramètres à définir à cette étape sont le type d'application que l'on compte faire de l'ACV, le public visé et les parties prenantes de l'étude.

En second lieu, il faut **établir le champ de l'étude** qui comprend tous les paramètres nécessaires à la définition du système de produit, à la collecte des données, à l'analyse des impacts, à la revue critique et au choix du format du rapport final. Il doit être parfaitement adapté aux objectifs de l'étude et suffisamment détaillé pour permettre à un évaluateur externe (ou au public visé) de vérifier que ces derniers peuvent être atteints.

Une ACV est avant tout une méthode d'analyse environnementale d'une fonction. La **fonction** est définie comme la raison d'être principale des produits, services et procédés à l'étude. Dans une étude ACV comparative, les différentes options doivent être comparées sur la base d'une fonction commune. Par exemple, la fonction commune entre un autobus et une voiture est de permettre le déplacement d'un individu sur une certaine distance. Il est rare qu'un système de produit possède une seule et unique fonction. Il faut alors faire la différence entre la fonction principale (par exemple pour une voiture : transporter un individu) et les fonctions secondaires (protéger des intempéries, montrer son statut social, etc.). Dans une ACV comparative, il est essentiel que les fonctions secondaires des alternatives ne diffèrent pas trop pour que la comparaison tienne (par exemple : la comparaison entre une voiture et une planche à roulettes).

La fonction permet de définir l'**unité fonctionnelle**. Cette valeur est une mesure de la performance des sortants fonctionnels du système de produit. Elle doit être identique pour tous les systèmes comparés. Il est recommandé que l'unité fonctionnelle inclue

trois parties : 1) l'intensité du service, 2) la durée du service et 3) le niveau de qualité attendu (Cooper, 2003). Tous les flux environnementaux de l'inventaire sont normalisés par rapport à cette unité. Le **flux de référence** est la quantité de produit nécessaire pour remplir l'unité fonctionnelle.

Le **système de produit** est le sujet de l'étude. Il est composé d'un ensemble de processus élémentaires qui sont le plus petit élément de l'ACV pour lesquelles les entrants et les sortants sont quantifiés. Ces processus sont reliés entre eux par des flux intermédiaires qui sont des échanges de produits ou services. La Figure 2-3 présente un schéma simplifié d'un système de produit composé de trois processus élémentaires. Dans une ACV complète, le système de produit doit couvrir toute les étapes du cycle de vie du produit : extraction des matières premières, transformation, transport, manufacture, utilisation, maintenance, fin de vie.

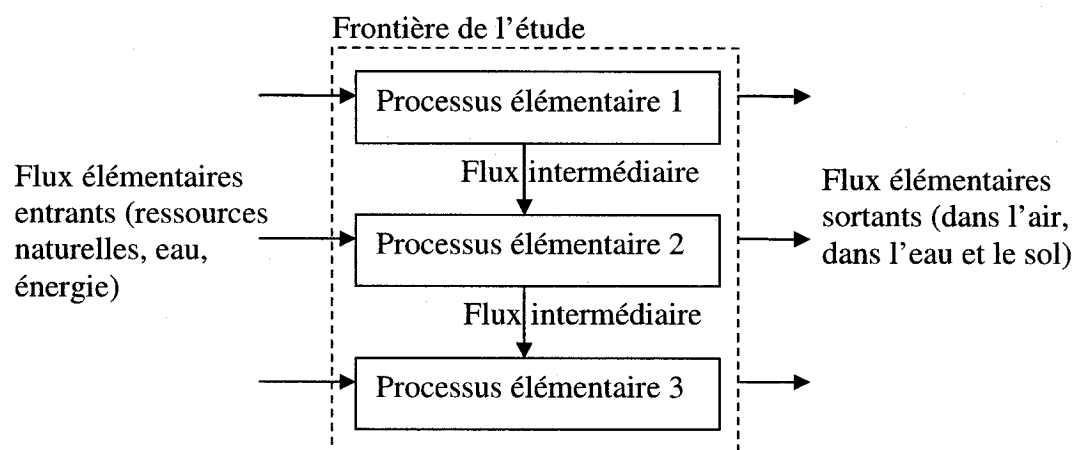


Figure 2-3 : Schéma simplifié d'un système de produit

Les frontières du système délimitent les processus unitaires selon lesquels les entrants et les sortants seront quantifiés dans l'étude. Idéalement, les frontières doivent être délimitées de façon à ce que ces entrants soient des flux environnementaux, c'est-à-dire un échange de l'écosphère vers la technosphère (ressources, énergie, utilisation des sols) ou de la technosphère vers l'écosphère (émissions dans l'air, l'eau et le sol). Dans la pratique, il est possible d'exclure certains éléments des frontières en fonction des objectifs de l'étude et des ressources (temps et budget) allouées à l'étude. Cependant, il faut s'assurer que ces exclusions n'aient pas d'impacts significatifs sur les résultats.

Il est possible d'appliquer des **règles d'exclusion** pour réduire le nombre de flux environnementaux à quantifier. Elles peuvent être basées sur trois critères distincts :

- Critère de masse : consiste à exclure les flux massiques dont la masse contribue à moins d'un certain pourcentage de la somme des flux massiques de l'étude (généralement 1%);
- Critères d'énergie : consiste à exclure les flux énergétiques dont la teneur en énergie contribue à moins d'un certain pourcentage de la somme des flux énergétique de l'étude;
- Critère de pertinence environnementale : consiste à exclure les flux environnementaux dont la contribution à certaines catégories d'impact jugées importantes est en dessous d'un certain pourcentage du résultat de cette catégorie.

La règle importante à respecter lors de l'établissement des frontières est que celles-ci doivent permettre d'atteindre les objectifs fixés par l'étude.

2.2.3.2 L'analyse de l'inventaire du cycle de vie

L'analyse de l'inventaire du cycle de vie est la procédure de collecter et de calculer tous les entrants et sortants du système inclus dans les frontières de l'étude. L'approche itérative de l'ACV permet au réalisateur de l'étude de réévaluer le plan de collecte de données au fur et à mesure que plus d'informations sont disponibles sur le système de produit. Les données doivent être collectées pour chaque processus unitaire inclus dans les frontières du système. Il est essentiel d'appliquer une méthodologie uniforme tout au long de cette opération et de systématiquement documenter les sources de données. La procédure de collecte doit comporter une phase de validation qui permet de s'assurer que les données sont compatibles avec les exigences de qualité (voir plus bas) et les objectifs. Des calculs de bilan d'énergie de matière peuvent être effectués pour s'assurer de la cohérence des résultats de la collecte. Une fois collectées, les données doivent être associées à chaque processus unitaire respectif. Elles doivent être normalisées par l'unité fonctionnelle et finalement agrégées lors du calcul de l'inventaire. L'inventaire obtenu peut être maintes fois raffiné jusqu'à l'obtention d'un inventaire complet et satisfaisant.

Il existe trois **types ou sources de données** qu'un réalisateur peut utiliser dans son étude : elles peuvent être mesurées, calculées et estimées. Indépendamment de la source ou du type, **la qualité des données** doit être suffisante pour atteindre les objectifs de

l'étude. Les exigences doivent être fixées dans la section « définition des objectifs et champ de l'étude » et elles doivent aborder les différentes dimensions de la qualité des données en ACV :

- Temporelle : la donnée est-elle suffisamment récente?
- Géographique : est-ce que la région de la donnée est comparable à celle de l'étude?
- Technologique : les technologies sont-elles comparables?
- Précision : quelle est la mesure de variabilité de la donnée?
- Complétude : quel est le pourcentage du flux qui est inclus dans la donnée?

Il existe également des évaluations qualitatives qui sont utilisées pour apprécier les différentes dimensions des données :

- Représentativité : permet d'évaluer la tendance d'une donnée à bien refléter le processus élémentaire visé (du point de vue géographique, temporel et technologique);
- Cohérence : permet d'évaluer si la méthodologie a été appliquée d'une façon uniforme sur l'ensemble de l'étude;
- Reproductibilité : permet d'évaluer les conditions pour reproduire les résultats de l'étude.

L'évaluation des dimensions de la qualité des données et de leur indicateur doit se faire dans la perspective de leurs sources : bases de données, modèles, collectes sur le site,

jugements d'expert et autres estimations. Également, dans la mesure du possible, des exigences doivent être définies pour l'incertitude statistique des données d'inventaire.

Chaque inventaire comporte inévitablement son lot de **données manquantes**. Dans ce cas, il est nécessaire de les documenter. Trois traitements sont possibles pour une donnée manquante :

- Valeur « non-zéro » qui est justifiée;
- Valeur « zéro » qui est justifiée;
- Une valeur calculée basée sur des processus unitaires similaires.

Les **imputations** sont nécessaires en ACV lorsque le système de produit remplit plusieurs fonctions. Il serait injuste d'allouer tous les impacts environnementaux d'une raffinerie à la seule production d'essence lorsque cette dernière produit également du kérosène, du diesel, du bitume et plusieurs autres sous-produits. Dans ces cas, il est nécessaire d'appliquer une procédure d'imputation. La règle première d'une procédure d'imputation est que la somme des entrants et sortants alloués d'un processus élémentaire doit être égale à la somme des entrants et sortants de ce même processus avant la procédure d'imputation.

Une fois que les processus partagés entre différents systèmes de produit ont été identifiés, il faut choisir la procédure d'imputation en trois étapes selon la norme ISO 14040 (2006):

- 1) Éviter les imputations autant que possible : en divisant le processus élémentaire en deux sous-processus indépendants ou plus ou en utilisant une extension des frontières (voir plus bas);
- 2) Si l'imputation ne peut pas être évitée, les entrants et les sortants doivent être divisés d'une façon qui reflète les liens physiques entre les produits ou les fonctions du processus;
- 3) Si des liens physiques ne peuvent pas être établis, d'autres types de liens peuvent être employés (par exemple, des liens de nature économique).

L'extension des frontières est une procédure d'imputation qui est appliquée, entre autres, aux processus de recyclage. Elle consiste à étendre les frontières du système de produit pour inclure ou soustraire des processus qui permettent de rétablir l'équivalence fonctionnelle du système. Par exemple, le recyclage permet à la fois de traiter des matières résiduelles et de produire de la matière première. Dans un processus de recyclage en boucle ouverte, la matière première produite à partir des matières résiduelles n'est pas réutilisée par le système de produit à l'étude. Le choix de recycler le déchet a cependant pour conséquence d'éviter la production de matière première ailleurs dans l'économie. Dans ce cas précis, les flux élémentaires de la production de matière première vierge sont soustraits à ceux du recyclage des matières résiduelles pour donner l'inventaire final du processus de recyclage.

2.2.3.3 L'analyse des impacts du cycle de vie

Un inventaire peut comporter plusieurs centaines de substances et autres flux élémentaires. Il serait très difficile de conclure sur l'impact du système de produit sans traduire ses entrants et ses sortants en termes de problématiques environnementales. C'est l'objectif des méthodes d'évaluation de l'impact du cycle de vie (EICV). La Figure 2-4 présente les différents éléments obligatoires d'une EICV selon la norme ISO 14044 (2006).

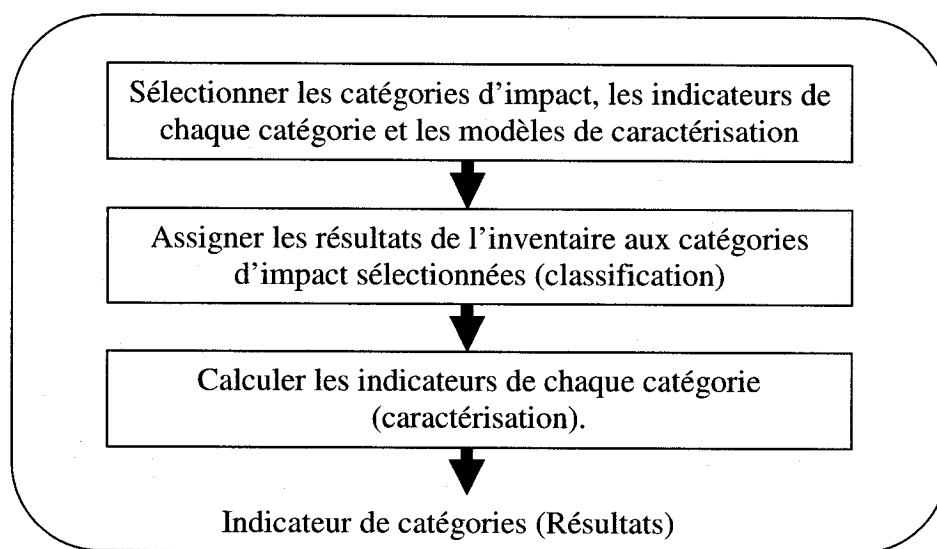


Figure 2-4 : Les éléments obligatoires d'une EICV (ISO 14044, 2006)

Les **catégories d'impact** représentent les problématiques environnementales dans lesquelles les flux élémentaires de l'inventaire peuvent être associés. La catégorie doit reposer sur un mécanisme environnemental de nature physique, chimique ou

biologique. **L'indicateur d'une catégorie** quantifie l'impact de cette dernière. Il repose sur un **modèle de caractérisation** qui établit un lien quantifié entre les substances de l'inventaire et le résultat de la catégorie d'impact. Ce lien est un **facteur de caractérisation** qui est attribué à chaque flux élémentaire pertinent et dont l'unité est commune pour une catégorie d'impact donnée.

La sélection des catégories d'impact, des indicateurs de chaque catégorie et des modèles de caractérisation est la première étape obligatoire selon ISO 14044 (2006). Puisque les modèles de caractérisation peuvent être extrêmement complexes, ils sont généralement contenus dans les méthodes ACV reconnues qui ont fait l'objet de publication. Cependant, il est possible d'ajouter ou d'exclure des catégories d'impact dans le but d'atteindre les objectifs de l'étude. Si tel est le cas, l'ensemble des informations concernant les catégories d'impact et les modèles de caractérisation doivent être présentées.

La classification consiste à attribuer les résultats de l'inventaire à chaque catégorie d'impact. Il est à noter qu'une substance peut contribuer à plus d'une catégorie d'impact. La dernière étape obligatoire selon ISO 14044 (2006), **la caractérisation**, permet de connaître le résultat pour chaque catégorie d'impact en additionnant la somme de la multiplication des flux élémentaires par les facteurs de caractérisation qui leur sont associés. L'unité commune permet de réaliser cette opération et d'obtenir un score pour chaque catégorie d'impact.

Il existe trois autres éléments optionnels lors d'une EICV (normalisation, groupement et pondération). Cependant, la méthode EICV canadienne LUCAS utilisée dans cette étude (voir section 3.4.6) ne permet pas pour l'instant de les réaliser. Ils ne seront pas traités dans ce mémoire.

2.2.3.4 L'interprétation du cycle de vie

L'inventaire du cycle de vie et l'EICV procurent une quantité importante de résultats sur le système de produit. Ils doivent être interprétés avant d'être présentés. L'objectif est d'apporter des informations claires et surtout utilisables pour une éventuelle prise de décision (Jolliet et al., 2005). Il est possible de décomposer la phase d'interprétation en trois étapes :

- Identifier les points significatifs basés sur les résultats de l'inventaire du cycle de vie et de l'EICV;
- Évaluer la complétude et la consistance de l'étude et procéder à des analyses de sensibilité;
- Émettre des conclusions et des recommandations, identifier les limites de l'étude.

L'identification des points significatifs est également une étape itérative qui doit se faire dans la perspective des objectifs et du champ de l'étude. Elle consiste à structurer l'information pour faciliter son interprétation. L'attention doit être portée autant sur les

substances que sur les processus. Le système de produit peut être subdivisé en plusieurs types de groupes, dont (ISO 14044, 2006) :

- En étapes du cycle de vie (production de la matière première, fabrication, utilisation, fin de vie);
- En groupes de processus (transport, approvisionnement d'énergie, etc.);
- En groupes de processus sous des responsabilités différentes (processus contrôlés ou sur lesquels il est possible d'agir et les autres);
- En processus élémentaires (le plus haut niveau de résolution possible).

La méthode courante pour identifier les points significatifs est l'analyse de contribution. Elle consiste à exprimer en termes de pourcentage la contribution d'un groupe à un résultat. Le résultat peut être une catégorie d'impact, un flux élémentaire ou d'autres indicateurs de l'inventaire (bilan d'énergie, de matière, de matière résiduelle, etc.).

L'évaluation des résultats est primordiale pour établir et améliorer la confiance dans les résultats de l'étude. Plusieurs outils de contrôle sont disponibles pour mener à bien cette étape :

- le contrôle de la complétude;
- les analyses de sensibilité;
- les analyses de la consistance.

Le contrôle de la complétude permet de s'assurer que toutes les informations et les données nécessaires pour atteindre les objectifs de l'étude sont bien présentes pour chaque étape du cycle de vie. Les manquements doivent être corrigés ou justifiés.

La fiabilité des résultats est testée par des analyses de sensibilité. Les incertitudes des données d'entrée, le choix des hypothèses et les procédures d'imputation peuvent tous avoir des impacts importants sur la destinée des résultats. Il est essentiel de connaître ces « sensibilités » des résultats pour être en mesure d'apprécier leur robustesse. La procédure consiste à faire varier individuellement tous les paramètres potentiellement sensibles dans un écart de valeur jugé plausible et d'observer les conséquences sur les résultats. L'identification d'un paramètre hautement sensible (c'est-à-dire, quand la variation du paramètre dans un écart plausible entraîne des modifications des conclusions de l'étude) demande qu'on porte une plus grande attention pour déterminer la valeur de ce dernier.

Le contrôle de consistance a pour objectif de s'assurer que les hypothèses, les méthodes et les données sont consistantes avec les objectifs et le champ de l'étude et ce, tout au long de l'étude. Les principales préoccupations durant ce contrôle sont le respect des normes fixées au départ sur la qualité des données, la représentativité des données, l'application des procédures d'imputation, l'établissement des frontières et le choix de la méthode EICV.

Une fois toutes ces étapes d'analyse et de contrôle complétées, on dispose de toutes les informations pour **identifier les limites de l'étude et émettre des conclusions et des**

recommandations. Les conclusions de l'étude et les recommandations qui en découlent directement doivent être parfaitement cohérentes avec, d'une part, les objectifs et le champ de l'étude, et d'autre part avec, les limitations de l'étude.

2.2.4 Communication des résultats d'une ACV

Le format du rapport doit être adapté à l'audience ciblée. Il doit rapporter de façon précise et complète les résultats et les conclusions de l'étude. Les résultats, les données, les hypothèses, les choix et les limites doivent être transparents et être présentés d'une façon suffisamment détaillée pour permettre aux lecteurs d'apprécier la valeur des conclusions. La norme ISO détaille les exigences dans le cas où le rapport s'adresse à des tiers partis ou directement au public.

2.2.5 Revue critique

La revue critique est un processus qui a comme objectif d'augmenter la crédibilité de l'étude. Le travail consiste à s'assurer que les méthodes employées sont consistantes avec la norme ISO 14040, qu'elles sont scientifiquement et techniquement valides et que les données et les interprétations sont compatibles avec les objectifs et le champ de l'étude. Finalement, la revue permet de s'assurer que le rapport final est suffisamment transparent et consistant. La revue peut-être menée par des experts internes, externes ou par une table ronde représentant les parties prenantes de l'étude.

2.2.6 ACV axée sur les conséquences

L'ACV axée sur les conséquences (en anglais : consequential LCA) est une méthodologie ACV dont l'objectif est de générer de l'information sur les conséquences

des décisions (Ekvall et Wedeima, 2004). Cette approche inclut dans l'analyse les activités qui sont affectées par des changements dans le cycle de vie du produit sous étude. Cela est en opposition avec l'approche plus classique, l'ACV axée sur les attributs (en anglais : attributional LCA), qui limite l'analyse aux processus du cycle de vie qui sont reliés par un lien physique. L'information produite par une ACV axée sur les conséquences est potentiellement plus précise et complète. Cependant, il n'existe pas de consensus dans la littérature sur son application dans des situations spécifiques.

Le développement de l'approche axée sur les conséquences a été motivé au départ par les problèmes d'imputation et le choix des données marginales (c.-à-d., quelle technologie va répondre à une augmentation de la demande). Dans les faits, le principe d'extension des frontières (voir section 2.2.3.2) est une approche axée sur les conséquences. Il n'y a pas de liens physiques entre le processus inclus dans le système pour rétablir l'équivalence du système et les autres processus du système de produit.

Les principales limitations de l'ACV axée sur les conséquences sont la complexité de son application et le très haut degré d'incertitude associé à certaines des décisions. C'est pourquoi les règles pour l'établissement des frontières d'une ACV axée sur les conséquences doivent, non seulement prendre en considération la contribution des processus aux résultats (ce qui est déjà le cas en ACV axée sur les attributs), mais doivent maintenir l'incertitude dans un écart acceptable pour tirer des conclusions qui fournissent une aide à la décision (Ekvall et Wedeima, 2004).

2.2.7 Limites de l'ACV

L'ACV possède des limites qui font qu'elle est inadéquate pour aborder certains problèmes ou qu'elle est inapplicable dans certaines situations.

Dans un premier temps, les dimensions spatiales et temporelles ne sont pas différenciées. Les résultats agrégés ne permettent pas d'identifier la localisation et le moment d'une émission particulière. Cette particularité empêche de prendre en compte les limites de seuil ou autres phénomènes non-linéaires qui sont pourtant extrêmement courants dans le domaine environnemental. La conséquence de cette non-différenciation est que les impacts environnementaux attribués au système de produit ne sont pas des impacts réels, mais plutôt un potentiel d'impacts. Ce point important distingue l'ACV des autres méthodes d'analyse environnementale.

Dans le cas des ACV axées sur les attributs, il n'est pas possible de prendre en compte les effets d'un système de produit qui affecte d'autres systèmes de produit via des mécanismes économiques comme des changements de consommation. C'est justement cette limitation que l'ACV axée sur les conséquences tente de faire disparaître.

La réalisation de l'ACV peut rencontrer de nombreux obstacles. On cite parmi les plus fréquents :

- Temps d'exécution excessivement long (souvent plusieurs mois);
- Disponibilité limitée des données (par exemple, les secrets industriels et commerciaux);

- Choix et interprétations subjectifs, dépendant du chercheur;
- Incertitudes importantes sur les données et les modèles de caractérisation de certaines catégories d'impact.

C'est pourquoi la transparence est de mise et qu'il est nécessaire d'adopter une démarche itérative lorsque ces limitations compromettent l'atteinte des objectifs de l'étude.

2.3 Transports et réductions des GES

2.3.1 Projets GES dans le domaine des transports

Au Québec, compte tenu de la prédominance de l'hydroélectricité dans l'approvisionnement en électricité, les transports représentent la principale source de GES (37,4% des émissions totales de 90,95 MteCO₂) (MDDEP, 2006). A lui seul, le transport routier représente 85,9% des émissions du secteur des transports, soit 29,23 MteCO₂. Ainsi, il est inévitable pour le Québec de s'attaquer aux émissions de ce secteur s'il espère diminuer de façon significative sa contribution aux changements climatiques. Le plan d'action de lutte aux changements climatiques du gouvernement du Québec prévoit une série de mesures dans le domaine des transports. Parmi elles, on note l'instauration de programmes de soutien à l'intégration de l'innovation technologique en matière d'efficacité énergétique dans le transport de marchandises. Cette mesure englobe les technologies de la télématique pour la gestion des parcs commerciaux. De plus, il existe au gouvernement fédéral un programme volontaire à l'intention des gestionnaires de parcs commerciaux de véhicules qui offre des conseils

et des subventions pour réduire leur consommation de carburant et leurs émissions (NRCAN, 2007).

A l'instar des mesures et programmes des différents paliers de gouvernement, les projets GES peuvent être une option pour réduire les émissions de GES dans le domaine des transports. Voici quelques types de projets qui peuvent être utilisés dans le domaine des transports (Grütter Consulting, 2000):

- Amélioration de la maintenance d'un parc de véhicules. Un entretien mécanique adéquat peut engendrer une réduction de la consommation de carburant de 5 à 10% selon le type, l'âge et l'historique de maintenance des véhicules;
- Formation Éco-conduite aux conducteurs. Des cours sur les habitudes de conduites ont démontré que la consommation de carburant peut être réduite de 5 à 10%;
- Remplacement des véhicules. Deux objectifs peuvent être recherchés, 1) retirer du service des véhicules à forte consommation avant la fin utile de leur vie pour les remplacer par d'autres, plus économiques, 2) remplacer les véhicules par d'autres utilisant des combustibles moins émetteurs de CO₂ (électrique, gaz naturel, hydrogène, biocarburants, etc.).
- Réduction du kilométrage. Il existe deux façon de procéder : 1) réduire la distance parcourue (optimiser le chemin), 2) pour la même distance, augmenter le service rendu (nombre de passagers transportés, nombres de colis livrés, etc.).

Cependant, les types de projet n'ont pas tous le même potentiel de réduction des GES. En général, les deux premiers types (maintenance et Éco-conduite) sont peu intéressants compte tenu du potentiel relativement faible de crédits, de la surveillance et de la vérification complexes et coûteuses et du fait que d'autres paramètres imprévisibles comme les comportements humains peuvent interférer avec les résultats. Ils sont donc évalués comme des projets risqués. Les deux autres types de projets (remplacement des véhicules et réduction du kilométrage) possèdent un meilleur potentiel de crédits. La surveillance et la vérification restent des opérations complexes, mais le potentiel financier des crédits réduit considérablement les risques liés à la rentabilité des projets.

Par rapport aux MDP, les projets dans le domaine des transports sont très peu populaires. Il existe seulement deux méthodologies approuvées, soit une pour l'instauration de services de bus rapides et une pour l'introduction de véhicules électriques et hybrides. Parmi les 896 projets actuellement enregistrés dans le programme, un seul est dans le domaine des transports : un projet de bus rapides à Bogotá, en Colombie (UNFCCC, 2007a).

2.3.2 Efficacité énergétique et télématique dans les transports

2.3.2.1 La télématique pour la gestion des parcs de véhicules commerciaux

Le terme « télématique » est un mot-valise qui est issu de la liaison entre les termes « télécommunication » et « informatique ». Selon l'Office québécois de langue française, la définition de télématique est :

« ensemble de services, à usage professionnel ou domestique, permettant la transmission unilatérale ou interactive d'informations textuelles, graphiques ou sonores sur un réseau de télécommunication, par la mise en œuvre de techniques de télétraitement ».

Plus spécifiquement, dans le domaine des transports, la télématique permet au conducteur de recevoir de l'information, par le moyen de la télécommunication, et de l'utiliser dans le but d'augmenter l'efficacité et la fiabilité des opérations de transports (Nijkamp, 1996). On utilise également ce terme pour décrire l'ensemble des services de commerces mobiles ayant un centre de contrôle capable de localiser un véhicule et de lui rendre des services ou de lui fournir des données en fonction de sa position géographique (Foy, 2002).

Le véritable démarrage de l'industrie des services commerciaux de télématique correspond au lancement du service de localisation automatique des véhicules (LAV) Omnitrack de Qualcomm en 1988 (Meyer et Ahmed, 2003). Depuis, cette entreprise est en compétition avec un important nombre de rivaux. Malgré que le principe fondamental reste toujours le même, soit la localisation du véhicule et un lien sans fil pour la transmission de données, l'offre de toutes ces entreprises diverge en termes de technologies, de services et de standards. Par exemple, la localisation géographique peut se faire soit par satellite (par exemple, le GPS, en anglais, Global Positioning Satellite), soit par les réseaux terrestres sans fil (triangulation cellulaire ou radiofréquences). Pour ce qui est de la transmission des données, il existe une gamme complète de canaux tels

que les réseaux terrestres sans fil, les radiofréquences et la téléphonie satellite. Les premières applications des systèmes de télématique pour la gestion des parcs de véhicules commerciaux ont été développées pour le secteur du transport des marchandises par camion. Depuis, l'offre de services et de produits couvre tous les types de parcs dont les taxis, le transport en commun, les voitures de location, les services d'urgences, la collecte des déchets, le déblayage de la neige, etc.

2.3.2.2 Les recherches sur la télématique dans le secteur des transports et les impacts environnementaux

Une seule étude a été identifiée en lien avec l'introduction de la télématique pour la gestion des parcs de véhicules et les intensités d'émissions de CO₂ (Léonardi et Baumgartner, 2004). Elle cible les entreprises de transport des marchandises en Allemagne. La méthodologie consistait à envoyer des questionnaires à 22 entreprises qui avaient récemment adopté des systèmes de télématique. Les conclusions mettent en lumière (qualitativement) une augmentation de l'efficacité en CO₂ (c.-à-d. t km/kg CO₂) des parcs de camions. L'explication avancée est que la télématique permet d'optimiser la charge et les déplacements de chaque camion. Cependant, l'étude note que la croissance des activités a contrebalancé les gains en efficacité et les rejets de CO₂ ont augmenté en absolu.

Aucune ACV n'a été répertoriée dans la littérature qui traitait spécifiquement de la gestion des parcs de véhicules et de l'efficacité énergétique. Cependant, plusieurs études ACV ont été réalisées dans le domaine plus général des transports. L'étude de référence

sur le cycle de vie des véhicules routiers est celle de Schweimer et Schuckert (1996) qui ont exécuté une ACV complète d'une Golf A4 de la compagnie Volkswagen. Cette étude de qualité utilise une forte proportion de données primaires, ce qui est plutôt rare pour des produits complexes comme une automobile. Les résultats de son inventaire montrent que la phase d'utilisation représente 70% de la consommation d'énergie primaire et 80% des émissions de CO₂. Les études ultérieures confirment l'importance de la phase d'utilisation en matière d'émissions de CO₂ (Castro et al., 2003; Facanha et Horvath, 2006; Spielmann et Scholz, 2005). Cependant, les autres étapes du cycle de vie (en particulier la production des matériaux et du carburant) dominent les autres catégories d'impact telles que: Cancérigènes, Destruction de la couche d'ozone, Écotoxicité et Extraction des minerais.

Très peu d'études scientifiques ont quantifié la réduction des émissions GES attribuable à l'utilisation de la télématique. Cependant, plusieurs entreprises fournissent des évaluations des économies de carburant potentiel de leur technologie. Les résultats de ces évaluations sont présentés dans le Tableau 2-2. Il est important de noter que la méthodologie n'est disponible dans aucun des cas et que ces valeurs sont présentées à titre indicatif seulement. Elles permettent d'apprécier les attentes de l'industrie en matière d'efficacité énergétique envers les systèmes de la télématique.

Tableau 2-2 : Évaluations des entreprises qui utilisent ou commercialisent les technologies télématiques de gestion des parcs de véhicules

Entreprise	Réduction estimée de la consommation de carburant	Vendeur ou utilisateur de la technologie
Bell Canada ³	10%	Vendeur et utilisateur
Discrete wireless (2007)	6%	Vendeur
Verilocation (2007)	6-16%	Vendeur

³ Communication interne

Chapitre 3 Approche méthodologique

3.1 Problématique de l'étude

Le premier objectif de cette étude est de déterminer le potentiel du TéléPod^{MC}, un système de gestion des parcs de véhicules commerciaux développé par Bell Canada, de réduire les émissions de GES et les autres impacts environnementaux associés à l'utilisation d'un parc de véhicules. Le second objectif est de vérifier que l'utilisation de la méthode ACV est pertinente pour la planification d'un projet GES car elle permet de tenir compte de toutes les émissions environnementales directes et indirectes et d'évaluer les déplacements des impacts environnementaux.

Dans un premier temps, ce chapitre résume les caractéristiques du projet TéléPod^{MC}. Ensuite, il introduit le cadre d'application inspiré de l'ACV pour analyser les projets GES. Toutes les hypothèses nécessaires pour l'application du cadre sur le projet TéléPod^{MC} sont également présentées.

3.2 Présentation du projet TéléPod^{MC}

3.2.1 Technologie

La fonction principale de la technologie TéléPod^{MC} est d'établir un lien de communication entre chaque véhicule d'un parc et un centre de traitement des données. Les données collectées sur les véhicules peuvent être traitées et distribuées dans l'entreprise selon les besoins. La « technologie TéléPod^{MC} » est une appellation qui couvre autant le boîtier électronique installé à bord des véhicules (le TéléPod^{MC}) que

l'ensemble du système de gestion (incluant les équipes pour la gestion et le support technique du système et les équipements informatiques et de télécommunication). La Figure 3-1 présente le diagramme de toutes les interactions du Télépod^{MC}. Premièrement, le boîtier enregistre à une fréquence prédéfinie les coordonnées géographiques grâce à un système de positionnement global (en anglais : GPS). Il enregistre également une multitude d'informations sur l'état du véhicule à partir de l'ordinateur de bord auquel il est connecté (lecture des compteurs, diagnostic du moteur, temps de marche au ralenti, vitesse moyenne, etc.). Finalement, il offre une connexion Internet sans-fil pour l'ordinateur portable des occupants du véhicule. Toutes les données collectées par le Télépod^{MC} sont ensuite envoyées par le réseau de télécommunication sans fil vers le centre de traitement des données (centre de données). Du centre de données, les informations sur le positionnement géographique sont acheminées vers les centres de répartitions des bons de travail. Les autres informations sur l'état du véhicule peuvent être obtenues par les équipes de gestion et de support technique grâce à un fureteur Internet.

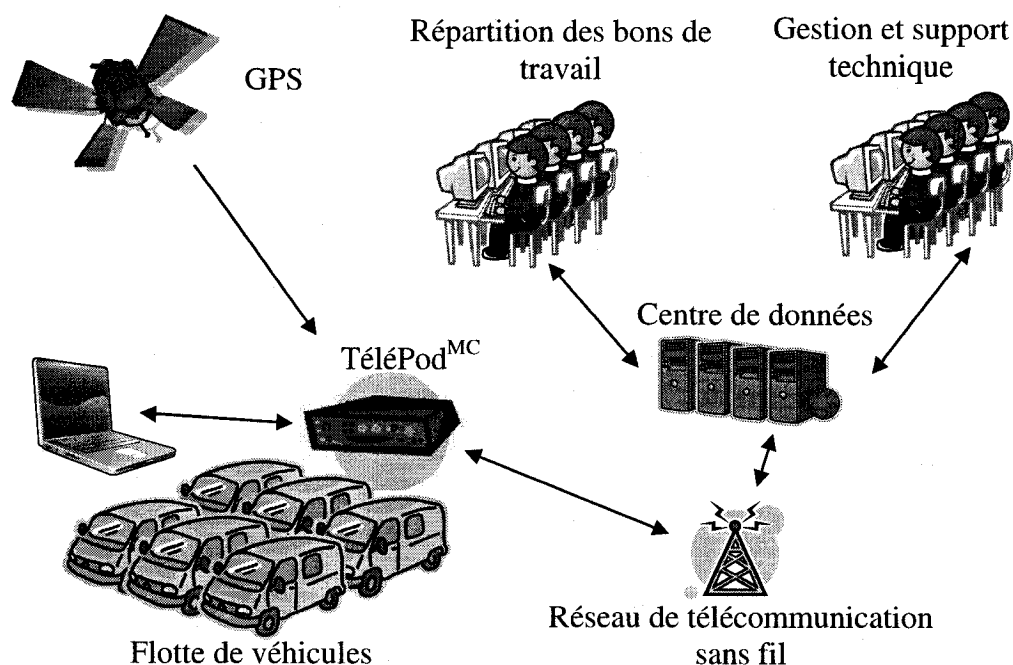


Figure 3-1 : Schéma de la configuration de la technologie TéléPod^{MC}

3.2.2 Composantes du système TéléPod^{MC}

3.2.2.1 Le boîtier électronique : le TéléPod^{MC}

La Figure 3-2 illustre une vue de face du boîtier électronique. Ses dimensions sont de 210 mm x 180 mm x 65 mm et son poids est de 0,8 kg. C'est essentiellement un petit ordinateur équipé d'une carte maîtresse : un microprocesseur Intel® de 206MHz qui utilise l'interface Window Ce. avec 32 Mo de mémoire vive et 16 Mo de stockage en mémoire flash non volatile. Le système est également pourvu d'une entrée Ethernet 10 Mbits/s et d'un connecteur OBDII qui permet d'accéder aux données contenues dans

l'ordinateur de bord du véhicule. L'alimentation électrique est fournie par l'accumulateur du véhicule, et au besoin, par un accumulateur d'urgence interne.

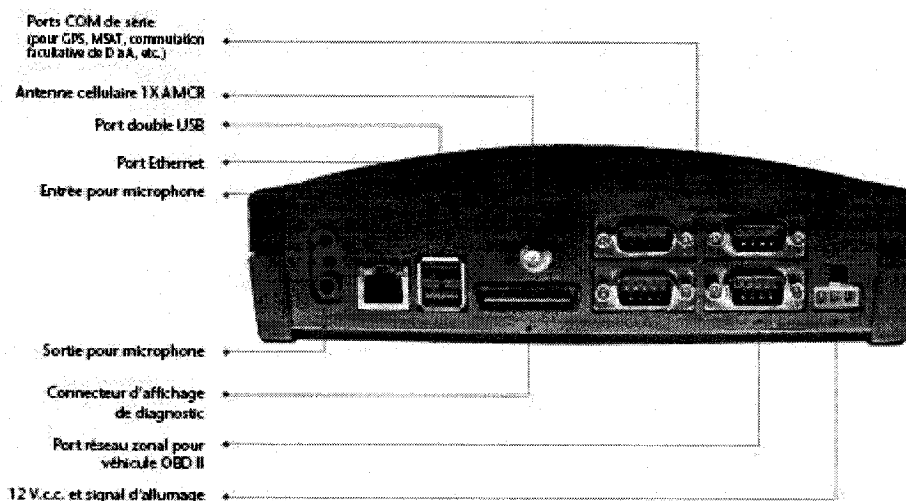


Figure 3-2 : Vue de face du boîtier Télépod^{MC} (Bell Canada, 2005)

Grâce à une antenne GPS, le véhicule peut être localisé en tout temps. Le modem sans fil permet de transmettre des données vers les serveurs du centre de données. Les canaux de communication sont une antenne satellite MSAT et une antenne cellulaire qui fonctionnent sur le réseau 1XRRT de Bell mobilité.

3.2.2.2 Le centre de traitement de données

Le centre de traitement des données contient les serveurs de la télématique qui sont le cœur de toute la technologie Télépod^{MC}. Les serveurs sont regroupés dans deux localisations distinctes se trouvant à une trentaine de kilomètres l'une de l'autre. Si l'un des centres devait éprouver des problèmes, l'autre serait en mesure de prendre le relais.

Les serveurs ne peuvent fonctionner seuls. Ils ont besoin de plusieurs équipements pour gérer les flux de données (routeurs), pour les protéger d'attaques informatiques (mur pare-feu) et pour sauvegarder leurs données (bobine magnétique). Tous ces équipements se retrouvent également dans les centres de données. Pour se protéger contre les interruptions brusques de courant, les centres sont équipés de sources d'alimentation permanente (en anglais : uninterruptible power supply (UPS)). De plus, les quantités importantes de chaleur que produisent les équipements doivent être évacuées par des systèmes de refroidissement performants.

3.2.2.3 La gestion et le support technique du système

Le système ne pourrait fonctionner sans une équipe pour sa gestion, son développement et sa maintenance. Une vingtaine de personnes travaillent à temps plein sur le système. Ils utilisent des locaux, des réseaux internes de télécommunication et des équipements informatiques et de bureau.

3.2.3 Description du parc à l'étude

Parmi les véhicules de Bell au Québec qui possédaient un TéléPod^{MC} en 2004 (soit environ 1400), 1300 ont été sélectionnés pour participer au projet TéléPod^{MC} (voir Tableau 3-1). Cet échantillon est composé de 35 modèles produits par 6 fabricants différents. Les années de production s'échelonnent de 1993 à 2004 avec une moyenne d'âge en 2004 d'environ 5 ans. La majorité des véhicules fonctionnent à l'essence à l'exception des plus gros modèles qui utilisent le diesel. La consommation de carburant pour certaines catégories est de beaucoup supérieure aux moyennes déclarées par les

fabricants notamment parce que les véhicules de Bell sont beaucoup plus chargés que ceux qui sont utilisés pour réaliser les tests d'économie de carburant. De plus, Bélanger (2004) a démontré que les porte-échelles sur les toits de plusieurs véhicules peuvent entraîner une surconsommation de 20%. La nomenclature pour les types de véhicules est celle utilisée par le logiciel de modélisation des émissions du parc de véhicules MOBILE 6.2. Une description de cette dernière se retrouve à l'annexe G.

Tableau 3-1 : Caractéristiques du parc à l'étude

Catégorie	Type de véhicule (MOBILE 6.2)	Type de carburant	Nombre de véhicule	Consommation (L/100km)	Kilométrage moyen (km/an)
HD ⁽¹⁾	HDDV4	Diesel	135	32,8	19 920
HD	HDGV2B	Essence	254	25,8	17 805
LD ⁽²⁾	LDGT2	Essence	373	19,2	15 273
LD	LDGT3	Essence	187	17,3	17 055
LD	LDGT4	Essence	200	14	17 721
PC ⁽³⁾	LDGV	Essence	151	10,2	19 946
	Total ou moyenne		1300		17 426

(1) Camion lourd; (2) Camion léger; (3) Voiture particulière

3.2.4 Le projet TéléPod^{MC}

Bien que le TéléPod^{MC} soit actuellement utilisé par une majorité des véhicules de Bell, il n'existe pas officiellement un projet TéléPod^{MC} chez Bell. Le but de cet exercice est d'acquérir une expertise pour la réalisation de futur projet GES. Par hypothèse, le projet TéléPod^{MC} s'inscrit dans un programme volontaire interne de réduction des GES et l'« additionnalité » du projet est par défaut acceptée. Dans cette section, sont présentées les grandes lignes du projet TéléPod^{MC}.

3.2.4.1 La description du projet

Le projet de réduction de GES conçu spécifiquement pour cette étude porte le titre de « Projet TéléPod^{MC} ». C'est un projet d'efficacité énergétique dans le domaine des transports. Le TéléPod^{MC} est actuellement utilisé par un parc de véhicules qui opère au Québec et en Ontario (Canada). Cependant, le projet est actuellement limité à la seule province de Québec. Le territoire géographique visé est celui couvert par les services de Bell et dans lequel la technologie est accessible (c'est-à-dire la couverture du réseau 1xRTT de Bell Mobilité (Bell Canada, 2007)) qui représente approximativement 80% de la zone de service.

Avant la mise en place du projet, les techniciens devaient se déplacer à un point de connexion Internet (habituellement leur bureau) pour prendre la suite de leurs bons de travail de la journée. Sur la route, on pouvait les rejoindre uniquement par leur téléphone cellulaire. Les agents de répartition des bons de travail ne disposaient pas d'informations géographiques précises sur la position des véhicules autre que l'adresse de la dernière tâche effectuée.

Le projet consiste à installer le système TéléPod^{MC} sur 1300 véhicules de travail au Québec et à former les techniciens (conducteurs) et les répartiteurs de bons de travail sur l'utilisation de cette technologie. À l'aide du GPS et du lien de communication bidirectionnelle, les répartiteurs sont en mesure de mieux distribuer les bons de travail et de minimiser les déplacements des techniciens sur le terrain. De leur côté, grâce à

l'accès à Internet directement à l'intérieur de leur véhicule, les techniciens peuvent éviter des déplacements pour accéder à la liste de leurs bons de travail.

Le projet est une initiative interne de Bell Canada qui a développé et installé sur son propre parc le TéléPod^{MC}. Il ne s'inscrit donc dans aucun programme national ou international de réduction des GES. Les crédits obtenus seront simplement utilisés pour réduire le bilan de GES de l'entreprise présenté dans le rapport annuel de responsabilité d'entreprise.

La durée du projet a été fixée à 3 ans, soit de la période 2005 à 2008. La principale raison de choisir une courte durée est qu'il ne devrait pas y avoir de changement significatif sur le parc au cours de cette période, ce qui réduit considérablement les incertitudes pour l'établissement du scénario de base. De plus, les progrès rapides dans le domaine des télécommunications laissent à penser que le système TéléPod^{MC} va connaître des évolutions et que ses fonctionnalités et ses capacités seront profondément modifiées au-delà de cette période.

3.2.4.2 Identification des SPR du projet

La procédure pour identifier les SPR du projet est inspirée d'un protocole de quantification dans le domaine des transports développé conjointement par EpE et ADEME (2005). En résumé, le protocole propose de comptabiliser uniquement les émissions directes des véhicules. Le protocole ne discute pas de l'utilisation de la télématique dans les projets GES. Aucune indication n'est fournie sur l'inclusion de SPR associés à la consommation d'énergie, la production des équipements ou toutes

autres étapes du cycle de vie du système. C'est pourquoi le cadre d'application de l'analyse de cycle de vie sur les projets GES (cadre ACV-PGES) est employé pour argumenter sur la pertinence des hypothèses initiales de la procédure de quantification.

3.2.4.3 Détermination du scénario de base

Après des discussions avec les responsables de la gestion du parc de véhicules de Bell, il a été déterminé qu'en l'absence du TéléPod^{MC}, aucune autre modification importante n'aurait été apportée au parc pendant la période 2005-2008. Le scénario le plus probable est la poursuite inchangée des activités avant l'installation des TéléPod^{MC}. De plus, un nombre marginal de véhicules sera remplacé entre 2005 et 2008 (<5%) et l'accroissement de la consommation d'essence dû au vieillissement du parc sera également marginal pendant cette même période. De plus, ces deux phénomènes provoquant des effets inverses sur la consommation de carburant, ils auraient tendance à s'annuler sur une période relativement courte de trois ans. Par conséquent, le scénario de base pour chacune des trois prochaines années est la somme des émissions directes de 2004 du parc de 1300 véhicules correspondant à ceux qui sont équipés du TéléPod^{MC}.

Le scénario de base est dynamique, c'est-à-dire qu'il est relatif à l'intensité du travail accompli par les techniciens du parc. Cette intensité est facilement mesurée par le nombre de bons de travail exécutés durant l'année. La référence utilisée est un total de 208 274 bons de travail par année (nombre calculé entre juin 2004 et mai 2005). L'ajustement des émissions du scénario de base sera proportionnel à cette intensité

d'activités. Par exemple, une réduction de 5% de l'activité entraînera une réduction de 5% des émissions de GES du parc pour le scénario de base. Puisque Bell opère dans un marché passablement mature, on ne s'attend pas à de grandes variations de l'intensité de l'activité pour la période 2005-2008.

3.2.4.4 Identification des SPR du scénario de base

La procédure pour identifier les SPR du scénario de base est la même que celle adoptée pour le projet (voir section 3.2.4.2). Seules les émissions directes des véhicules sont considérées. Le cadre ACV-PGES est employé pour vérifier la procédure.

3.2.4.5 Sélection des SPR pour la surveillance et l'estimation des émissions de GES

Idéalement, le calcul des émissions de GES devrait être effectué à partir des données sur la consommation (EpE et ADEME, 2005). Cependant, les registres de l'entreprise ne permettent pas, pour l'instant, d'isoler la consommation d'un groupe de véhicules par rapport à l'ensemble du parc. C'est pourquoi les émissions de GES seront calculées à l'aide du kilométrage parcouru par les véhicules. La consommation de carburant des véhicules a été calculée par Bélanger (2004) pour chaque catégorie de véhicules. La surveillance des SPR consiste à enregistrer le kilométrage total parcouru par chaque catégorie de véhicules. Le Télépod^{MC} permet d'effectuer cette opération à la fréquence désirée. Dans le cadre de ce projet volontaire interne, une lecture annuelle est considérée suffisante.

3.2.4.6 *La quantification des émissions du projet et du scénario de base*

L'estimation *ex ante* des émissions de GES du projet a été réalisée à partir du protocole de quantification de EpE/ADEME, 2005. En résumé, le protocole propose de comptabiliser uniquement les émissions directes des véhicules en multipliant les données sur la consommation de carburant par des facteurs d'émissions de GES. Seules les émissions de CO₂ sont comptabilisées puisque le taux d'oxydation des carbones en CO₂ est estimé à 100%. Cette méthodologie a été retenue pour la procédure de quantification du projet.

Dans le cadre de cette étude, les facteurs d'émission d'Environnement Canada ont été utilisés, soit 2,36 kg de CO₂/L pour l'essence et 2,73 kg de CO₂/L pour le diesel (Environnement Canada, 2004). Par conséquent, à partir des données du Tableau 3-1 et des facteurs d'émission précédents, les émissions du scénario de base ont été évaluées à 32 031 tCO₂e pour une période de trois ans.

La même démarche est utilisée pour la quantification du projet. En posant l'hypothèse que la consommation d'essence devait décroître globalement de 10% et que le nombre de véhicules devait rester constant, les émissions du projet ont été évaluées à 28 828 tCO₂e pour une durée de trois ans.

3.2.4.7 *Comptabilisation des réductions des émissions de GES du projet*

Les réductions de GES sont simplement calculées en soustrayant les émissions du scénario de base des émissions du projet. En prenant les résultats obtenus dans la sous-section précédente, l'estimation *ex ante* des réductions d'émissions est de 3203 tCO₂e.

3.2.4.8 *Autres considérations du projet GES*

Comme il a été décrit dans la section 2, il existe plusieurs autres points à traiter dans la planification d'un projet GES comme le plan de surveillance des SPR, le format du rapport, la validation, la vérification et la déclaration du projet GES. Cependant, ces aspects sont en dehors des objectifs de l'étude et ils ne seront pas traités dans ce rapport.

3.3 **Cadre d'application de l'ACV : cadre ACV-PGES**

3.3.1 **Règles de bases du cadre ACV-PGES**

La norme qui encadre l'exécution d'une ACV, ISO 14040 (2006), veut que les interprétations tirées des résultats soient consistantes avec les objectifs de l'étude. Les objectifs doivent être clairement explicités et ils doivent guider les choix qui sont faits durant l'exécution de l'ACV. Par conséquent, pour prendre en compte tous les paramètres spécifiques à la réalisation d'un projet GES, l'approche qui est suggérée est de réaliser l'ACV du projet GES. Cette approche contraste avec celle généralement utilisée qui consiste à réaliser une ACV comparative entre la technologie du projet et celle du scénario de base.

La logique maîtresse qui guide la construction du système de produit du cadre ACV-PGES (voir Figure 3-3) est la suivante : **la conséquence de réaliser le projet est d'éviter que le scénario de base se produise**. Ainsi, l'inventaire de tous les processus du scénario de base est soustrait à l'inventaire de tous les processus du projet pour obtenir, entre autres, la quantité des réductions de GES sur tout le cycle de vie.

Les frontières du cadre ACV-PGES doivent être celles d'une ACV axée sur les conséquences pour deux raisons. Premièrement, il n'existe aucun lien physique entre les processus du scénario de base et ceux du projet (les processus du scénario de base sont des conceptions abstraites). Deuxièmement, les processus affectés par le projet et le scénario de base (voir section 2.1.4.2) n'ont également aucun lien physique avec les processus contrôlés et reliés du projet et du scénario de base (les processus affectés sont liés par des mécanismes de nature économique, sociale, législative, etc.).

3.3.2 Application du cadre ACV-PGES

3.3.2.1 Objectifs et champ de l'étude

L'objectif du cadre ACV-PGES est de vérifier la validité des choix des SPR pertinents pour la quantification du projet et de déterminer la nature et l'intensité des déplacements d'impacts environnementaux. Les conclusions de l'étude peuvent être utilisées par le promoteur pour améliorer les procédures de quantification et identifier et réduire les impacts environnementaux du projet.

La fonction principale du système à l'étude par le cadre ACV-PGES (c.-à-d. le projet GES) est d'obtenir des crédits de GES. Par conséquent, l'unité fonctionnelle est définie comme l'acquisition d'un crédit de une tonne équivalente de CO₂ et le flux de référence est la fraction du projet qui permet d'obtenir cette tonne équivalente de CO₂. Par exemple, pour un projet qui va produire 1 MtCO₂e, le flux de référence est un millionième de projet. Il est à noter que, dans la pratique, les flux élémentaires seront comptabilisés tels qu'ils se sont produits durant toute la durée du projet. Ce n'est qu'à la

fin de l'étude que le flux de référence est utilisé pour normaliser la somme des impacts par rapport à un crédit d'une tonne équivalente de CO₂.

A priori, il apparaît trivial de baser l'unité de référence sur une quantité qui semble être l'objet de la mesure. Cependant, il ne faut pas confondre les crédits de GES du projet avec les réductions totales de GES dans l'atmosphère attribuables au projet sur son cycle de vie. En effet, l'ACV va comptabiliser des processus en amont et en aval des activités du projet qui sont normalement exclus des frontières du projet. Les crédits sont estimés avant le début du projet et cette estimation est utilisée comme valeur de référence initiale. La nature itérative de l'ACV permet de réajuster la valeur de référence lorsqu'elle est réévaluée. Les frontières temporelles, géographiques et technologiques de l'ACV sont déterminées à partir de la durée, de la localisation et des caractéristiques de la technologie utilisée par le projet.

Pour toutes les autres règles et hypothèses, le cadre ACV-PGES calque ses exigences sur la norme ISO 14040, entre autres pour la réalisation de l'inventaire, de l'analyse d'impacts et de l'interprétation (voir section 2.2.3). Cependant, une différence importante avec la norme ISO 14040 est que le cadre ACV-PGES est une approche axée sur les conséquences. Il existe encore peu de consensus sur la façon d'appliquer concrètement cette approche (Ekvall et Wedeima, 2004). La littérature dans le domaine des projets GES peut fournir un support intéressant à celle que l'on retrouve déjà dans le domaine de l'ACV (par exemple, Chomitz, 1998). Dans l'incertitude, il est

recommandé de prioriser les indications du programme de réduction dans lequel s'inscrit le projet pour la construction du système de produit.

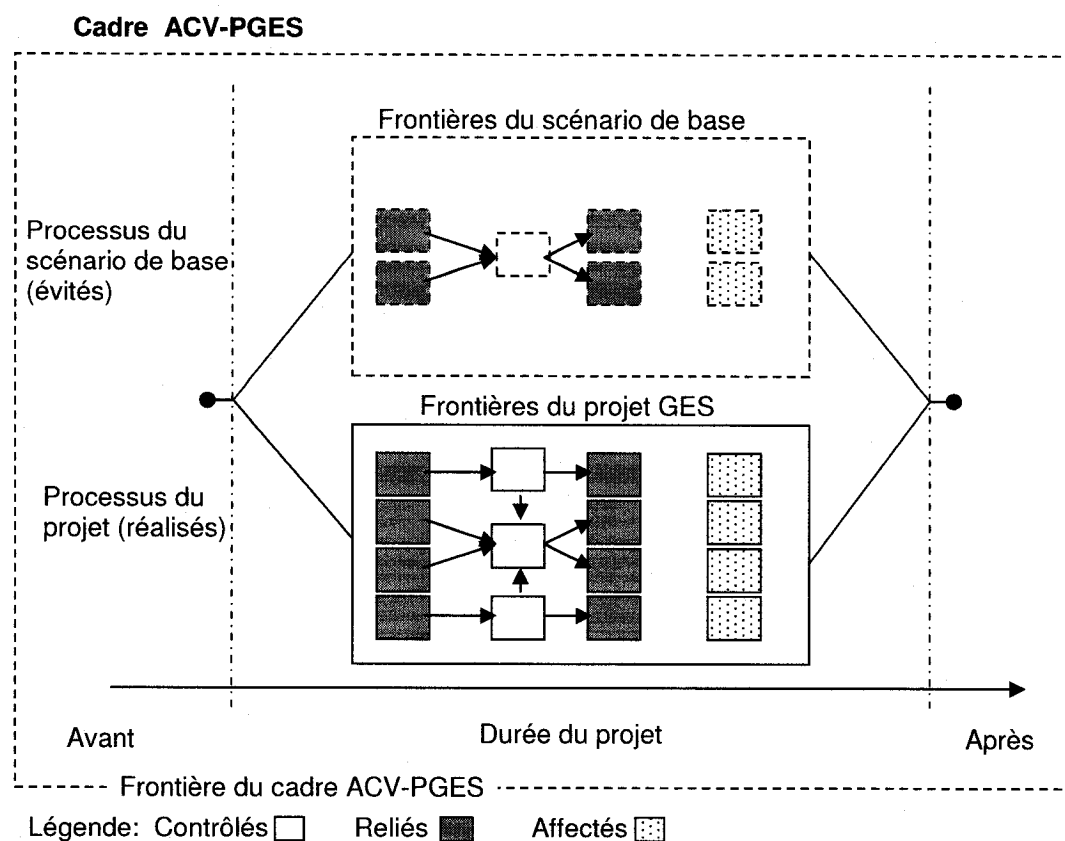


Figure 3-3: Schéma conceptuel du cadre ACV-PGES

3.3.2.2 Compatibilité avec la norme ISO 14064-2

Pour faciliter son application par les promoteurs, le cadre se veut être parfaitement compatible avec la norme ISO 14064-2 (2006). Par conséquent, il est important d'établir le lien entre les éléments de base des projets (SPR) et ceux de l'ACV (processus élémentaire). Il est posé comme hypothèse qu'il est toujours possible de

décomposer un projet GES en plusieurs processus élémentaires de façon à ce que chacun des processus ne soit associé qu'à un seul et unique SPR. Il est à préciser qu'un processus élémentaire du système de produit ne contient pas nécessairement un SPR (d'autres types de flux élémentaires que les GES peuvent être modifiés par un projet). Dans le cadre ACV-PGES, les processus sont classifiés sous l'une des trois catégories de SPR : contrôlés, reliés ou affectés. Puisque l'inventaire final consiste en la différence entre les inventaires du scénario de base et du projet, il est possible d'exclure tous les processus dont les flux élémentaires ne vont pas variés.

La Figure 3-4 illustre la chronologie d'application du cadre ACV-PGES par rapport à celle de l'exécution d'un projet GES. En premier lieu, le promoteur doit définir son projet et établir le scénario de base correspondant en respectant les exigences du programme et en utilisant les meilleures pratiques dans ce domaine. Il doit ensuite déterminer les SPR pertinents pour le projet et le scénario de base. Ces informations vont permettre de définir les objectifs et le champ de l'étude du cadre ACV-PGES. Une collecte préliminaire de données pour l'ACV permettra de vérifier si les premières hypothèses sur le choix des SPR s'avèrent adéquates selon l'estimé de la contribution de chaque processus au bilan de GES. Si ce n'est pas le cas, dans une boucle itérative, le promoteur doit venir modifier le choix de ses SPR et du même coup le champ de l'étude du cadre ACV-PGES. Ensuite, l'inventaire, l'évaluation des impacts du cycle de vie et l'interprétation peuvent être exécutés selon les règles d'ISO 14040. Les résultats d'inventaire permettent de corriger définitivement le choix des SPR. Les résultats de l'EICV et l'interprétation peuvent être utilisés pour remodeler le projet pour réduire ses

impacts environnementaux sur toutes les catégories d'impact, incluant la maximisation des réductions de GES excédentaires et les crédits GES. De plus, lorsque le programme de réduction l'exige, les résultats du cadre ACV-PGES peuvent être présentés comme une étude environnementale du projet.

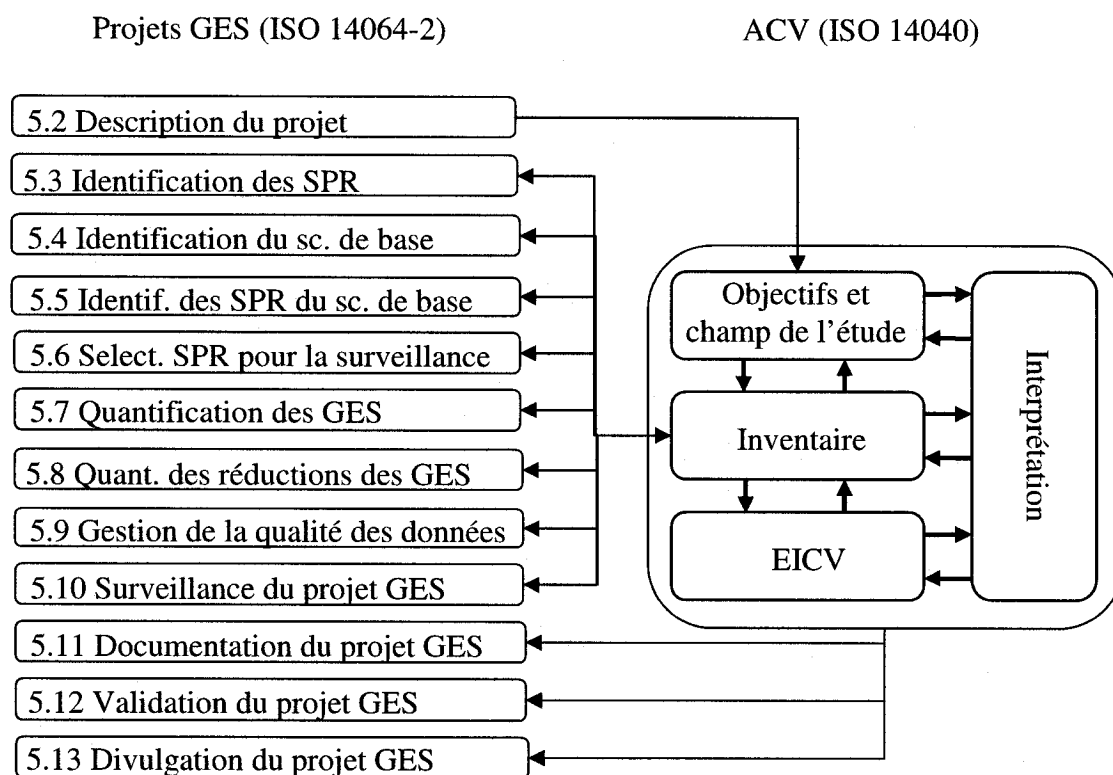


Figure 3-4: Schéma de l'application du cadre ACV-PGES, liens entre ISO 14064-2 et ISO 14040

3.4 Application du cadre ACV-PGES au projet TéléPod^{MC}

Le cadre ACV-PGES décrit dans la section précédente est appliqué au projet TéléPod^{MC}. Cette section détaille la démarche méthodologique et les hypothèses qui ont été nécessaires à l'exécution de l'ACV.

3.4.1 Objectifs de l'étude

Les deux objectifs de cette étude sont :

- 1) Quantifier les réductions d'émissions de GES du projet TéléPod^{MC} et dresser son portrait environnemental sur les 12 catégories d'impact de la méthode EICV canadienne LUCAS.
- 2) Vérifier que l'utilisation du cadre ACV-PGES est pertinente à la planification d'un projet GES en permettant de tenir compte de toutes les émissions environnementales directes et indirectes et d'évaluer les déplacements des impacts environnementaux.

3.4.2 Champ de l'étude

3.4.2.1 Fonction

Selon les règles établies par le cadre ACV-PGES la principale fonction du système à l'étude, c'est-à-dire le projet TéléPod^{MC}, est de réduire les émissions GES dans le but d'acquérir des crédits d'émissions.

3.4.2.2 Unité fonctionnelle

La quantification de la fonction est l'unité fonctionnelle et, en conformité avec les règles du cadre ACV-PGES, elle est :

« l'acquisition d'un crédit d'une tonne équivalente de CO₂ entre 2005 et 2008 grâce au projet TéléPod^{MC} »

3.4.2.3 Flux de référence

Toujours en conformité avec les règles du cadre ACV-PGES, le flux de référence correspond à la fraction du projet nécessaire pour répondre à l'unité fonctionnelle. La quantification *ex ante* du projet estime les crédits totaux à 3203 tCO₂e pour la période 2005 à 2008 (voir section 3.2.4). Par conséquent, le flux de référence est : « 1/3203^{ième} de projet ».

3.4.2.4 Description générale du système de produit

La collecte de données a permis d'identifier quatre branches principales du système de produit (voir annexe A) :

- 1) Le cycle de vie des véhicules (production, utilisation et fin de vie), excluant la maintenance (sigle : **V**);
- 2) Le cycle de vie des opérations de maintenance du parc de véhicules (production, distribution et fin de vie des pièces de rechange; cycle de vie des garages) (sigle : **M**);

- 3) Le cycle de vie du TéléPod^{MC} (c.-à-d. la production, la distribution et la fin de vie du boîtier électronique et de son kit d'installation seulement) (sigle : T);
- 4) Le cycle de vie des équipements de télécommunication (centres de traitement des données) et informatiques (gestion et maintenance du système) incluant toutes les infrastructures nécessaires à leur fonctionnement (sigle : S).

Le Tableau 3-2 présente la nomenclature spécialement conçue pour identifier les processus du système de produit du projet TéléPod^{MC}. Les nombres subséquents (exemple, production d'essence pour les véhicule : V.3.2) sont utilisés pour identifier les différents processus (et sous-processus) de chacune des étapes du cycle de vie des produits et services. La seule exception est l'étape « distribution des véhicules » qui est contenue dans l'étape V.1 -production des véhicules. La raison est qu'un processus générique de la base de données Ecoinvent a été utilisé pour la production des véhicules et le processus prenait déjà en compte la distribution des véhicules. De plus, l'étape T.3 -utilisation du TéléPod^{MC} a été exclue de l'étude (contribution environnementale négligeable). La section 3.4.2.7 (Les processus et flux élémentaires exclus) donne les justifications pour cette exclusion.

**Tableau 3-2: Nomenclature pour identifier les étapes du cycle de vie de chacune
des branches du projet TéléPod^{MC}**

Étapes dy cycle de vie	Production	Distribution	Utilisation	Fin de vie
Cycle de vie des véhicules	V.1		V.3	V.4
Opérations de maintenance	M.1	M.2	M.3	M.4
Cycle de vie du TéléPod ^{MC}	T.1	T.2	-	T.4
Gestion et support tech.	S.1	S.2	S.3	S.4

3.4.2.5 Description des procédures de quantification

Deux procédures de quantification ont été développées pour analyser le cycle de vie du projet TéléPod^{MC}. La première, la procédure « réaliste » utilise des hypothèses qui tentent de refléter le plus fidèlement possible la situation de l'entreprise de télécommunication. La seconde, la procédure « conservatrice » priorise des hypothèses beaucoup plus conservatrices par rapport à celles de la procédure « réaliste ». Elle permet ainsi de fixer la limite inférieure des réductions de GES sur le cycle de vie du projet. Cette procédure a pour objectif de répondre au principe de conservatisme dont doit faire preuve le promoteur d'un projet GES dans le choix des hypothèses, des valeurs et des procédures pour éviter de surestimer les réductions d'émissions (ISO 14064-2, 2006). Le Tableau 3-3 résume les hypothèses décrites dans cette section pour chaque procédure.

**Tableau 3-3 : Listes des différences entre les hypothèses des procédures « réaliste »
et « conservatrice »**

Numéro	Hypothèses	Procédure « Réaliste »	Procédure « Conservatrice »
H1	Augmentation de la durée de vie des véhicules	Oui	Non
H2	Réduction des opérations de la maintenance	Oui	Non
H3	Imputation : centre de données, gestion et support.	29%	100%
H4	Durée de vie du TélÉPod ^{MC}	10 ans	3 ans
H5	Considération pour les fuites du marché (carburants)	Non	Oui

H1 et H2 : Augmentation de la durée de vie des véhicules (H1) et réduction des opérations de la maintenance (H2)

Ces deux hypothèses présument que la réduction du kilométrage des véhicules permet de réduire proportionnellement le nombre d'opérations de maintenance et d'augmenter la durée de vie des véhicules et des pièces de rechange par rapport au scénario de base. Elles reposent sur les faits que 1) les entretiens mécaniques ont généralement lieu à des intervalles kilométriques réguliers; 2) l'usure des pièces est généralement proportionnelle à la distance parcourue et 3) le kilométrage des véhicules est un indicateur majeur pour la gestion des parcs (en particulier pour déterminer le taux de remplacement des véhicules). Cependant, le kilométrage n'est pas le seul facteur qui affecte les trois points précédents. Par exemple :

- Ils peut être avantageux de remplacer simultanément tous les véhicules d'un certain type pour profiter d'économies d'échelle indépendamment du kilométrage de chaque véhicule;
- Les opérations de maintenance sur un véhicule peuvent être devancées pour les faire concorder avec les vacances de son conducteur.

Puisqu'il n'est pas possible de déterminer avec précision le pourcentage d'influence des autres facteurs dans les prises de décision, la procédure conservatrice adopte le cas limite pour lequel la variation du kilométrage des véhicules engendrée par le projet n'affecte pas les activités de maintenance et le taux de remplacement des véhicules.

H3 : Imputation des centres de données, de la gestion et du support au TéléPod^{MC}

Seulement 1 300 véhicules des 4 500 qui sont équipés du TéléPod^{MC} sont considérés dans cette étude. Il est donc nécessaire d'effectuer des imputations des centres de données et des équipes de gestion et de support du TéléPod^{MC}. Ainsi, environ 29% des impacts de cette branche du cycle de vie du TéléPod^{MC} sont attribués au projet. En attribuant 100% des impacts au projet, cela reflète la possibilité que cette technologie soit utilisée avec des économies d'échelle moindres.

H4 : Durée de vie du TéléPod^{MC}

Réduire la durée de vie du TéléPod^{MC} de 10 à 3 ans permet de prendre en compte le risque que la technologie soit remplacée par une nouvelle évolution technologique ou que la durabilité du produit soit surévaluée.

H5 : Considération pour les fuites du marché des carburants

La prise en compte des fuites dues aux mécanismes du marché permet d'adhérer à une approche conservatrice. La section 3.4.4.1 (Les fuites reliées à la réduction de la consommation de carburant) explique les paramètres de cette hypothèse et fournit les raisons pour lesquelles elle est jugée incertaine.

3.4.2.6 *Le schéma du cycle de vie du TéléPod^{MC}*

Les Figures 3-5 et 3-6 représentent les systèmes de produit du projet TéléPod^{MC} pour les procédures « réaliste » et « conservatrice » respectivement. Les processus élémentaires qui composent chacune des étapes du cycle de vie sont détaillés schématiquement en annexe A.

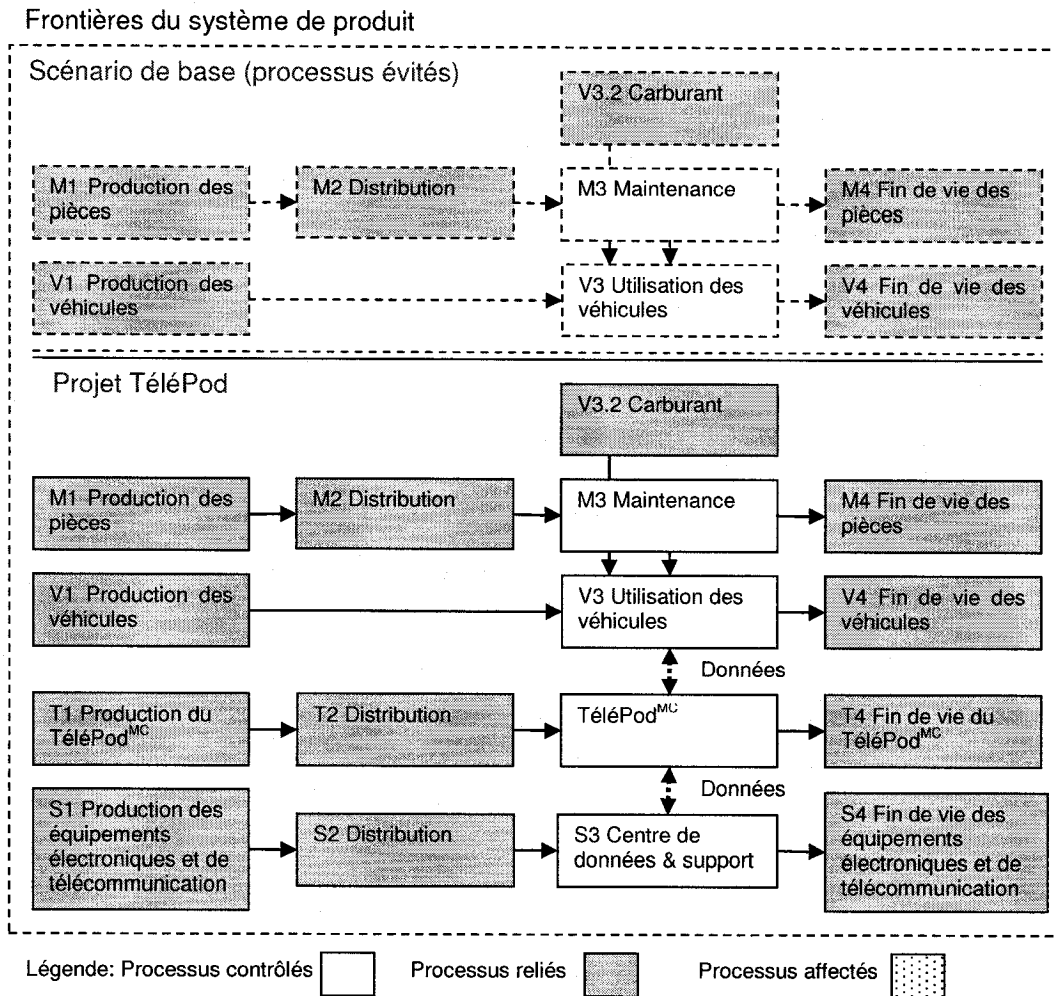


Figure 3-5 : Système de produit du Télépod^{MC} pour la procédure « réaliste »

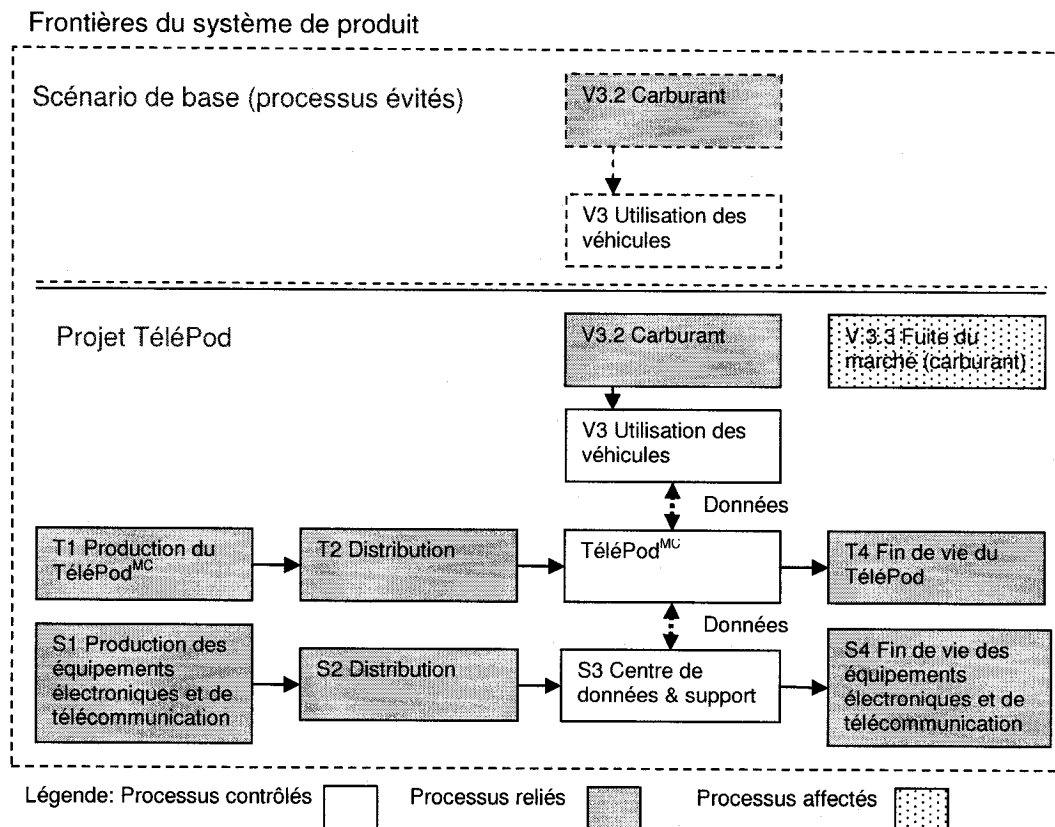


Figure 3-6 : Système de produit du Télépod^{MC} pour la procédure « conservatrice »

3.4.2.7 Les processus et flux élémentaires exclus

Le critère physique d'inclusion a été fixé à 1% de l'inventaire total de chaque branche du cycle de vie du projet. Ce choix s'explique par la contribution dominante de la branche V qui aurait éclipsé plusieurs processus des autres branches (sachant que la contribution est directement proportionnelle à la performance du Télépod^{MC}). Cependant, si les données étaient facilement disponibles, elles ont été intégrées dans l'étude indépendamment de leur contribution. De plus, les entrants et les sortants

présentant une pertinence environnementale élevée (par exemple, les dioxines furanes) ont été conservés dans l'inventaire.

Certains processus ont été exclus pour diverses raisons :

Le développement du produit (ex. essai routier, version bêta de la technologie) : pour une nouvelle technologie dont le nombre futur d'unités vendues est inconnu, il est impossible d'imputer les impacts du développement du produit à chaque unité actuellement vendue. Dans le cas d'un succès commercial important, les impacts par unité vont tendre vers zéro.

Les réseaux publics de télécommunication sans fil : en utilisant les données de consommation d'énergie des antennes de réseaux sans fil d'une étude ACV suisse (Faist Emmenegger et al. 2004) le volume de données produit par les 1300 TéléPod^{MC} pendant trois ans (94 Go) impliquerait une consommation de 1,4 MWh. Cela représente une fraction de la consommation des équipements informatiques et de télécommunication (81,2 MWh) (voir annexe C). De plus, il faudrait soustraire la consommation d'énergie des réseaux terrestres qui ne sont plus utilisés pour transférer les bons de travail dans le scénario de base. Pour ce qui est de l'imputation des infrastructures des réseaux, les 4500 TéléPod^{MC} représentent seulement 0,08% des 5 441 000 connexions clients des services sans fil de Bell au Canada.

Les opérations de répartition des bons de travail : elles sont jugées essentiellement semblables pour les deux scénarios (projet et scénario de base). La seule exception est

l'ajout de logiciels sur des équipements existants et des formations aux répartiteurs. Ces différences n'engendrent pas d'impacts environnementaux significatifs.

La consommation énergétique du TéléPod^{MC} : elle est exclusivement due à la surconsommation de carburant engendrée par la charge électrique supplémentaire du TéléPod^{MC} (24,5 mW en moyenne) et l'ajout de poids au véhicule (1,8 kg). Une règle du pouce fréquemment utilisée dans l'industrie automobile a été employée pour mesurer cette surconsommation (Herrmann et al., 2001). Ainsi, une surconsommation de 0,17 L/100 km correspond à l'ajout d'un poids de 50 kg ou à l'ajout d'une charge de 100 W . En utilisant cette règle, la surconsommation représenterait 0,06% de la consommation d'une voiture particulière et 0,02% d'un camion lourd diesel.

3.4.2.8 Les frontières géographiques

Les véhicules du parc sélectionné pour cette étude circulent uniquement au Québec sur le territoire que couvre le réseau de Bell Canada. De plus, les centres de données et les équipes de gestion et de support se situent en Ontario. Par conséquent, la frontière géographique de l'étude est tout le territoire que couvre le réseau de Bell au Québec et en Ontario. Certains flux intermédiaires comme les pièces de rechange et le carburant raffiné proviennent de l'extérieur des frontières, soit ailleurs en Amérique du Nord, comme aux États-Unis et dans l'Ouest canadien. Également, les matières premières comme le pétrole brut et le minerai de fer pourront provenir de n'importe où sur la planète. Cependant, tel que recommandé par Tillman et al. (1993), le traitement des

déchets et les opérations de recyclages se dérouleront à l'intérieur des frontières de l'étude (Québec et Ontario).

3.4.2.9 Les frontières temporelles

La durée du projet se limite à trois ans : de janvier 2005 à décembre 2008. Cependant, l'ACV du projet implique des produits et services dont la durée de vie dépasse largement cette période. Dans le but de délimiter les frontières temporelles de l'inventaire, il est suggéré de considérer la période de vie la plus longue de ces produits et services (Tillman et al., 1993). La période de vie la plus longue est celle des infrastructures des centres de maintenance des véhicules de Bell (garages) qui est de 80 ans.

L'évaluation des impacts du cycle de vie (EICV) des substances inventoriées doit en principe être considérée sur une période de temps infinie, c'est-à-dire qu'elle doit considérer l'étendue complète de la persistance et de l'effet de ces substances dans l'environnement. Toutefois, des choix de modélisation différents peuvent être justifiables pour réduire l'incertitude des résultats. C'est le cas de l'effet potentiel des émissions de gaz à effet de serre, qui peut être quantifié sur une période de 20, 100 ou 500 ans. Dans cette étude, la période choisie pour l'évaluation des impacts du réchauffement climatique est de 100 ans. Cette période est un consensus dans tous les programmes de réductions des GES existants incluant le protocole de Kyoto.

3.4.2.10 Les règles d'imputations

Plusieurs règles d'imputation ont dû être appliquées pour isoler le projet TéléPod^{MC} des autres activités de Bell. Les détails de ces règles se retrouvent à l'annexe C.

Imputation en termes d'années : l'inventaire du cycle de vie des produits et services impliqués dans cette étude a été imputé au projet par un ratio égal à la durée du projet divisée par la durée de vie des produits et services. Voici les durées de vie utilisées comme hypothèses :

- Infrastructures : 50 à 80 ans (entrepôts et garages).
- Équipements de télécommunication : 15 ans
- Équipements informatiques de bureau : 5 ans à 10 ans

Imputation en termes de kilométrage : les véhicules de Bell ont généralement une deuxième vie suite à leur revente à l'encan. L'inventaire de leur cycle de vie a été imputé à Bell en fonction du kilométrage utilisé par Bell.

- Les voitures (PC) : 225 000 km dont 200 000 avec Bell.
- Les camions (LD et HD) : 235 000 km dont 210 000 avec Bell.

Imputation en termes de nombre de TéléPod^{MC} : seulement 1300 véhicules des 4500 qui sont équipés du TéléPod^{MC} sont considérés pour la procédure « réaliste ». Dans le cas de la procédure « conservatrice », cette règle d'imputation est éliminée.

Imputation en termes de nombre de véhicules : les garages sont la propriété du groupe SGP (Solutions en gestion de parc), une division de Bell Canada qui gère

environ 1 950 véhicules autres que les 1300 de l'étude. Par conséquent, 40% des infrastructures et de la consommation énergétique des garages ont été imputées au parc à l'étude.

Finalement, de nombreux scénarios de fin de vie impliquaient le recyclage des matières résiduelles. En accord avec les recommandations de la norme ISO 14040 (2006), l'extension des frontières a été utilisée.

3.4.2.11 Sources des données

Les données primaires ont été systématiquement priorisées. La collecte de données a impliqué la rencontre avec plusieurs responsables des divisions de Bell impliqués dans le projet. En parallèle, la collecte a été complétée avec principalement trois autres sources de données secondaires :

Ecoinvent version 1.1 : Cette banque de données est une initiative de plusieurs bureaux fédéraux suisses et d'instituts de recherche (Frischknecht et al., 2004). Publié en 2004, la version 1.1 contient plus de 2500 inventaires de cycle de vie dans tous les domaines de l'économie. La banque présente, pour la majorité des flux environnementaux, des indicateurs de qualité des données et des mesures quantitatives sur l'incertitude. Les données sont essentiellement axées sur la situation de la Suisse, cependant, de nombreux processus proviennent d'ailleurs en Europe et dans le monde.

MOBILE 6.2 : Ce logiciel créé par l'Agence de la protection de l'environnement des États-Unis (US EPA, 2003) a pour objectif de modéliser les émissions du parc de véhicules. Le modèle est basé sur des tests sur la route et en laboratoire dans des

conditions technologiques et géographiques correspondant à celles de l'Amérique du Nord.

EIME : Cet outil d'analyse environnementale permet aux designers de prendre en compte dans la conception des produits électriques et électroniques les impacts du cycle de vie des composants, de la distribution, de l'utilisation et de la fin de vie des produits qu'ils conçoivent. Les données ACV proviennent en partie de la base de données de la société Ecobilan, ainsi que de collectes de données réalisées par l'entreprise en charge de son développement, CODDE (2007). Il permet de modéliser avec précision l'inventaire d'équipements très spécifiques. Cependant, il présente un manque de transparence sur la qualité des données et les méthodologies employées pour les collecter.

3.4.2.12 Qualité des données

La fiabilité des résultats et des conclusions de l'étude dépend de la qualité des données d'inventaire qui sont utilisées. Il a donc été important de s'assurer que ces données respectaient les exigences spécifiées en accord avec l'objectif de l'ACV. Les exigences en matière de qualité des données étaient les suivantes :

- Âgées de moins de cinq ans ou plus si les processus sont restés inchangés;
- Représentatives du contexte canadien;
- Représentatives des technologies utilisées dans l'étude.

Un compromis a été toléré pour cette étude en choisissant la banque Ecoinvent qui répondait bien aux exigences sur l'âge et la représentativité technologique, mais moins bien à celle de la représentativité géographique (contexte européen).

3.4.3 Inventaire du cycle de vie du projet TéléPod^{MC}

Cette section résume la méthodologie utilisée pour collecter les données d'inventaire pour chaque étape et sous-étape du cycle de vie du projet TéléPod^{MC}. La nomenclature utilisée est celle présentée dans la section 3.4.2.4 et la schématisation détaillée des processus se trouve en annexe A. Les valeurs exactes utilisées dans le logiciel Simapro sont disponibles dans l'annexe B et les détails de chacune des hypothèses de cette section sont à l'annexe C.

3.4.3.1 Inventaires du cycle de vie des véhicules

V.1 Production des véhicules

La liste précise des modèles qui composent le parc de 1300 véhicules a été fournie par Bell. Les données sur la production des voitures et camions sont adaptées de celles fournies par la banque Ecoinvent. Les quantités de matériaux entrant dans la fabrication ont été modifiées à partir des données des manufacturiers sur les modèles des véhicules à l'étude. Le degré de résolution des données des manufacturiers a permis de former trois catégories : voiture particulière (V.1.1), camion léger (V.1.2) et camion lourd (V.1.3).

V.3 Utilisation des véhicules

Le modèle d'émissions atmosphériques du parc (V.3.1.1 à V.3.1.6) est basé sur les travaux de Bélanger (2004) et les résultats du logiciel MOBILE 6.2 (US EPA, 2003) pour les principaux polluants dont les hydrocarbures (HC), le monoxyde de carbone (CO), les oxydes d'azote (NO_x), les particules de matière (PM), les dioxydes de soufre (SO₂), l'ammoniac (NH₃). Les données du *National Mobile Inventory Model* (US EPA, 2004) des États-Unis ont été utilisées pour modéliser une trentaine de polluants atmosphériques supplémentaires. Les émissions dans l'eau et le sol proviennent de l'abrasion des pièces automobiles (pneus et plaquettes de freins). L'hypothèse d'Ecoinvent qui a été retenue dans cette étude est que les particules d'abrasion se retrouvent à 50% dans l'eau et à 50% dans le sol. Les données sur la consommation d'essence des six types de véhicules sont directement tirées de l'étude de Bélanger (2004). Elles permettent d'obtenir les quantités d'essence (V.3.2.1) et de diesel (V.3.2.2) produites et consommées par le parc. La production et la distribution des carburants sont des processus Ecoinvent. Pour sa part, le processus des fuites du marché des carburants (V.3.3.1 et V.3.3.2) utilise également la banque Ecoinvent.

V.4 Fin de vie des véhicules

La fin de vie des véhicules reprend les trois catégories de la production (V.4.1, V.4.2 et V.4.3) et les processus sont également inspirés des processus Ecoinvent avec une adaptation des quantités de matières. Habituellement, les véhicules ne sont plus la propriété de Bell à cette étape de leur cycle de vie. L'acier, l'aluminium et le cuivre sont

recyclés et le reste des résidus est envoyé à l'enfouissement. Le recyclage des métaux respecte les règles d'extension des frontières.

3.4.3.2 Inventaires du cycle de vie de la maintenance des véhicules

M.1 Production des pièces automobiles de rechange

Une analyse des registres de maintenance d'un échantillon de 36 véhicules a permis d'estimer les taux de remplacement des principales pièces pour chaque type de véhicule. Les pièces sélectionnées sont les pneus, les plaquettes de freins avant, les accumulateurs au plomb, les essuie-glaces, les filtres à air et les filtres à huile (voir annexes C et D). La production des pièces est essentiellement basée sur un bilan de matière (M.1.0.2.1 à M.1.0.2.6). Dans la mesure du possible, certaines données sur la transformation des matériaux vierges ont été incluses (exemple : modelage à froid de l'acier). Les bilans matière proviennent de la banque de données des fabricants de pièces automobiles IMDS (2007). La production des huiles et des graisses (M.1.0.1.1 et M.1.0.1.2), ainsi que la production de la matière première des pièces sont représentées par des processus Ecoinvent.

M.2 Distribution des pièces automobiles de rechange

Les données sur l'approvisionnement en pièces, en huile et en graisse des garages ont été obtenues grâce à des entrevues avec un gestionnaire de garage et des mécaniciens (M.2.0.1.1 à M.2.0.2.3). La provenance exacte de chaque type de pièces étant inconnue, il a été estimé qu'elles provenaient toutes de la région de Toronto, où l'on retrouve de nombreuses usines de production de pièces automobiles. Les livraisons sont effectuées

par camions. Les distances parcourues tiennent compte de la répartition géographique des garages au Québec et du nombre de véhicules attitrés à chacun d'eux. Par conséquent, une pièce parcourt en moyenne 618 km.

M.3 Maintenance

La phase utilisation de la maintenance se divise en deux parties 1) les opérations de maintenance (M.3.0.1) qui englobent la consommation d'énergie pour les équipements, le chauffage et la climatisation des garages et 2) les infrastructures (M.3.0.2). Pour la première partie, une collecte précise (consommation électrique et combustible pour le chauffage) a été réalisée dans un garage et les résultats ont été extrapolés à l'ensemble des 17 autres garages de Bell au Québec sur la base de la superficie totale. La seconde partie est un processus Ecoinvent.

M.4 Fin de vie des pièces automobiles de rechange

La fin de vie des pièces est modélisée selon les scénarios de traitements pour chaque type de pièce qui sont actuellement en vigueur chez Bell. Les informations ont été collectées auprès du responsable de la gestion environnementale chez Bell. Les essuie-glaces et les filtres à air sont éliminés avec les ordures municipales. Le scénario de traitement des ordures municipales a été développé à partir des statistiques provinciales, soit 96% des déchets sont enfouis et 4% sont incinérés (Recyc-Québec, 2007). Les autres pièces sont retournées chez le fabricant ou envoyées chez des recycleurs. Les données sur le recyclage des accumulateurs au plomb proviennent d'une étude ACV

(Salomone et al., 2005). Le recyclage des métaux respecte les hypothèses d'extensions des frontières. Les huiles usées et les pneus sont incinérés.

3.4.3.3 Inventaires du cycle de vie du TéléPod^{MC}

T.1 Production du TéléPod^{MC}

Selon les données fournies par l'équipe de développement du TéléPod^{MC}, ce dispositif est produit par une entreprise de Nouvelle-Zélande (T.1.1). Le logiciel EIME a été utilisé pour modéliser la production des câbles et des composants électroniques. Les données sur l'acier et le plastique du boîtier proviennent d'Ecoinvent. Il existe également un kit d'installation qui comprend des antennes et différents câbles (T.1.2). Ces derniers sont produits en Colombie-Britannique (Canada). EIME et Ecoinvent ont été utilisés pour modéliser l'inventaire de sa production.

T.2 Distribution du TéléPod^{MC}

La distribution du TéléPod^{MC} et de son kit d'installation se réalise en cinq étapes. Premièrement, des emballages composés de carton et de polyéthylène pour le TéléPod^{MC} et son kit ont été modélisés avec Ecoinvent. Deuxièmement, ils sont transportés de leur point de production jusqu'à un entrepôt de Bell situé en Ontario. Pour le TéléPod^{MC}, le transport se fait en avion, et pour les kits, le camion est utilisé. Troisièmement, les TéléPod^{MC} sont entreposés et les commandes sont préparées pour les garages au Québec. L'énergie utilisée par l'entrepôt et ses infrastructures est comptabilisée. Quatrièmement, les TéléPod^{MC} sont livrés en camion à chaque garage du Québec, selon la répartition des garages et le nombre de TéléPod^{MC} livrés à chacun.

Puisque les hypothèses utilisées dans le cas des pièces automobiles s'appliquent également au cas du TéléPod^{MC}, un TéléPod^{MC} et son kit vont parcourir en moyenne 618 km entre leur entreposage en Ontario et le garage au Québec. Finalement, les opérations de maintenance supplémentaire nécessaires à l'installation sont comptabilisées en fonction du temps de travail. Les processus développés dans la branche maintenance sont simplement réutilisés. Les emballages sont recyclés à 70%, le reste se retrouve avec les ordures municipales.

T.3 Utilisation des TéléPod^{MC}

La phase d'utilisation du TéléPod^{MC} a été jugée négligeable. La justification est donnée à la section 3.4.2.7.

T.4 Fin de vie du TéléPod^{MC}

Le scénario de fin de vie est hypothétique pour l'instant, mais il a été développé avec un responsable de la gestion environnementale de Bell. Il correspond aux pratiques actuelles de l'entreprise pour la gestion des déchets électriques et électroniques. Les TéléPod^{MC} et les kits d'installation sont envoyés par camion à un recycleur spécialisé situé en Ontario. L'acier est séparé manuellement pour être recyclé et le cuivre et les métaux précieux (or, argent, platine) des cartes électroniques sont récupérés dans une fonderie. Les résidus sont incinérés et les cendres sont enfouies de façon sécuritaire. L'extension des frontières pour tous les métaux précieux a été estimée selon le processus de production secondaire de la platine (seul disponible dans Ecoinvent).

3.4.3.4 Inventaires du cycle de vie des équipements informatiques et de télécommunication.

S.1 Production des équipements informatiques et de télécommunication

Les systèmes informatiques et de télécommunication sont rassemblés sous la même branche du cycle de vie du projet TéléPod^{MC} parce que ces équipements partagent beaucoup de points en commun. L'annexe C présente la liste et la description du matériel informatique et de télécommunication nécessaire au fonctionnement du TéléPod^{MC}. Cette liste a été développée avec l'aide de l'équipe de développement du TéléPod^{MC}. Des équipements usagés ont été démontés et analysés en laboratoire pour déterminer avec précision la composition en termes de matériaux et de composants électroniques. Les données sur la production de ces équipements (S.1.1 à S.1.9) proviennent du logiciel EIME (composants) et Ecoinvent (matériaux).

S.2 Distribution des équipements informatiques et de télécommunication

Un modèle spécifiquement développé pour cette étude a été utilisé pour quantifier le transport des équipements de leur point d'assemblage jusqu'au centre de données de Bell. Ce modèle évalue la distance moyenne parcourue en avion, bateau, train et camion pour un équipement électronique acheté au Canada. Le modèle divise les équipements en deux catégories : fragile (camion et avion seulement) (S.2.2 à S.2.6) et normal (camion, avion, bateau et train) (S.2.1, S.2.7 et S.2.8). Le pays d'origine des équipements est évalué à partir des données d'importation de matériel électronique au Canada, incluant le commerce intérieur (voir annexe C). Pour chaque pays (ou région

du monde) et pour chaque catégorie (fragile et normale) un scénario de transport a été développé. Mappoint (Microsoft, 2004) et Netpas Distance (Seafuture, 2005) ont été utilisés pour calculer les distances sur terre, sur mer et dans les airs. Le modèle aboutit à une distance moyenne pour un équipement importé au Canada selon sa catégorie.

S.3 Utilisation des équipements informatiques et de télécommunication

Les données sur la consommation d'électricité des systèmes (S3) ont été extrapolées à partir des informations fournies par l'équipe de développement de Bell et une entrevue avec le responsable du système informatique de l'École Polytechnique de Montréal. Une approche « de bas en haut » a été jumelée à des moyennes de la consommation électrique pour les centres de données (Tschudi et al., 2004). La consommation directe et indirecte (refroidissement et pertes électriques des systèmes) ont été quantifiés. La grille énergétique utilisée était celle de la province canadienne dans laquelle la consommation d'énergie avait lieu (Ontario). Il est à noter que les systèmes du TéléPod^{MC} ont une redondance N+1, c'est-à-dire que les équipements sont dans deux centres de données distincts qui peuvent prendre la relève advenant un problème. Par simplicité, les calculs ont été effectués comme s'il n'y avait qu'un seul grand centre de données.

S.4 Fin de vie des équipements informatiques et de télécommunication

Les scénarios de fin de vie de ces équipements sont comparables à celle du TéléPod^{MC} en termes de transport et de traitement.

3.4.4 Hypothèses complémentaires

3.4.4.1 Les fuites reliées à la réduction de la consommation de carburant

La méthode pour estimer les fuites dues à une réduction de la demande d'un produit est décrite de la même façon dans la littérature sur les ACV axées sur les conséquences (Ekvall, 2000) que dans celle sur les projets GES (Chomitz, 1998). Dans un marché à l'équilibre, un projet qui provoque une diminution de la demande pour un produit entraînera une diminution du prix de ce produit. Cette diminution du prix va engendrer une augmentation de la consommation de ce produit par tous ses autres utilisateurs. Cette augmentation de la consommation du produit peut être qualifiée de fuite par rapport au projet. L'équation 3.1 permet d'estimer le déplacement de la consommation du produit en conséquence de la réduction de sa demande. Elle utilise les valeurs d'élasticité-prix de la demande et de l'offre qui sont une mesure de l'impact de la variation d'un prix sur la demande et l'offre d'un produit. L'équation 3.1 donne la fraction de la réduction de la consommation du produit qui sera déplacée :

$$F = \frac{-e_d}{(e_s - e_d)} \quad (\text{équation 3.1})$$

où F : fraction de la réduction qui fuit

e_s : élasticité-prix offre

e_d : élasticité-prix demande

Le mécanisme décrit par l'équation 3.1 est également appelé l'effet rebond. Le domaine du transport routier au États-Unis est connu pour avoir subi l'effet rebond (Rubin et Tal, 2007). L'augmentation constante de l'efficacité énergétique des véhicules depuis la crise pétrolière du début des années 80 a été systématiquement compensée par l'achat de véhicules plus gros et par une augmentation du kilométrage par véhicule. Ainsi, la consommation de carburant par véhicule est restée constante depuis plus de 25 ans.

L'équation 3.1 ne présente pas de seuil minimal et peut donc être appliquée au projet TéléPod^{MC}. Le ministère des finances du Québec (Finances Québec, 2005) a développé un modèle qui permet d'évaluer les élasticités-prix de la demande de l'essence et du diesel. Le modèle montre qu'elles sont assez constantes dans le temps. Elles sont de -0,24 et -0,08 pour l'essence et le diesel respectivement. En contre partie, l'incertitude sur les valeurs de l'élasticité-prix de l'offre est plus importante. Dahl et Duggan (1996) ont réalisé un sondage des valeurs de l'élasticité-prix de l'offre du marché du pétrole aux États-Unis. Pour l'essence, les valeurs varient entre 0,53 et 14,49. Cependant, les valeurs les plus récentes (1991 et 1992) se situent dans une fourchette entre 1,61 et 2,58. Aucune valeur n'a pu être identifiée pour le diesel. À la lumière de ces informations et de l'équation 3.1, le taux fuite pour le projet a été estimé de façon conservatrice à 10% pour les fuites globales de carburant (diesel et essence) provoquées par le projet TéléPod^{MC}. Cependant, les incertitudes sur les valeurs d'élasticité-prix de l'offre nous obligent à considérer ce résultat comme très hypothétique. C'est pourquoi il est utilisé uniquement dans la procédure « conservatrice ».

3.4.5 Analyse d'incertitude

La démarche méthodologique de cette analyse d'incertitude est inspirée des travaux précédents (Maurice et al., 2000; Huijbregts et al., 1998) et elle se résume en trois étapes :

- 1) Sélectionner les valeurs d'entrées et les paramètres qui ont un impact significatif sur les résultats;
- 2) Définir les caractéristiques des fonctions de distribution de probabilité (FDP) pour chacune des valeurs d'entrées et des paramètres sélectionnés;
- 3) Propager les FDP jusqu'aux résultats en utilisant une méthode de type Monte-Carlo.

L'analyse d'incertitude a été effectuée à l'aide de la fonctionnalité du logiciel SimaPro qui permet de définir quatre types de FDP (uniforme, triangulaire, normale et log-normale). Le logiciel utilise la méthode Monte-Carlo pour propager les FDP.

3.4.5.1 Analyse d'incertitude des flux de GES

L'analyse d'incertitude des flux de GES de cette étude est basée sur les recommandations du GIEC en matière de bonne pratique et de gestion des incertitudes pour les inventaires nationaux (GIEC, 2000). Ainsi, pour les facteurs d'émission directes des véhicules, une incertitude de $\pm 5\%$ a été appliquée au flux de CO_2 , $\pm 40\%$ au flux de CH_4 et $\pm 50\%$ au flux de N_2O (intervalle de confiance de 95%). Pour tous les

autres flux de GES, les données d'incertitude déjà présentes dans Ecoinvent ont été utilisées.

Il n'a pas été possible de mesurer l'incertitude sur l'intensité des activités (exemple : la consommation de carburant des véhicules) qui représente certainement une part importante de l'incertitude. Par conséquent, les résultats sur l'incertitude constituent davantage une limite inférieure à l'incertitude qu'une mesure précise de leur vraie valeur.

3.4.5.2 Analyse d'incertitude des résultats des catégories d'impact

Les données disponibles dans Ecoinvent ont été utilisées pour calculer l'incertitude sur les résultats des catégories d'impact. Seule l'incertitude sur les flux environnementaux est quantifiée, l'incertitude sur les modèles de caractérisation n'étant pas disponible pour l'instant. Les statistiques du logiciel SimaPro indiquaient que environ 66% des flux environnementaux possédaient des métadonnées sur l'incertitude. Pour cette raison, les résultats sur l'incertitude constituent également une limite inférieure plutôt qu'une mesure précise de leur vraie valeur.

3.4.6 Méthode d'impact

La méthode d'impact utilisée pour caractériser les impacts du cycle de vie du projet TéléPod^{MC} est LUCAS qui est développé par le CIRAIG (Toffoletto et al, 2007). Le choix de cette méthode est motivé par le fait que c'est la seule méthode dont les facteurs de caractérisation sont spécifiquement adaptés au contexte canadien. Puisque la très

grande majorité des impacts environnementaux se produisent au Canada, le choix de cette méthode est incontournable.

Elle comporte 12 catégories d'impact inspirées des méthodes existantes et dont les paramètres des modèles ont été régionalisés selon le contexte canadien. Le Tableau 3-4 présente les catégories avec les modèles d'origine. Pour l'instant la méthode ne couvre que les étapes obligatoires d'une EICV. Il n'existe pas de facteur de normalisation et de pondération qui permettrait d'obtenir un score unique pour les résultats de l'ACV.

Tableau 3-4: Présentation des catégories d'impact de LUCAS utilisées dans l'EICV

Catégories d'impacts	Acronymes	Méthodes d'EICV	Référence
Réchauffement global	RG	IPCC	(IPCC, 2006)
Destruction de la couche d'ozone	DCO	TRACI	(Bare et al., 2002)
Acidification aquatique	AA	TRACI	
Smog photochimique	SP	TRACI	
Eutrophisation aquatique	EUTROA	EDIP 2003	(Goedkoop et Spriensma, 2000)
Eutrophisation terrestre	EUTROT	EDIP 2003	
Cancérigène	C	Impact 2002+	(Jolliet et al., 2003)
Non-cancérigène	NC	Impact 2002+	
Écotoxicité aquatique	EOA	Impact 2002+	
Écotoxicité terrestre	ECOT	Impact 2002+	
Extraction des minerais	EM	Eco-Indicator 99	(Hauschild et al. 2006)
Carburant fossile	CF	Eco-Indicator 99	

Chapitre 4 Résultats de l'analyse du cycle de vie du

TéléPod^{MC}

4.1 Résultats des trois procédures de quantification des GES

La Figure 4-1 montre la comparaison des résultats de la quantification des GES en tCO₂e pour le projet et les deux procédures du cadre ACV-PGES. Le bilan total pour la comptabilisation du projet est une réduction de 3203 tCO₂e pour toute sa durée (3 ans). Cette quantité correspond aux crédits que le promoteur pourrait demander selon la procédure de quantification établie dans la section précédente. Selon le cadre ACV-PGES, la réduction est de 4085 tCO₂e pour la procédure « réaliste » et de 3185 tCO₂e pour la procédure « conservatrice ». Sans surprise, la principale contribution à la réduction des GES dans tous les cas est attribuable aux réductions d'émissions directes des véhicules (V.3.1) : 100% pour le projet GES, 85% pour la procédure « conservatrice » et 79% pour celle « réaliste ». Les fuites engendrées par le projet représentent environ 3% des crédits (102 tCO₂e) pour la procédure « réaliste » et plus de 21% des crédits (679 tCO₂e) pour la procédure « conservatrice ». Ces fuites sont compensées par des retombées qui représentent 28% (890 tCO₂e) et 18% (566 tCO₂e) des crédits pour les procédures « réaliste » et « conservatrice » respectivement. Puisque les fuites sont légèrement supérieures aux retombées pour la procédure « conservatrice », on observe un déficit de 18 tonnes par rapport aux crédits que devrait produire le projet. En considérant l'analyse d'incertitude sur les résultats (voir section 5.2.2), il y a une probabilité de 0,46 que les réductions de GES selon la procédure

« conservatrice » soient inférieures aux crédits calculés par la procédure de l'EpE/ADEME. Pour la procédure « réaliste », cette probabilité tombe à zéro.

Les contributions aux fuites de la procédure « conservatrice » proviennent de trois étapes du cycle de vie qui, par ordre d'importance, sont les fuites du marché (V.3.3) (333 tCO₂e), le cycle de vie du boîtier électronique (T) (229 tCO₂e) et celui des équipements informatiques et de télécommunication (S) (116 tCO₂e). La principale contribution aux émissions de GES du cycle de vie du TéléPod^{MC} est la production des circuits imprimés (153 tCO₂e). La distribution du TéléPod^{MC} occupe une place moindre mais non négligeable (70 tCO₂e), surtout à cause de l'imputation de l'énergie utilisée par les garages pour l'installation des TéléPod^{MC} (42 tCO₂e) et le transport par avion de l'Océanie vers l'Amérique (20 tCO₂e). Les émissions de GES des équipements informatiques et de télécommunication sont largement dominées par la consommation d'énergie électrique directe et indirecte (95 tCO₂e).

Le cadre ACV-PGES donne des réductions liées aux émissions directes des véhicules (V.3.1.) légèrement supérieures à celles de la quantification du projet (3297 tCO₂e à la place des 3203 tCO₂e). La différence est due à la comptabilisation des autres GES pour cette étape du cycle de vie, soit 88 et 7 tCO₂e pour le N₂O et le CH₄ respectivement.

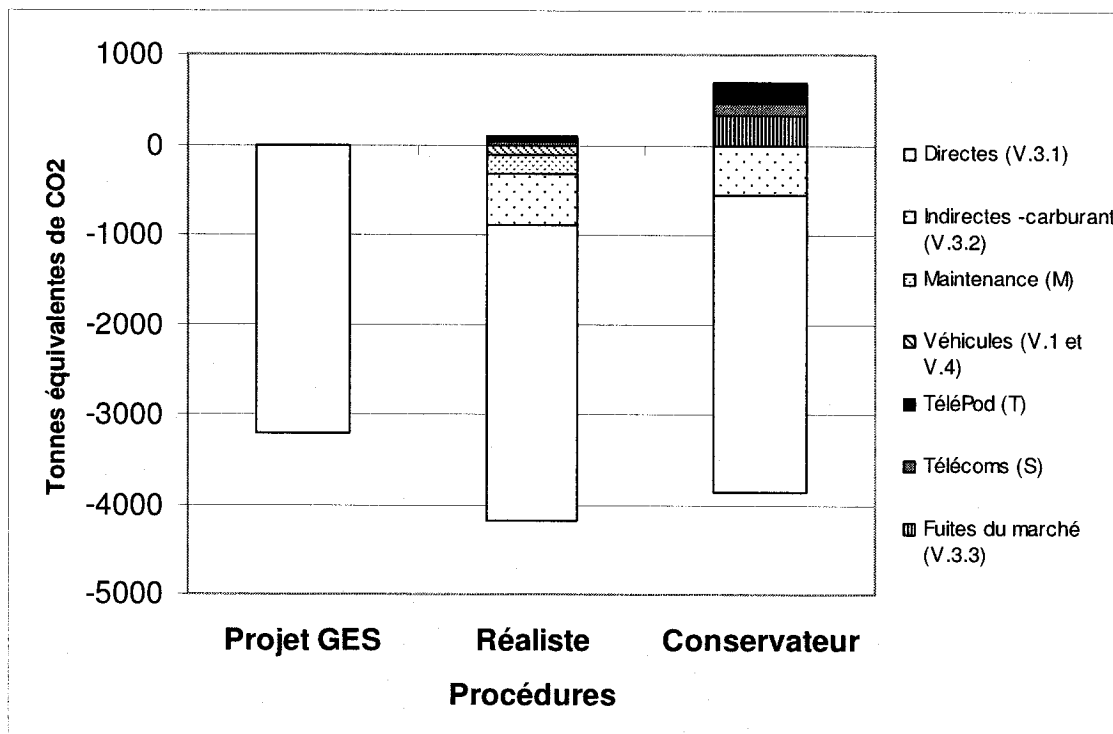


Figure 4-1: Comparaison des résultats de la quantification des GES en tCO₂e pour le projet GES et les deux procédures du cadre ACV-PGES

4.2 L'analyse de l'inventaire du cycle de vie

L'inventaire du cycle de vie du projet contient tous les entrants et les sortants du système de produit. Cette section présente les principaux flux qui contribuent à l'inventaire en termes de masse et d'énergie. La liste complète de l'inventaire du cycle de vie est disponible en annexe E.

4.2.1 Principaux flux environnementaux entrants en termes de masse

Le Tableau 4-1 présente l'inventaire des principaux entrants en termes de masse du projet TéléPod^{MC} en fonction d'une tCO₂e créditée (c.-à-d. l'unité fonctionnelle). Ils ont été subdivisés en deux catégories : les ressources matérielles et les ressources en eau. Ainsi, selon la procédure « réaliste », le projet évite la consommation de 443,3 kg de ressources matérielles et 6,7 m³ d'eau par crédit obtenu. Pour leur part, les figures 4-2 et 4-3 permettent d'apprécier l'utilisation des principaux entrants (matière) par branche du cycle de vie pour les deux procédures.

En termes de masse, le principal entrant évité est le pétrole brut. L'essentiel de ce pétrole est utilisé dans la production de l'essence et du diesel pour le parc (V.3.2) et les autres transports dans le cycle de vie du projet TéléPod^{MC}. Le second entrant est le gravier, qui est utilisé en très grande quantité dans les infrastructures comme les routes et les édifices (entrepôts et garages). Par la suite, ce sont des vecteurs énergétiques comme le gaz naturel et le charbon qui contribuent dans une moindre mesure à l'inventaire. Le gaz naturel est surtout utilisé dans la production des carburants, ce qui explique que pour les deux procédures, le projet évite la consommation de cette ressource. Pour sa part, le charbon est associé à la production d'énergie. Selon la procédure « réaliste », les étapes du cycle de vie, comme la production des carburants et des véhicules, qui sont de grands utilisateurs d'énergie sont responsables de la majorité de la consommation de cette ressource. Puisque pour la procédure « conservatrice », la consommation d'électricité est positive (voir Tableau 4-4)), le projet consomme plus de

charbon qu'il permet d'en éviter. Le fer et la calcite sont deux ingrédients essentiels à la production de l'acier. Le premier constitue la matière première et le second est utilisé sous forme de chaux pour purifier l'acier. Ils sont reliés aux étapes de production des véhicules et des pièces de rechange. Quant au chlorure de sodium, il est utilisé dans le cycle de vie de la production des cartes électroniques. La ressource en eau est majoritairement utilisée dans les systèmes d'échange de chaleur pour les processus de raffinage du pétrole, de production du latex (pneus) et de production d'électricité (centrales thermiques).

En excluant l'eau utilisée dans les turbines, la procédure « conservatrice » prédit une réduction de la consommation des ressources en matière et en eau respectivement 40% et 67% moins élevée que pour la procédure « réaliste ». Pour l'eau utilisée par les turbines des centrales hydroélectriques, la procédure « conservatrice » prévoit une augmentation de l'utilisation de cette ressource à la place d'une réduction.

**Tableau 4-1 : Contribution des substances dominantes en termes de masse aux flux
élémentaires entrants (ressources) pour les deux procédures de quantification**

Ressource (matière)	Procédure réaliste		Procédure conservatrice	
	Quantité (kg)	Contribution (%)	Quantité (kg)	Contribution (%)
Pétrole brut	-332,9	75,1	-272,2	102,4
Gravier	-35,4	8,0	-5,3	2,0
Charbon brun	-22,3	6,9	18,0	6,8
Gaz naturel	-29,7	6,7	-7,2	2,7
Fer ⁽¹⁾	-9,1	2,1	X	x
Calcite ⁽¹⁾	-6,5	1,5	X	x
Chlorure de sodium ⁽¹⁾	x	x	4,2	1,6
Autres (somme)	-1,4	0,3	-3,4	1,3
Total	-443,3	100	-265,8	100
Ressources (eau)	Quantité		Quantité	
	(m3)	(%)	(m3)	(%)
Eau (refroidissement)	-4,4	65,4	-1,5	66,8
Eau douce (non-spécifiée)	-1,1	17,0	-0,4	20,3
Eau douce (rivière) ⁽¹⁾	-0,6	8,2	X	x
Eau salée (non-spécifiée)	-0,3	3,8	-0,2	9,9
Eau douce (souterraine)	-0,2	3,5	-0,05	2,4
Eau salée (océans)	-0,1	2,2	-0,05	2,1
Eau potable (traitée) ⁽¹⁾	x	x	0,05	2,1
Autres (somme)	0,0	0,3	-0,01	0,6
Total	-6,7	100,4	-2,2	100
Utilisé en turbine	-1440	x	992	x

(1) Les substances doivent contribuer à plus de 1 % au total de l'inventaire pour chaque type de flux
élémentaires

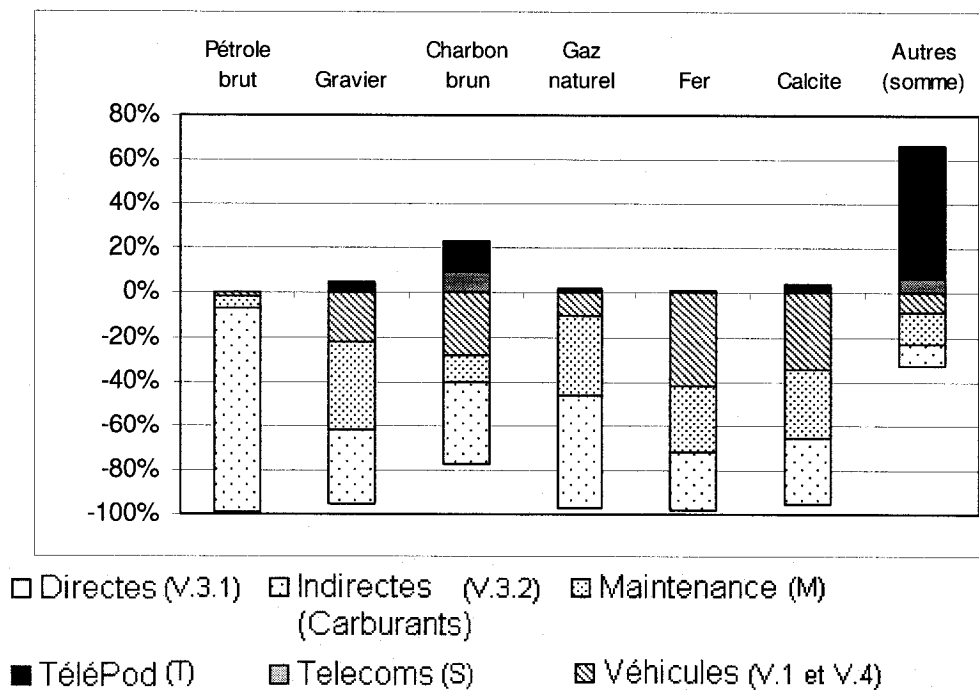


Figure 4-2 : Contribution des flux élémentaires entrants (ressources) par étape du cycle de vie pour la procédure « réaliste »

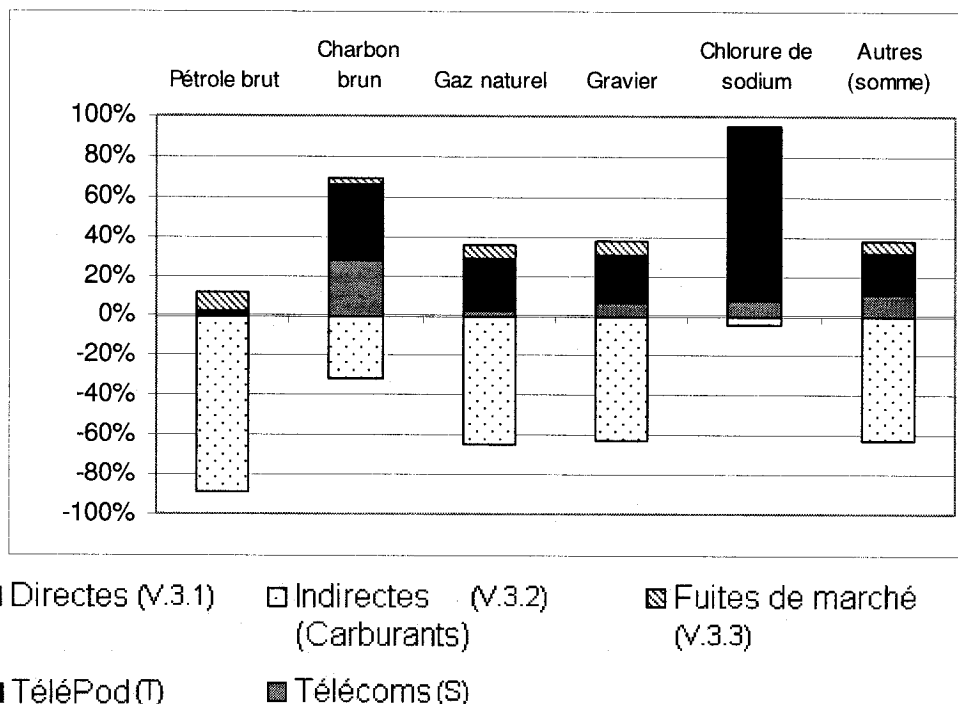


Figure 4-3 : Contribution des principaux flux élémentaires entrants (ressources) par étape du cycle de vie pour la procédure « conservatrice »

4.2.2 Principaux flux environnementaux sortants en termes de masse

Les sortants du cycle de vie du projet se subdivisent en trois compartiments environnementaux : les émissions dans l'air, l'eau et le sol. Le Tableau 4-2 donne l'inventaire des principales émissions en termes de masse pour chacun des compartiments. Sans surprise, le principal flux est le dioxyde de carbone qui est en grande partie associé à l'utilisation des véhicules du parc, l'objectif du projet étant justement de réduire ce type d'émissions de CO₂ grâce à une réduction du kilométrage du parc (V.3.1). Les réductions des émissions du parc expliquent aussi directement les

réductions de monoxyde de carbone, qui constituent le second type d'émissions dans l'air par ordre d'importance.

Par rapport à l'inventaire des émissions dans l'air celui des émissions dans l'eau et le sol comporte un plus grand nombre de substances avec une contribution significative ($>1\%$). Les figures 4-4 et 4-5 permettent d'identifier les étapes du cycle de vie qui en sont responsables pour la procédure « réaliste ». L'origine de la grande majorité de ces émissions est reliée à une seule étape du cycle de vie, soit à l'exploitation des gisements de pétrole. Cette étape du cycle de vie est responsable de l'essentiel des émissions d'ions chlorure (Cl^-), d'ions sodium (Na^+), de DCO, de DBO_5 , de COT, de COD, d'huiles et d'ions calcium. Elle est également à la source des émissions d'huiles (non spécifiées) dans les sols qui représentent plus de 86% de la réduction de 1,7 kg de substances émises dans ce compartiment.

Comme pour les entrants, la procédure « conservatrice » estime que les réductions des émissions diminuent par rapport aux résultats de la procédure « réaliste ». La diminution est de 22%, 28% et 18% pour les compartiments air, eau et sol respectivement.

**Tableau 4-2 : Contribution des substances dominantes en termes de masse aux flux
élémentaires sortants (émissions) pour les deux procédures de quantification**

Émissions dans l'air	Procédure réaliste		Procédure conservatrice	
	Quantité (kg)	Contribution (%)	Quantité (kg)	Contribution (%)
Dioxyde de carbone	-1230,0	97,5	-963,2	98,0
Monoxyde de carbone	-21,6	1,7	-15,7	1,6
Autres (somme)	-10,3	0,8	-4,0	0,4
Total	-1261,9	100	-982,9	100
Émissions dans l'eau	Procédure réaliste		Procédure conservatrice	
	Quantité (kg)	Contribution (%)	Quantité (kg)	Contribution (%)
Chlorure	-14,6	38,5	-9,8	35,5
Sodium, ion	-6,3	16,6	-5,2	18,7
DCO (Demande chimique en oxygène)	-4,8	12,5	-3,8	14,0
DBO ₅ (Demande biochimique en oxygène)	-4,6	12,0	-3,8	13,8
COT (Carbone organique total)	-1,5	3,9	-1,2	4,3
COD (Carbone organique dissous)	-1,5	3,8	-1,2	4,2
Huiles (non-spécifiées)	-1,4	3,6	-1,2	4,3
Calcium, ion	-1,0	2,5	-0,6	2,2
Silicon	-0,8	2,2	-0,3	1,1
Sulfate ⁽¹⁾	-0,5	1,2	x	x
Autres (somme)	-1,2	3,2	-0,5	1,9
Total	-38,0	100	-27,5	100
Émissions dans le sol	Procédure réaliste		Procédure conservatrice	
	Quantité (kg)	Contribution (%)	Quantité (kg)	Contribution (%)
Huiles (non-spécifiées)	-1,5	86,8	-1,3	88,8
Chlorure ⁽¹⁾	-0,06	3,3		
Calcium	-0,04	2,3	-0,03	2,3
Carbone	-0,03	1,7	-0,02	1,7
Sodium	-0,03	1,6	-0,02	1,1
Fer	-0,02	1,4	-0,02	1,2
Autres (somme)	-0,05	2,8	-0,04	2,9
Total	-1,7	100	-1,4	100

(1) Les substances doivent contribuer à plus de 1 % au total de l'inventaire pour chaque type de flux

élémentaires

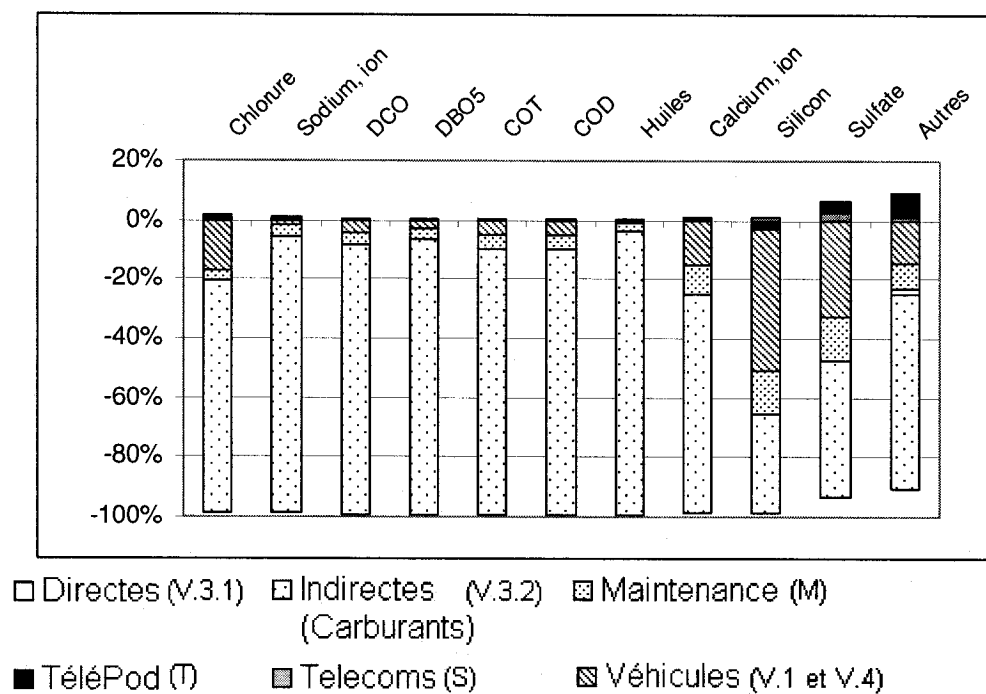


Figure 4-4 : Contribution des principaux flux élémentaires sortants (émissions) dans l'eau par étape du cycle de vie pour la procédure « réaliste »

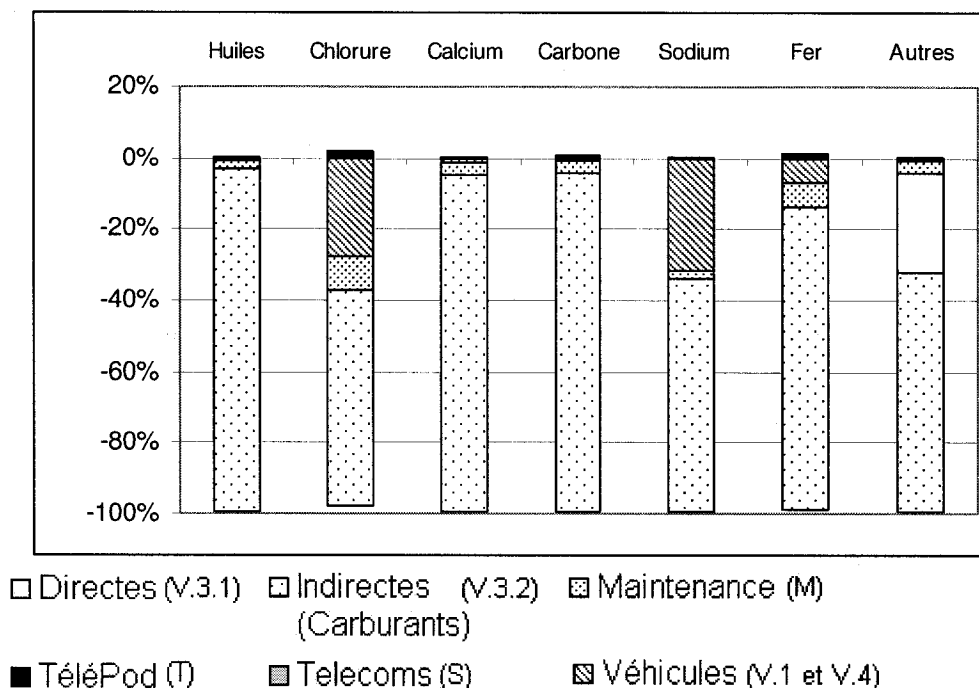


Figure 4-5 : Contribution des principaux flux élémentaires sortants (émissions)
dans le sol par étape du cycle de vie pour la procédure « réaliste »

4.2.3 Principaux flux en termes d'énergie

Outre la réduction des émissions de GES, la principale conséquence du projet TéléPod^{MC} est de réaliser des économies substantielles de carburant. Dans le Tableau 4-3, les quantités d'essence et de diesel sous la colonne « projet GES » expriment uniquement les économies de carburant du parc de véhicules. Pour les deux autres procédures, les mêmes valeurs représentent l'ensemble des économies sur le cycle de vie du projet. Les fuites du marché expliquent en grande partie la réduction des économies de carburant pour la procédure « conservatrice ».

Tableau 4-3 : Inventaire des flux énergétiques par crédit de GES

Vecteurs	Unité	Réaliste	Conservatrice	Projet GES
Essence	kg	-203,0	-183	-210
Diesel	kg	-150,7	-67,6	-71,0
Électricité	Kwh	-138,2	15,9	x

Par rapport au flux d'électricité, seule la procédure « réaliste » enregistre une réduction de la consommation. La raison est que dans la procédure « conservatrice », la consommation d'électricité des équipements réseaux est substantiellement augmentée et les économies en provenance des garages pour l'entretien du parc ne sont plus considérées. Le Tableau 4-4 présente les détails de la consommation d'électricité par province au Canada. Ainsi, pour la procédure « réaliste », le projet TéléPod^{MC} résulte en une réduction totale de près de 442,6 MWh. C'est grâce à la réduction de la consommation d'énergie dans les garages au Québec, mais surtout, grâce aux autres étapes du cycle de vie comme la production des véhicules, des pièces automobiles et des carburants (colonne autres). À l'inverse, selon la procédure « conservatrice », le projet TéléPod^{MC} est un consommateur net de 50,9 MWh d'électricité sur une durée de trois ans. Au Québec, la maintenance n'est plus prise en compte, et à la place, l'énergie imputée à l'installation des TéléPod^{MC} dans les garages domine. En Ontario, la consommation d'énergie par les équipements informatiques et de télécommunication est substantiellement augmentée.

**Tableau 4-4 : Bilan de la consommation d'électricité par région pour toute la
durée du projet (3 ans)**

Procédures	Unités	Régions			Total
		Québec	Ontario	Autres ⁽¹⁾	
Réaliste	Mwh	-154,1	81,2	-369,7	-442,6
Conservatrice	Mwh	81,9	282,2	-313,2	50,9

(1) Inclut la consommation d'électricité dans toutes les autres régions du monde. Il est possible qu'une partie de cette électricité soit consommée au Québec ou en Ontario. Les limites de la résolution de l'étude ne permettent pas de faire la distinction dans tous les cas.

4.3 Évaluation de l'impact du cycle de vie

Les Figures 4-6 et 4-7 présentent les résultats de la contribution de chaque étape du cycle de vie, à chaque catégorie d'impact de la méthode LUCAS pour les procédures « réaliste » et « conservatrice ».

Les résultats de la procédure « réaliste » identifient une seule catégorie d'impact qui engendre un résultat positif (c.-à-d., plus d'impact est produit qu'il n'a été évité) : Eutrophisation aquatique. Le responsable est le cycle de vie du boîtier électronique, en particulier la production de carte électronique. Pour la catégorie Réchauffement global (RG), les résultats reproduisent ceux de la Figure 4-1. En contrepartie, les résultats de l'analyse d'incertitude montrent que la qualité des données ne permet pas de conclure avec certitude sur cette catégorie d'impact (voir section 5.2.1). Pour les autres catégories d'impact, les réductions des émissions directes des véhicules n'expliquent pas plus de 31% des conséquences environnementales positives et 0% des conséquences négatives en moyenne⁴. Entre autres, les catégories comme Cancérigènes (C), Non-cancérigènes (N-C) et Extraction des minerais (EM) sont dominées par des étapes du cycle de vie qui sont normalement jugées négligeables lors de la quantification du projet (la maintenance et le cycle de vie des véhicules).

⁴ En assumant une pondération égale entre toutes les catégories d'impact

Dans le cas de la procédure « conservatrice », ce sont trois catégories d'impact qui montrent des résultats positifs : Eutrophisation aquatique, Écotoxicité aquatique et Extraction des minerais. En moyenne, les réductions des émissions directes des véhicules sont responsables d'au plus 43% des conséquences environnementales positives pour toutes les catégories d'impact autres que le Réchauffement global. Pour les conséquences environnementales négatives, la contribution est également de 0%.

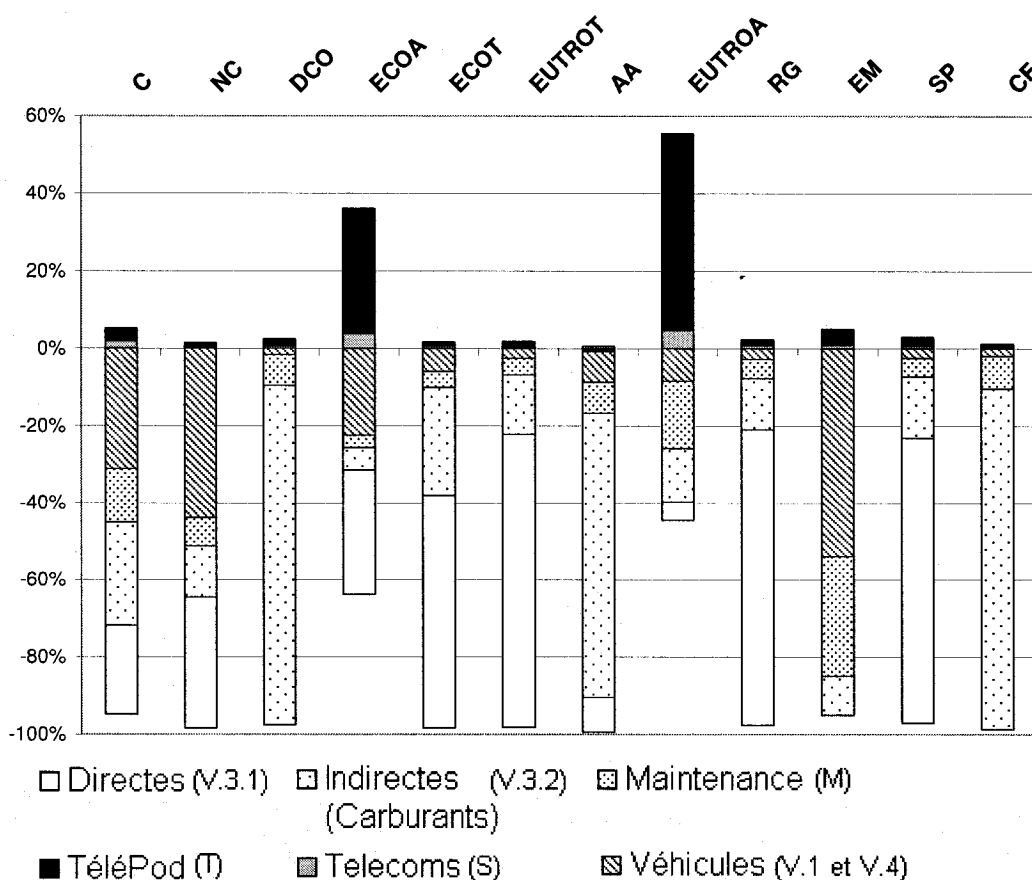


Figure 4-6: Contribution de chaque étape du cycle de vie du projet TéléPod^{MC} à chaque catégorie d'impact de la méthode LUCAS pour la procédure « réaliste »

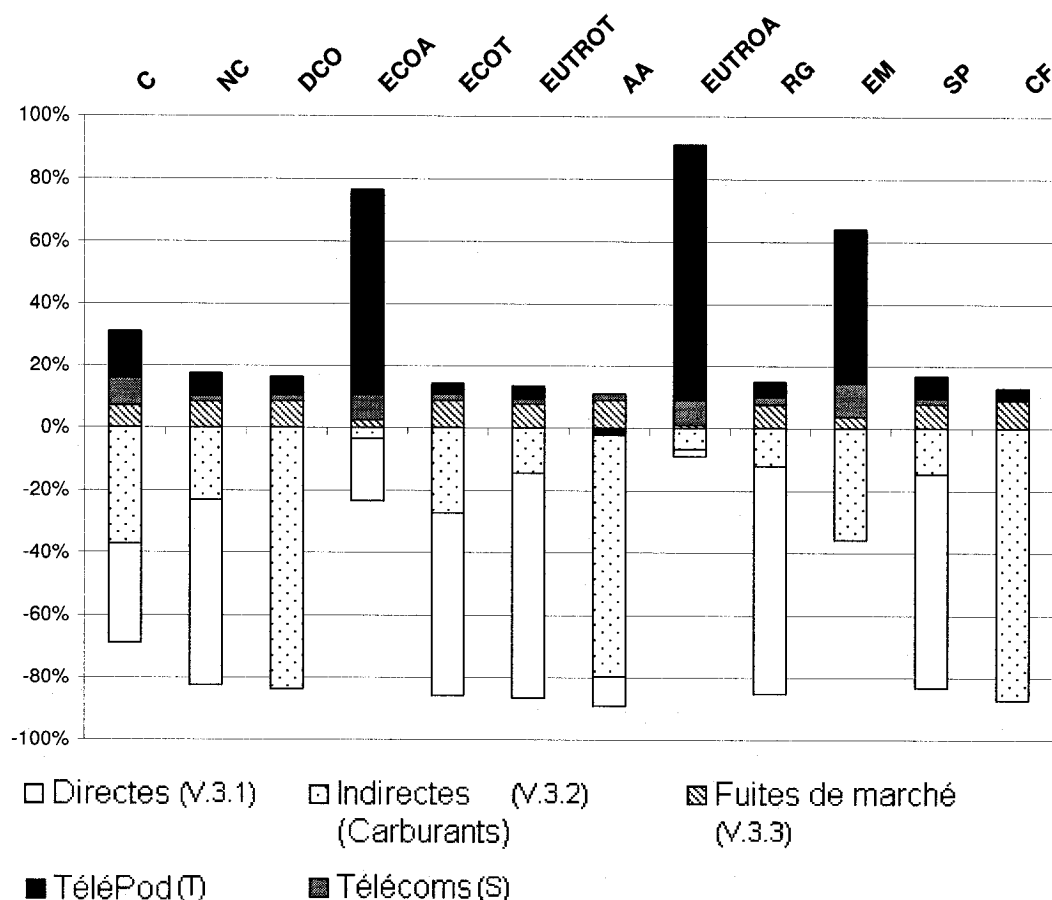


Figure 4-7 : Contribution de chaque étape du cycle de vie du projet Télépod^{MC} à chaque catégorie d'impact de la méthode LUCAS pour la procédure « conservatrice »

Les résultats absolus pour chaque catégorie d'impact sont présentés dans le Tableau 4-5. Celui de la catégorie Réchauffement global permet d'obtenir rapidement les réductions de GES qui sont excédentaires à celles du projet. Ainsi, pour la procédure « réaliste », les résultats montrent que pour chaque tonne créditée, 1,28 tCO₂e sont évitées. Pour le scénario « conservateur », seulement 0,994 tCO₂e sont évitées pour chaque tonne créditée.

**Tableau 4-5: Résultats de l'évaluation de l'impact du cycle de vie du projet
TéléPod^{MC} pour un crédit d'une tonne de CO₂e pour les procédures « réaliste » et
« conservatrice »**

Catégories	Unités	Réaliste	Conservatrice
Cancérigènes	eq. kg chloroéthylène	-1,31E+01	-3,99E+00
Non-cancérigènes	eq. kg chloroéthylène	-5,24E+01	-2,01E+01
Destruction de la couche d'ozone	eq. kg CFC-11	-1,39E-04	-1,04E-04
Écotoxicité aquatique	eq. kg triéthylèneglycol	-7,19E+04	2,25E+05
Écotoxicité terrestre	eq. kg triéthylèneglycol	-1,66E+06	-1,27E+06
Eutrophisation terrestre	kg N hydrologique	-3,74E-01	-3,00E-01
Acidification aquatique	eq. kg SO ₂	-2,08E+00	-1,57E+00
Eutrophisation aquatique	kg N hydrologique	3,28E-03	5,03E-02
Réchauffement Global	eq. kg CO ₂	-1,28E+03	-9,94E+02
Extraction des minerais	MJ surplus	-1,61E+01	1,42E+00
Smog photochimique	eq. kg NO _x	-2,61E+00	-1,99E+00
Carburant fossiles	MJ surplus	-2,26E+03	-1,74E+03

4.4 Analyse de contribution

L'analyse de contribution permet de déterminer les paramètres de l'étude qui ont un impact important sur les résultats finaux. Parmi les paramètres qui peuvent faire l'objet

d'une étude de contribution, on remarque entre autres les étapes du cycle de vie et les flux environnementaux.

4.4.1 Contribution des étapes du cycle de vie

La contribution en pourcentage aux résultats de chaque catégorie d'impact de chaque étape du cycle de vie a été déterminée pour la procédure « réaliste » (Tableau 4-6).

**Tableau 4-6 : Analyse de contribution des étapes du cycle de vie pour la procédure
« réaliste »**

Étape du cycle de vie	PG	C	NC	DCO	ECOA	ECOT	EUTROT	AA	EUTROA	EM	SP	CF
	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
V: Véhicules	97,4	90,2	93,8	94,3	219,3	97,5	97,5	91,8	-246,4	71,0	98,1	92,7
V.1	3,0	52,0	24,3	1,7	35,9	7,7	2,8	9,2	-108,0	96,2	2,8	2,1
V.3.1	80,5	25,5	34,9	0,0	117,0	62,3	78,9	9,1	-42,8	0,0	78,6	0,0
V.3.2	14,0	29,9	13,7	92,6	21,0	29,1	16,0	74,7	-127,2	11,1	16,9	90,6
V.4	-0,1	-17,3	20,9	0,0	45,4	-1,6	-0,2	-1,1	31,8	-36,2	-0,2	-0,1
M: Maintenance	5,2	15,6	7,8	8,3	11,2	4,2	4,5	8,1	-157,5	34,6	5,1	8,6
M.1	2,6	11,7	5,8	5,0	19,3	2,9	2,7	5,6	-145,1	42,0	3,9	5,8
M.2	0,1	0,2	0,2	0,2	0,5	0,2	0,3	0,1	-0,5	0,5	0,3	0,1
M.3	2,5	5,9	2,6	3,1	3,4	2,0	1,4	2,6	-10,8	9,7	0,9	2,6
M.4	0,0	-2,3	-0,8	0,0	-12,0	-0,9	0,0	-0,3	-1,1	-17,6	0,0	0,0
S: Telecoms	-0,8	-2,1	-0,3	-0,6	-13,8	-0,6	-0,5	-0,6	42,0	-1,0	-0,6	-0,2
S.1	-0,1	-0,3	-0,1	-0,4	-13,1	-0,1	-0,1	-0,4	38,5	-0,8	-0,3	-0,1
S.2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	-0,1
S.3	-0,7	-1,8	-0,2	-0,1	-0,3	-0,6	-0,4	-0,9	3,1	-0,9	-0,3	0,0
S.4	0,0	0,0	0,0	0,0	-0,3	0,1	0,0	0,7	0,0	0,7	0,0	0,0
T: TéléPodMC	-1,7	-3,7	-1,3	-2,0	-116,7	-1,1	-1,4	0,7	461,9	-4,6	-2,6	-1,1
T.1	-1,2	-2,4	-0,6	-1,4	-111,5	-0,9	-1,0	-4,0	459,2	-8,0	-2,2	-0,6
T.2	-0,5	-1,0	-0,4	-0,6	-4,6	-0,4	-0,5	-0,5	2,7	-1,5	-0,3	-0,6
T.4	0,0	-0,3	-0,2	0,0	-0,6	0,2	0,0	5,2	0,1	4,8	0,0	0,0
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Légende : ■ Contribution (absolue) significative ($\geq 1\%$ et $< 10\%$)

■ Contribution (absolue) importante ($\geq 10\%$)

On observe une forte contribution de la branche V du cycle de vie du projet pour toutes les catégories d'impact. Deux étapes du cycle de vie qui se démarquent sont associées à l'utilisation directe et indirecte des véhicules, c'est-à-dire les émissions directes (V.3.1) et le cycle de vie de l'essence (V.3.2). Pour le premier, la contribution de cette étape

domine toutes les autres 6 fois sur 12. Pour la seconde, sa contribution dépasse 10% dans toutes les catégories d'impact.

À l'inverse, la branche S apporte la contribution la plus faible. Elle figure parmi les étapes du cycle de vie significatives (>1%) uniquement dans 3 des 12 catégories d'impact. Pour leur part, les branches T et M ont une contribution qui pourrait être qualifiée de moyenne, avec plusieurs contributions significatives et un nombre moins élevé de contributions importantes (en particulier pour la branche T).

Les contributions supérieures à 100% dans la catégorie Eutrophisation aquatique et, dans une moindre mesure, dans celle de l'Écotoxicité aquatique, sont des indicateurs de la sensibilité élevée et par conséquent de la faible robustesse de ces résultats. Ainsi, une petite variation du résultat dans une des branches du cycle de vie peut avoir un impact majeur sur le score final de cette catégorie. Une explication supplémentaire de ces contributions élevées est donnée à la section 6.2.2.

4.4.2 Contribution des flux environnementaux

À l'aide des fonctions d'analyse de contribution du logiciel SimaPro, il a été possible d'identifier les principaux flux élémentaires qui contribuent significativement à chaque catégorie d'impact. Le Tableau 4-7 liste les flux qui ont une contribution absolue d'au moins 1% sur le résultat de la catégorie d'impact (chiffre entre parenthèses).

Tableau 4-7 : Analyse de Contribution des principaux flux environnementaux

Catégorie	Compartiment	Scénario Reel	Scenario Conservateur
RG	Air	CO ₂ (-96,2) N ₂ O (-2,2) CH ₄ (-1,5)	CO ₂ (-96,9) N ₂ O (-2,5)
C	Air	Dioxines (-51,6) HAP (-29,4) Molybdenum (-10,7) Benzo(a)pyrene (-1,1)	Dioxines (-77,8) Molybdenum (-14,9) HAP (-8,3) Benzo(a)pyrene (5,1)
	Eau	Molybdenum (-10,7) HAP (-1,2)	HAP (-3,2)
NC	Air	Dioxines (-65,1) Arsenic (-1,9)	Dioxines (-78,2)
	Eau	Zinc, ion (-29,0)	Zinc, ion (-17,0)
	Sol	Zinc (-1,2)	Zinc (-2,73)
DCO	Air	Halon-1301 (-96,6) Halon-1211 (-3,2)	Halon-1301 (-101,6) CFC-113 (1,39)
ECO A	Air	Cuivre (-3,6)	-
	Eau	Zinc, ion (-65,2) Cuivre, ion (37,6) Nickel, ion (-2,0) Cobalt (-5,0)	Cuivre, ion (122) Zinc, ion (-4,7)
	Sol	Cuivre (-55,3) Zinc (-2,3)	Cuivre (-15,5)
ECOT	Air	Aluminium (-4,7) Zinc (-2,1)	Aluminium (3,36)
	Sol	Cuivre (-42,4) Aluminium (-25,6) Zinc (-22,3)	Cuivre (-48,7) Aluminium (-28,4) Zinc (-25,5)
EUTROT	Air	Oxydes d'azote (-91,1) Ammoniac (-8,9)	Oxydes d'azote (-91,2) Ammoniac (-8,81)
AA	Air	SO ₂ (-89,8) Ammoniac (-9,2)	SO ₂ (-90,1) Ammoniac (-9,7)
EUTRO A	Eau	Ammoniac (-47,0)	Ammoniac (-2,43)
		Phosphore (467) Nitrate (-111,8) Phosphate (-93,1) Ammonium, ion (-64,7) Azote (-56,4) Ammoniac (6,5)	Phosphore (103) Nitrate (2,89) Ammonium, ion (-1,9) Azote (-1,67) Phosphate (-1,4) Ammoniac (1,4)
EM	Ressource	Nickel (-29,5) Cuivre (-19,8) Plomb (-14,6) Étain (-10,9) Molybdenum (-8,0) Aluminium (-6,9) Zinc (-5,9) Fer (-2,9)	Cuivre (127) Nickel (-44,9) Plomb (21,8) Molybdenum (-8,97) Fer (-6,6) Zinc (4,6) Bauxite (3,4) Tin (2,3) Aluminium (2,1)

**Tableau 4-7 (suite) : Analyse de Contribution des principaux flux
environnementaux**

Catégorie	Compartiment	Scénario Reel	Scénario Conservateur
SP	Air	Oxydes d'azote (-63,2) COV (-21,8) COVNM (-5,8) CO (-5,6) Toluene (-1,6)	Oxydes d'azote (-66,7) COV (-25,9) CO (-5,3) Toluene (-1,9) COVNM (1,7)
CF	Ressource	Pétrole brut (-91,7) Gaz naturel (-8,5)	Pétrole brut (-97) Gaz naturel (-3,2)

On observe un nombre relativement limité de substances qui contribuent significativement aux résultats dans la majorité des catégories d'impact. Seules les catégories Extraction des minerais et Eutrophisation aquatique sont significativement influencées par plus de cinq substances. Certaines substances sont à souligner pour leur contribution importante dans plusieurs catégories d'impact, entre autres, les dioxines (C, NC), l'ion zinc (NC, ECOA), le cuivre (ECOA, ECOT).

Les catégories Écotoxicité terrestre, Eutrophisation terrestre et Formation du smog photochimique sont dominées par les émissions directes des véhicules. Les émissions de particules métalliques (principalement le cuivre et le zinc) dues à l'usure des pièces comme les plaquettes de freins sont essentiellement responsables des résultats de la catégorie Ecotoxicité terrestre. Les gaz des pots d'échappement expliquent les résultats des catégories Eutrophisation terrestre (essentiellement les oxydes d'azote) et Formation du smog photochimique (oxydes d'azote et COV). Quant aux impacts liés à l'Acidification aquatique et à la Destruction de la couche d'ozone, ils sont causés

respectivement par les émissions de SO₂ et de halon 1301 émis durant la production des carburants. La catégorie Carburant fossile est dominée par les économies de pétrole brut utilisé pour produire le carburant par les véhicules du parc.

Les résultats du Tableau 4-7 permettent d'approfondir l'analyse des deux catégories qui ont été identifiées comme étant potentiellement peu robustes dans la section précédente (Eutrophisation aquatique et Écotoxicité aquatique). Les émissions de phosphore dans l'eau expliquent la presque totalité de la contribution de la production du TéléPod^{MC} sur la catégorie Eutrophisation aquatique. Les rejets dans l'eau lors de la production des cartes électroniques sont en cause. Pour la procédure « réaliste », ces émissions sont contrebalancées par des réductions d'émissions, dont celles d'ions ammonium (raffinage de l'essence), de nitrates (production des pneus), d'azote (exploitation des gisements pétroliers) et de phosphate (production de l'acier).

On retrouve le même mécanisme dans l'Écotoxicité aquatique pour le scénario « réaliste » dans lequel les émissions d'ions cuivre (production des cartes électroniques) sont compensées par des réductions des émissions d'ions zinc dans l'eau (fin de vie des véhicules) et de cuivre dans le sol (abrasion des plaquettes de frein). Avec les hypothèses du scénario « conservateur », les émissions de la production des circuits imprimés sont moins ou pas du tout contrebalancées par les autres étapes du cycle de vie et ce dernier processus domine complètement le score final.

Les émissions directes de dioxines des véhicules diesel ont le plus d'incidence sur les résultats des catégories Cancérigène et Non-cancérigène. Certains processus reliés à la

fabrication de l'acier qui est utilisé dans la production des véhicules sont également des sources importantes de dioxines. Dans la catégorie Extraction des minerais, les économies de cuivre, de plomb et de nickel reliées à la réduction des activités de maintenance et à l'augmentation de la durée de vie des véhicules permettent de compenser largement l'utilisation de cuivre pour la production du TéléPod^{MC} dans la procédure « réaliste ». Cependant, en omettant les processus de la maintenance et du cycle de vie des véhicules et en augmentant la consommation de cuivre pour la production des équipements électroniques, le projet engendre plus d'impacts que le scénario de base pour cette catégorie.

Chapitre 5 Résultats complémentaires: étude de la robustesse des résultats

Ce chapitre comporte des résultats complémentaires à ceux présentés au chapitre 4. Le principal objectif de cette section est d'approfondir l'étude de la robustesse des résultats entamée au chapitre précédent. Une analyse de sensibilité permet d'établir l'impact des principales hypothèses de l'étude. Une analyse de l'incertitude permet d'apprécier la robustesse globale des résultats.

5.1 Analyses de sensibilité

Cette section a pour objectif de tester la robustesse des résultats en analysant les conséquences des variations sur les paramètres importants de l'étude comme les hypothèses, les paramètres et les flux environnementaux qui ont une forte incidence sur les résultats.

5.1.1 Analyse de la procédure « conservatrice »

Il existe de nombreuses hypothèses qui séparent la procédure « réaliste » de la procédure « conservatrice ». Le Tableau 5-1 présente la contribution individuelle de chaque hypothèse sur la variation des résultats entre les deux procédures. Les résultats de toutes les catégories d'impact montrent une sensibilité importante à la somme des hypothèses des procédures de quantification (>20%). Dans les cas de l'Eutrophisation et de l'Écotoxicité aquatique, cette sensibilité est plusieurs fois supérieure à 100% (voir section 6.2.2). En termes d'impacts sur les résultats, aucune hypothèse ne se démarque

particulièrement par rapport aux autres. On peut seulement noter que l'hypothèse sur les fuites du marché (H5) a la plus importante contribution, 5 fois sur 12. À l'opposé, l'hypothèse sur l'imputation des centres de données, le support et la gestion (H3) n'a jamais une contribution qui domine. En général, la variabilité des résultats par catégorie d'impact est du même ordre de grandeur que celle obtenue avec l'analyse d'incertitude (section 5.2).

Tableau 5-1 : Contribution individuelle de chaque hypothèse sur la variation des résultats entre les procédures « réaliste » et « conservatrice »

Catégories d'impact	H1 (%)	H2 (%)	H3 (%)	H4 (%)	H5 (%)	Procédure conservatrice (% Total)
RG	-3	-5	-2	-4	-8	-22
C	-35	-16	-5	-9	-5	-69
NC	-45	-8	-1	-3	-5	-62
DCO	-2	-8	-2	-5	-9	-25
EOA	-81	-11	-34	-272	-14	-413
ECOT	-6	-4	-2	-3	-9	-24
EUTROT	-3	-4	-1	-3	-8	-20
AA	-8	-8	-1	2	-8	-25
EUTROA	76	158	103	1078	18	1432
EM	-60	-35	-2	-11	-1	-109
SP	-3	-5	-1	-6	-9	-24
CF	-2	-9	0	-3	-9	-23

H1 : Augmentation de la durée de vie des véhicules

H2 : Réduction des opérations de la maintenance

H3 : Imputation : centres de données, gestion et support.

H4 : Durée de vie du TéléPod^{MC}

H5 : Considération pour les fuites du marché (carburants)

5.1.2 Analyse de sensibilité de la performance du TéléPod^{MC}

Le paramètre qui a le plus d'impact sur les résultats de l'ACV du projet TéléPod^{MC} est le taux de réduction du kilométrage engendré par l'introduction du système TéléPod^{MC}. Par hypothèse, ce taux a été fixé à 10% des réductions. Les résultats des processus reliés aux véhicules (**V**) et à la maintenance (**M**) du système de produit sont directement proportionnels à ce taux. À l'inverse, les résultats des processus des équipements informatiques et de télécommunication (**S**) et ceux du cycle de vie du boîtier électronique (**T**) sont complètement indépendants. Cela a pour conséquence qu'il existe un taux de réduction du kilométrage qui permet aux branches V et M de compenser les impacts des branches S et T pour chaque catégorie d'impact (c'est-à-dire un score égal à zéro). Le Tableau 5-2 présente les taux « zéro impact » pour chaque catégorie d'impact. Par exemple, pour la catégorie Réchauffement Global selon la procédure « réaliste », le projet TéléPod^{MC} doit permettre de réduire d'au moins 0,2% le kilométrage du parc pour obtenir un bilan GES égal à zéro. Bien évidemment, avec une performance aussi faible, le projet TéléPod^{MC} ne pourrait cependant produire aucun crédit de réduction des GES.

Tableau 5-2 : Performance minimale (%) du Télépod^{MC} pour compenser les impacts pour les procédures « réaliste » et « conservatrice »

Catégorie d'impact	Performance minimale (%)	
	Réaliste	Conservatrice
Réchauffement Global	0,2	1
Cancérigènes	0,5	3,9
Non-cancérigènes	0,2	1,2
Destruction de la couche d'ozone	0,3	1
Écotoxicité aquatique	5,7	35,2
Écotoxicité terrestre	0,2	0,7
Eutrophisation terrestre	0,2	0,8
Acidification aquatique	0	0
Eutrophisation aquatique	12,5	110,5
Extraction des minerais	0,5	18,8
Smog photochimique	0,3	1,2
Carburant fossiles	0,1	0,5

Note : pour la catégorie acidification aquatique, les taux sont inférieurs à 0,05%

Pour la procédure « réaliste », la performance minimale pour compenser les impacts engendrés par l'implantation et l'utilisation du TéléPod^{MC} se situe en dessous de l'hypothèse de l'étude qui est fixée à 10%, à l'exception de la catégorie Eutrophisation aquatique, qui est à 12,5%. Cela est cohérent avec les résultats de l'évaluation des impacts (voir Tableau 4-5) qui prédisent des réductions d'impacts dans toutes les catégories à l'exception de cette dernière. Pour la procédure « conservatrice », la performance minimale reste un objectif réaliste (c.-à-d. inférieur à 10%) pour la majorité des catégories d'impacts. Évidemment, les trois catégories qui présentaient des augmentations d'impact au Tableau 4-5 ont une performance supérieure à 10%. Par ailleurs, pour la catégorie Eutrophisation aquatique, il est impossible de réduire les impacts avec le projet TéléPod^{MC} dans la perspective de la procédure « conservatrice »

Ce dernier devrait réduire de plus de 110% le kilométrage des véhicules pour y parvenir.

5.2 Analyses d'incertitude

Les analyses d'incertitude pour les procédures « réaliste » et « conservatrice » ont été réalisées selon la méthodologie décrite dans le chapitre 3. Compte tenu de la complétude limitée de l'analyse de l'incertitude, les résultats doivent être interprétés comme une approximation de l'incertitude sur les résultats. Tous les intervalles de confiance présentés dans cette section sont de 95%.

5.2.1 Analyse de la procédure « réaliste »

Les résultats de l'analyse de l'incertitude avec la méthode de Monte-Carlo sont présentés à la Figure 5-1. Il est à remarquer que la figure ne présente pas la catégorie Eutrophisation aquatique, dont l'intervalle de confiance pour cette catégorie d'impact est de -1150% à 520%. Les explications de cet intervalle exceptionnel se retrouvent à la section 6.2.2. Une étude plus approfondie des résultats permet de conclure que la probabilité de transfert d'impacts pour cette catégorie est évaluée à 0,69 (c.-à-d. que le projet engendre des impacts environnementaux). Pour les autres catégories d'impact, malgré que certaines montrent des intervalles de confiance très larges, toutes démontrent que le projet TéléPod^{MC} engendre des réductions d'impacts.

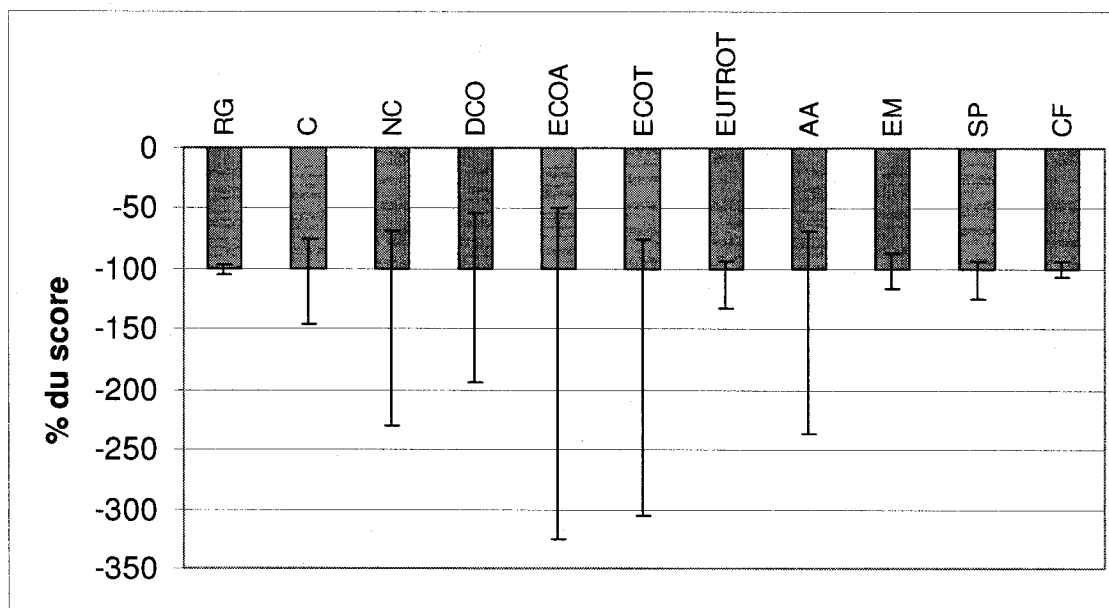


Figure 5-1 : Résultats d'analyse d'incertitude pour la procédure « réaliste »

5.2.2 Analyse de la procédure « conservatrice »

La Figure 5-2 présente les résultats de toutes les catégories d'impact. Pour cette procédure, seuls les résultats de la catégorie Extraction des minerais (EM) ne permettent pas d'affirmer (avec une confiance de 95%) qu'il y a ou non réduction des impacts environnementaux. Dans les faits, il existe une probabilité de 0,03 que le projet TéléPod^{MC} permet de réduire les impacts dans cette catégorie d'impact.

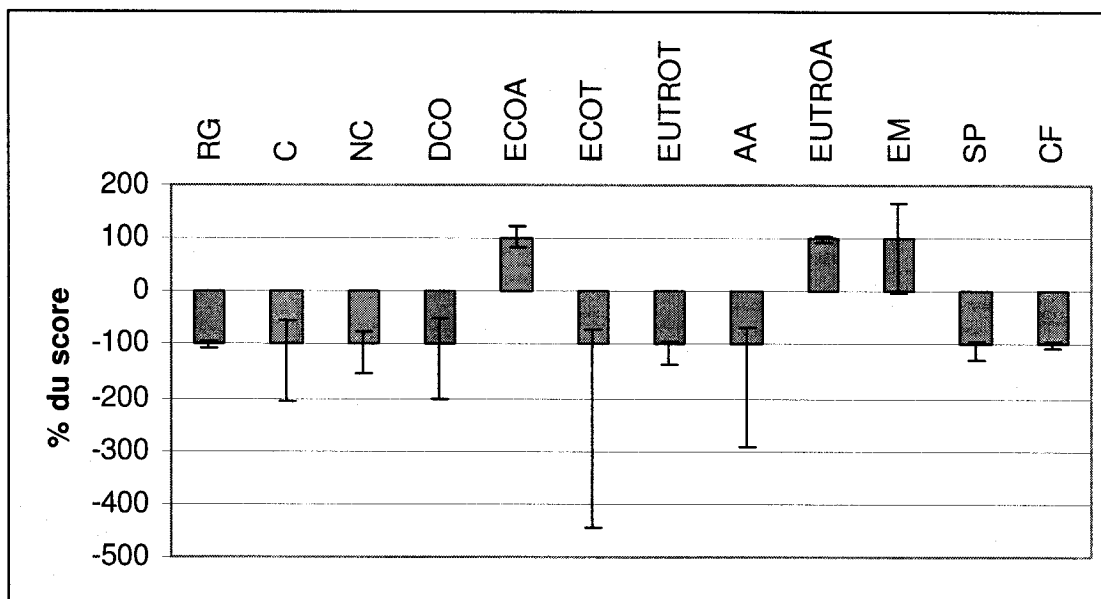


Figure 5-2: Résultats d'analyse d'incertitude pour la procédure « conservatrice »

La Figure 5-3 permet d'apprécier la forme de la fonction de distribution de probabilité de l'intervalle de confiance de la Figure 5-2 pour la catégorie d'impact Réchauffement global (RG). La quantité de crédits du projet TéléPod^{MC} est explicitée sur cette figure (barre centrale grise). Ainsi, avec les résultats actuels, il y a 54,2% des chances que les réductions comptabilisées selon la procédure « conservatrice » soient supérieures aux crédits de la procédure de quantification de l'EpE/ADEME. À l'inverse, il y a 45,8% des chances que les réductions soient inférieures.

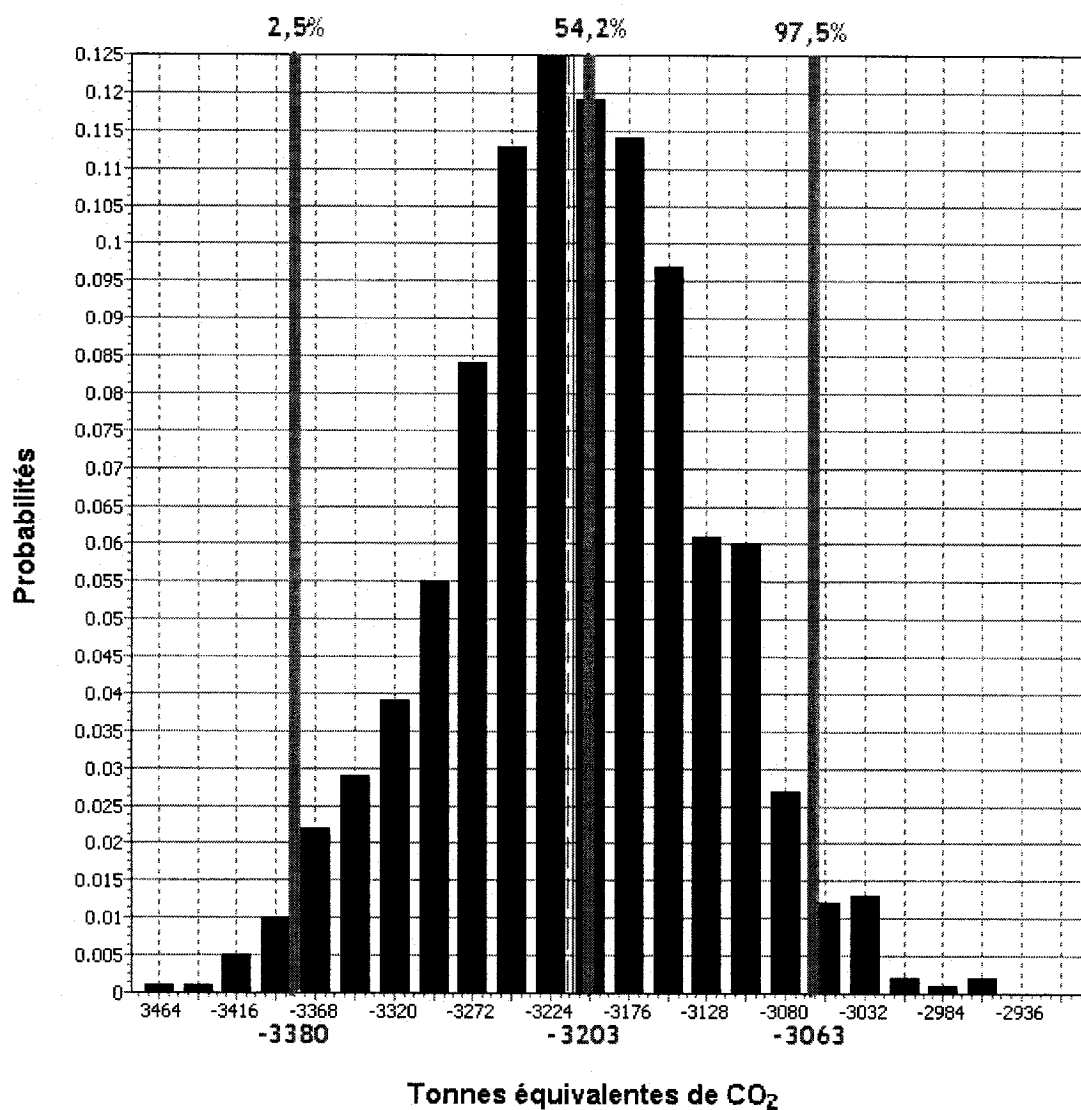


**Figure 5-3 : Fonction de distribution de probabilité du résultat pour la catégorie
Réchauffement global pour la procédure « conservatrice »**

Chapitre 6 Discussion générale

6.1 Discussion sur les résultats de l'ACV du projet TéléPod^{MC}

Les résultats présentés dans ce mémoire sont ceux de la toute première ACV complète d'un projet GES. Le cadre ACV-PGES a permis d'obtenir deux résultats distincts : 1) la quantification des émissions de GES du cycle de vie du projet, 2) une évaluation de l'impact du cycle de vie adaptée aux contextes canadiens du projet.

6.1.1 La quantification des GES du projet GES

6.1.1.1 Comparaisons des résultats avec la littérature

Il n'existe pas d'études ACV antérieures sur des technologies de la télématique dans les transports avec lesquelles les résultats de la présente étude pourraient être directement comparés. Les ACV sur les technologies de l'information sont également très rares et aucune ne peut être située dans le contexte de cette étude. Dans le domaine des transports, il est possible d'évaluer les résultats de la procédure « réaliste » par rapport à ceux des autres études sur le cycle de vie des véhicules. En effet, pour cette procédure, l'imputation des données pour la production et la fin de vie des véhicules et les opérations de maintenance est directement proportionnelle au kilométrage des véhicules. Le Tableau 6-1 permet de comparer les résultats des plus récentes ACV sur les véhicules de transport routier. La variation des résultats est relativement faible malgré les différences méthodologiques importantes entre les études (par exemple, Facanha et Horvath (2006) utilisent l'analyse entrée-sortie). On remarque que les

opérations de maintenance sont beaucoup plus importantes dans la présente étude que dans celle de Castro et al. (2003). La raison est que des processus comme le cycle de vie des garages ont été considérés pour quantifier cette étape du cycle de vie dans l'ACV du TéléPod^{MC}. Puisque les véhicules de Bell ont une consommation de carburant plus élevée qu'une voiture particulière moyenne (véhicules chargés, marche au ralenti plus élevée, porte-échelles réduisant l'aérodynamisme), leur profil environnemental est plus proche de celui des études sur le transport des marchandises (Facanha et Hovarth, 2006; Spielmann et Scholz, 2005). Pour ces deux dernières études, l'impact des infrastructures routières semble être significatif. Dans le cas du projet TéléPod^{MC}, l'impact des infrastructures sur les résultats serait probablement moindre en sachant que le poids brut moyen des véhicules de Bell est franchement inférieur à ceux du transport des marchandises.

Tableau 6-1 : Comparaison des résultats de différentes ACV sur le cycle de vie des véhicules

	Projet TéléPod ^{MC}	Castro et al. (2003)	Schweimer (1996)	Facanha et Horvath, (2006) ⁽¹⁾	Spielmann et Scholz, (2005) ⁽¹⁾
Étapes du cycle de vie	% de contribution à la catégorie Réchauffement global				
Véhicules	2,8	4,4	14,2	10	6
Maintenance	5,0	0,9	79,4		
Utilisation	78,7	94,7		70	75
Cycle de vie des carburants	13,5		6,4	10	12
Infrastructures routières	X	x	x	10	7

(1) émissions de CO₂ seulement et valeurs approximatives

6.1.1.2 Analyse des fuites potentielles du projet

Pour ce projet d'efficacité énergétique dans les transports, les résultats de la quantification à l'aide du cadre ACV-PGES a permis d'identifier une possibilité que la procédure de quantification du projet développé à partir du protocole de l'EpE et de l'ADEME (voir section 3.2.4.6) surestime les réductions réelles de GES (procédure « conservatrice »). Dans la perspective de cette procédure, sur l'ensemble du cycle de vie du projet, seulement une réduction de 0,994 tCO₂e serait obtenue pour chaque tonne créditée. En prenant en compte l'analyse d'incertitude, il existe une probabilité égale à 0,46 que la procédure de quantification ne respecte pas l'intégrité des crédits GES. Cependant, les résultats du cadre ACV-PGES ne sont pas une mesure exacte sur le terrain, mais plutôt une estimation des émissions potentielles basée sur des sources de données génériques. Ils indiquent les processus qui engendrent des fuites qui doivent être portées à l'attention du promoteur. Dans le cas du TéléPod^{MC}, ces fuites sont :

- 1) Les fuites liées aux mécanismes du marché des carburants (processus V.3.3);
- 2) Le cycle de vie du boîtier électronique (en particulier la production et la distribution) (processus T.1 et T.2);
- 3) La consommation d'énergie des équipements informatiques et de télécommunication (processus S.3).

Les fuites des mécanismes de marché constituent la plus importante source de fuites identifiées dans cette étude (333 tCO₂e). Toutefois, le promoteur n'a pas les moyens d'agir sur ce type de fuites, qui sont complètement en dehors de son contrôle.

L'hypothèse à la base de ces fuites (c.-à-d. que le marché est à l'équilibre) est plutôt discutable et l'existence même du phénomène peut être mis en doute. Même s'il était bien réel, les incertitudes très élevées concernant les valeurs d'élasticité-prix (en particulier celles de l'offre) empêchent de déterminer de façon fiable l'intensité de la fuite. Pour toutes ces raisons, le rôle de réglementer l'inclusion de ce type de fuite incombe aux responsables des programmes de réduction des GES.

À l'opposé, le promoteur dispose d'un pouvoir direct sur le cycle de vie du boîtier électronique dont les fuites totalisent 229 tCO₂e selon la procédure « conservatrice ». Puisque les principales contributions à ces fuites sont la production et la distribution du boîtier et de son kit d'installation, la façon la plus efficace de réduire les émissions par unité fonctionnelle est d'allonger la durée de vie de ces derniers. En effet, les émissions annuelles du TéléPod^{MC} sont les émissions totales de son cycle de vie divisées par sa durée de vie.

Bell a déjà pris certaines mesures qui vont dans ce sens. Le système possède une bonne flexibilité logicielle pour être en mesure d'implémenter des mises à jour au fil des évolutions technologiques. Également, le boîtier est adapté aux conditions environnementales auxquelles il est soumis. Compte tenu des mesures prises par Bell, il semble peu probable que l'hypothèse H3 (réduction à trois ans de la durée de vie du TéléPod^{MC}) de la procédure « conservatrice » se concrétise. Cependant, les responsables de la gestion de cette technologie doivent être conscients de l'impact de procéder à un changement prématuré du matériel sur le projet GES.

L'autre source potentielle de fuite identifiée par le cadre ACV-PGES provient des équipements informatiques et de télécommunication. Selon la procédure « conservatrice », les émissions associées à l'utilisation directe et indirecte de l'électricité par les équipements totalisent 95 tCO₂e. Pour arriver à ce résultat, la procédure « conservatrice » prend comme hypothèse que les équipements sont uniquement dédiés au 1300 TéléPod^{MC} de l'étude. Avec la procédure « réaliste », la règle d'imputation permet de réduire les émissions à environ 27 tCO₂e. La conclusion qui ressort est que la meilleure façon de réduire les émissions de cette étape du cycle de vie est de maximiser l'utilisation des équipements informatiques et de télécommunication. Le sondage réalisé par Tschudi et al. (2004) sur l'efficacité énergétique des centres de données en Californie montre comment cette dernière peut varier en fonction de la conception et du taux d'utilisation de ces centres. Il faudrait éviter de construire un nouveau centre de données spécifiquement pour la technologie télématique, surtout si les différents éléments seraient sous-utilisés. Il faut plutôt tenter de maximiser l'utilisation de ceux déjà existants. Bell a choisi cette voie en intégrant la technologie TéléPod^{MC} aux serveurs déjà utilisés par Autovision^{MC}, le système de gestion des parcs de véhicules. De plus, le centre de données en sauvegarde a été confié en sous-traitance à une entreprise d'hébergement de serveurs et d'application Web. Compte tenu du nombre relativement élevé de TéléPod^{MC} en circulation et des mesures prises par Bell pour maximiser l'utilisation de ses équipements, il semble peu probable que les hypothèses de la procédure « conservatrice » se concrétisent.

Dans la mesure où les aspects discutés plus haut sont pris en compte, la procédure qui utilise les hypothèses les plus réalistes (procédure « réaliste ») démontre que **limiter la quantification à la simple comptabilisation des réductions d'émissions directes de CO₂ est une approche tout à fait acceptable pour un projet d'efficacité énergétique dans les transports utilisant la télématique.**

6.1.1.3 Analyse des retombées potentielles du projet

Parmi toutes les catégories d'impact, celle du Réchauffement global donne un résultat supplémentaire très intéressant pour le contexte : les réductions excédentaires de CO₂e. Ce sont les réductions qui ne sont pas prises en compte par les frontières de la procédure de quantification, mais qui sont potentiellement réelles. La procédure « réaliste » montre qu'elles représentent plus de 28% des réductions créditées. Le fait que les résultats ne soient pas une mesure précise mais une estimation approximative a pour conséquence qu'en aucun cas ces réductions ne peuvent être directement incluses dans les crédits. Cependant, l'étude des sources de ces réductions permet de vérifier si aucune réduction significative n'a été oubliée dans la procédure de quantification.

L'étude de ces réductions supplémentaires permet d'identifier que la majorité d'entre elles (17% sur 28%) proviennent du cycle de vie de la production des carburants. Le reste provient de sources disparates dans le cycle de vie du projet. L'utilisation d'un facteur d'émission relié à la production des carburants permettrait de prendre en compte la principale source de crédits négligée dans la procédure de quantification. Cela augmenterait sensiblement la rentabilité de ce projet GES d'efficacité énergétique dans

les transports. En contrepartie, transformer ces réductions d'émissions en crédits augmente considérablement le risque d'enfreindre l'intégrité environnementale de la procédure de quantification. En effet, les émissions du cycle de vie des carburants constituent le principal coussin contre les fuites des branches S et T du cycle de vie du projet. C'est pourquoi, avant de permettre l'utilisation de facteurs d'émission, les responsables des programmes de réduction des GES doivent examiner le contexte dans lequel ces facteurs seront utilisés.

Dans le cas du projet TéléPod^{MC}, il n'est pas recommandé d'utiliser des facteurs d'émission pour le cycle de vie des carburants. Ces réductions d'émissions devraient être conservées comme garantie contre d'éventuels fuites imprévues (par exemple, le remplacement prématuré des TéléPod^{MC}).

6.1.2 L'évaluation de l'impact du cycle de vie du projet GES

Le deuxième résultat important du cadre ACV-PGES est l'évaluation de des impacts. Elle permet de mesurer l'intensité et la nature des transferts d'impacts environnementaux du projet. Il a été démontré que pour la procédure « réaliste », les étapes du cycle de vie du projet autres que les émissions directes des véhicules du parc expliquent plus de 69% des conséquences positives et 100% de celles négatives du projet GES⁵. Il est donc absolument nécessaire d'élargir les frontières au-delà de celles

⁵ En assumant une pondération égale entre toutes les catégories d'impact

utilisées par la procédure de quantification des GES pour réaliser une analyse complète des impacts environnementaux du cycle de vie du projet.

À l'instar des observations de Davis et al. (2000), les résultats de la présente étude montrent que le projet TéléPod^{MC} engendre des conséquences bénéfiques sur la santé humaine. Le projet réduit les émissions de dioxines et d'HAP dans l'air qui causent des impacts potentiels cancérigènes et non-cancérigènes. Le smog photochimique est également réduit grâce aux réductions d'émissions d'oxydes d'azote et de composés organiques volatiles. De plus, les résultats de cette étude répondent en partie aux inquiétudes de Rotmann (2000), qui déplore notre méconnaissance des impacts des mesures de réduction de GES sur les écosystèmes. Indépendamment de la procédure de quantification utilisée, le projet Télépod^{MC} réduit les impacts de trois catégories qui touchent directement les écosystème : Écotoxicité terrestre, Eutrophisation terrestre et Acidification aquatique. Avec la procédure « réaliste » les impacts reliés à l'Écotoxicité aquatique sont également évités. En contrepartie, les résultats de la procédure « conservatrice » invitent à la prudence sur les catégories Écotoxicité aquatique et Eutrophisation aquatique. Ces transferts d'impact sont essentiellement attribuables à un seul processus : la production des cartes électroniques du TéléPod^{MC}. Ce processus est également responsable de la probabilité élevée (0,97) que le projet TéléPod^{MC} entraîne une augmentation des impacts dans la catégorie Extraction des minerais.

Les données sur la production des cartes électroniques ne sont pas considérées de bonne qualité. Il existe trop peu d'information sur ces dernières pour juger si elles répondent

ou non aux normes de qualité fixées dans cette étude. Malgré tout, ces résultats invitent à la prudence. Bell devrait s'informer auprès de son fournisseur des normes environnementales qui sont adoptées par l'entreprise. La question des rejets de cuivre et de phosphate dans l'eau à l'usine de production des cartes électroniques devrait être particulièrement abordée.

Comme le souligne Sutter (2003), il existe un risque de porter atteinte à la réputation des parties prenantes du projet si le projet engendre des impacts environnementaux. Cette étude peut être utilisée comme garantie aux promoteurs du projet et à d'éventuels acheteurs de crédits GES que les impacts environnementaux ont été considérés. En prenant en compte les recommandations et les mises en garde mentionnées plus haut, il est possible de conclure que ce type de projet GES dans le domaine des transports utilisant la télématique peut se réaliser sans aggraver potentiellement d'autres problématiques environnementales.

6.1.3 Les principaux points significatifs de l'étude (analyses de contribution)

Les étapes du cycle de vie du projet TéléPod^{MC} (production, distribution, utilisation et fin de vie) ont été subdivisées en plusieurs branches (véhicules, maintenance, TéléPod^{MC} et système de gestion). Pour toutes les branches, l'étape de production apporte une contribution importante aux résultats. Les métaux en général et les cartes électroniques en particulier engendrent beaucoup d'impacts lors de leur production. À l'inverse, la distribution est négligeable dans la majorité des cas. Malgré le fait que les distances soient grandes et que des moyens de transports polluants soient utilisés

(comme l'avion pour le Télépod^{MC}), le transport reste proportionnellement faible par rapport à l'étape de production.

Sans surprise, l'étape d'utilisation des véhicules est très significative sur les résultats. Elle se trouve à être au cœur de l'étude et, la seule prise en compte par le protocole de quantification de l'EpE/ADEME. En contrepartie, l'utilisation des équipements réseaux est presque négligeable. L'explication qui en ressort est que l'efficacité des équipements informatiques et de télécommunication, en termes de données traitées par kWh, augmente de façon constante. Les équipements sont toujours plus performants et plus efficaces énergétiquement. L'étape d'utilisation pour les activités de maintenance se résume essentiellement en énergie consommée par les garages.

La fin de vie a très peu d'impact dans cette étude. La principale raison est la bonne qualité du système de gestion des déchets de Bell, avec un taux de recyclage global de près de 70%, dont 100% pour les équipements informatiques et de télécommunication. Le principe d'extension des frontières permet même d'obtenir des crédits environnementaux au système.

La bonne performance environnementale du projet s'explique par le fait que la mise en œuvre et l'utilisation de la technologie Télépod^{MC} engendre une contribution environnementale beaucoup plus faible que la phase d'utilisation des véhicules. Par exemple, pour l'utilisation de l'énergie, les 81,2 MWh consommés au total par les équipements de la technologie Télépod^{MC} durant la durée du projet (procédure « réaliste ») ne peuvent être comparés en termes d'impacts environnementaux aux

900 000 kg de carburant (essence et diesel) qu'elle aura permis d'économiser. Du point de vue des flux massiques, la conclusion est la même. Pour la majorité des catégories d'impact, la production des carburants, des véhicules et des pièces de rechange produit beaucoup plus d'impacts que la production des TéléPod^{MC} et des équipements nécessaires au fonctionnement du système dans le respect de l'unité fonctionnelle.

6.2 Discussion sur les résultats complémentaires de l'ACV du projet TéléPod^{MC}

L'objectif des résultats complémentaires est de fixer les limites de l'ACV du projet TéléPod^{MC}. Les analyses de sensibilité permettent de tester la robustesse des résultats par rapport aux hypothèses et aux choix des paramètres de l'étude. L'analyse d'incertitude est un outil utile pour mesurer l'intervalle de confiance des résultats par rapport à l'incertitude des données d'inventaire. Il est également discuté des autres types de limites qui sont reliées au champ de l'étude et à la qualité des données d'inventaire.

6.2.1 Analyse de sensibilité des résultats

Le principal obstacle pour conclure définitivement sur la performance environnementale du projet TéléPod^{MC} est que le potentiel de réduction réel du TéléPod^{MC} reste un inconnu qui doit subir une évaluation *ex post*. Cependant, l'étude de sensibilité sur le potentiel de réduction a permis d'établir des objectifs de performance pour chaque catégorie d'impact qui permettent d'interpréter les résultats malgré cet inconnu majeur. Le Tableau 5-2 présente ces objectifs de performance. Pour la majorité des catégories, le potentiel de réduction d'impacts a été jugé excellent, les objectifs de performance

semblent tout à fait raisonnables (performance inférieure à 6% pour la procédure « réaliste » sauf pour l'eutrophisation aquatique) et en phase avec les estimations des vendeurs et des utilisateurs de technologies de la télématique (voir Tableau 2-2).

Une autre limite importante est la variabilité induite par les hypothèses qui distinguent la procédure « réaliste » de celle « conservatrice ». Si la procédure « conservatrice » représente la pire situation qui pourrait se présenter, la procédure « réaliste » est possiblement une vision un peu trop optimiste de la technologie TéléPod^{MC}. La vérité se trouve probablement à mi-chemin entre les deux scénarios analysés dans cette étude.

La réduction du kilométrage a certainement un impact sur le taux de remplacement des véhicules (H1) et des pièces automobiles (H2). Cependant, des arguments de nature économique et circonstancielle doivent être pris en compte (voir sous section 3.4.2.5). Pour le calcul des réductions excédentaires et des impacts environnementaux, on peut juger acceptable l'inclusion de ces branches du cycle de vie dans le système de produit, mais aucun crédit ne devrait y être associé.

La durée de vie du TéléPod^{MC} (H3) est une inconnue très difficile à évaluer à ce stade du projet et l'imputation au système de gestion et de support du TéléPod^{MC} (H4) varie continuellement en fonction de l'ajout ou du retrait de TéléPod^{MC} sur le terrain. En contrepartie, il sera possible avec le temps d'identifier les valeurs qui devraient être utilisées pour quantifier ce projet GES.

Concernant les fuites du marché (H5), davantage de recherches sont nécessaires pour valider ce type d'hypothèse dans le contexte des projets d'efficacité énergétique dans le

domaine des transports. Dans le cas spécifique de ce projet, les résultats de l'ACV du TéléPod^{MC} démontrent que ce type de projet entraîne de nombreux bénéfices environnementaux collatéraux et très peu de transferts d'impacts. Ce sont donc des projets qui devraient être encouragés par les autorités des programmes GES. L'inclusion des fuites de marché serait un obstacle important à la rentabilité de ce type de projet. Par conséquent, à moins que les recherches démontrent clairement la réalité et l'intensité de ces fuites, il est recommandé d'exclure ce type de fuites de la procédure de quantification. Une solution serait d'identifier des mesures d'atténuation des fuites comme cela a déjà été proposé dans les projets de foresterie (Chomitz, 2002). Plus de recherches sont nécessaires dans le domaine de l'efficacité énergétique.

6.2.2 Analyse de l'incertitude des résultats

Les Figures 5-1 et 5-2 montrent les résultats de l'analyse d'incertitude pour les procédures « réalistes » et « conservatrice ». Elles offrent un éclairage intéressant sur les résultats déterministes du chapitre 4. Pour les 12 catégories d'impact, il est ainsi possible de déterminer la probabilité d'un transfert d'impacts par le projet TéléPod^{MC}. Cette probabilité est nulle pour 11 catégories avec la procédure « réaliste » et 9 catégories avec la procédure « conservatrice ». Pour la catégorie Eutrophisation aquatique (procédure « réaliste » seulement), il existe une probabilité de 0,69 d'observer un transfert d'impacts. Pour la catégorie Extraction des minerais (procédure « conservatrice » seulement), la probabilité de transfert monte à 0,97. Finalement, la probabilité d'enfreindre l'intégrité de la procédure de quantification de l'EPE et

l'ADEME pour la procédure « conservatrice » est de 0,46. Ces résultats offrent une nette avancée par rapport à toutes les autres méthodologies de quantifications des projets GES en offrant un résultat quantitatif avec une mesure d'incertitude utile pour évaluer la qualité des résultats.

Des améliorations pourraient cependant être apportées. Les capacités limitées du logiciel SimaPro à analyser les résultats sur l'incertitude ne permettent pas d'identifier l'origine exacte de cette incertitude. Pour certaines catégories d'impact, l'incertitude est très élevée. Cela ne peut pas s'expliquer uniquement par la variabilité des données d'inventaire. Puisque le résultat est une soustraction (c.-à-d., le résultat de l'ACV est la soustraction des émissions du scénario de base à celles du projet GES), il existe un risque, lorsque les émissions du projet sont proches des émissions du scénario de base, d'obtenir un effet multiplicatif sur l'incertitude du résultat. La Figure 6-1 donne un exemple fictif des conséquences de l'effet multiplicatif. Pour une incertitude de seulement $\pm 10\%$ sur la quantification des GES du scénario de base, l'incertitude sur le calcul de la réduction est multipliée par dix pour atteindre $\pm 100\%$. Avec les outils actuellement disponibles, il n'est pas possible de mesurer la contribution de l'effet multiplicatif sur les résultats de l'analyse d'incertitude.

Malgré tout, il semble évident que ce mécanisme explique en partie la réduction importante de l'incertitude pour les catégories Eutrophisation aquatique et Écotoxicité aquatique entre les deux procédures. L'exclusion des processus reliés au cycle de vie

des véhicules et de la maintenance dans la procédure « conservatrice » élimine la compensation des impacts du TéléPod^{MC}.

Cet effet multiplicatif explique également les contributions élevées que l'on observe pour les étapes du cycle de vie (section 4.4.1) et pour les flux élémentaires (section 4.4.2) sur les résultats des catégories Eutrophisation aquatique et Écotoxicité aquatique. Parce que des flux équivalents dans différentes étapes s'annulent, le score de ces catégories est très faible par rapport aux flux qui contribuent aux résultats.

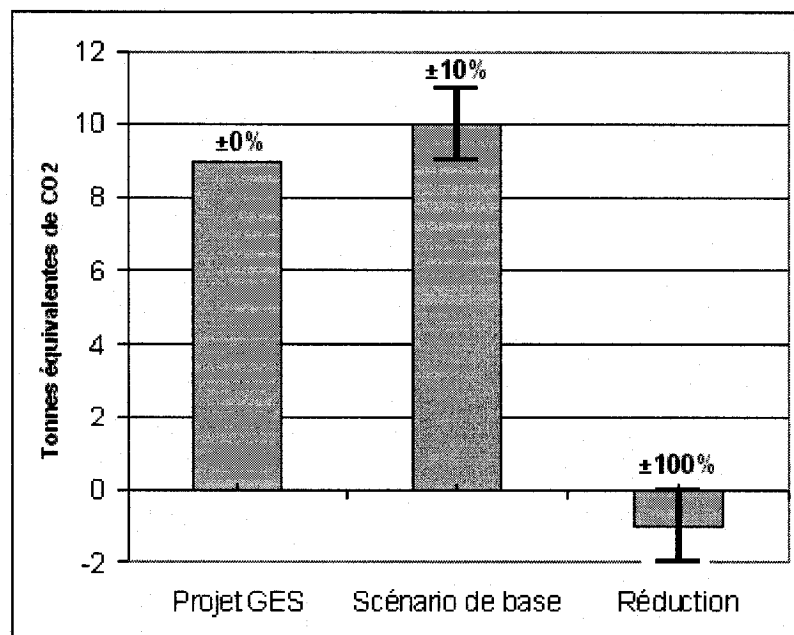


Figure 6-1 : Exemple fictif de l'effet multiplicatif de l'incertitude

6.2.3 Autres limites de l'étude

La présente étude a été expressément réalisée dans le contexte du parc de véhicules de Bell au Québec. Les caractéristiques du cycle de vie de la flotte à l'étude, le contexte de

l'implémentation et de l'utilisation de la technologie de la télématique sont spécifiques à Bell et toute extrapolation des résultats à d'autres cas est déconseillée.

La qualité de certaines données a réduit la robustesse des résultats. Au premier rang, les données sur la production de cartes électroniques présentent des résultats qui sont questionnables dans au moins deux catégories d'impact, soit l'Eutrophisation aquatique et l'Écotoxicité aquatique. De façon générale, l'ACV du projet TéléPod^{MC} était une tâche particulièrement complexe car elle demandait d'approfondir le cycle de vie de plusieurs produits et services dans différents domaines de l'économie : les transports, l'électronique et la télécommunication.

6.3 Discussion sur le cadre ACV-PGES

6.3.1 Pertinence du cadre ACV-PGES

Le cadre ACV-PGES retrouve les mêmes avantages qui ont déjà été observés dans la littérature. Il procure une méthode quantitative et systématique de définir les frontières de la quantification d'un projet GES (Ney et Schnoor, 2002). Il permet également de mesurer les impacts environnementaux potentiels sur l'ensemble du cycle de vie du projet GES (Garcia-Quijano et al., 2005). Ce sont les deux principaux avantages du cadre ACV-PGES par rapport à toutes les autres méthodologies de quantification et d'évaluation des projets GES qui ont été proposées jusqu'à maintenant dans la littérature. Il est à noter que les résultats présentés dans ce mémoire vont plus loin que toutes les autres études antérieures sur l'évaluation des projets GES, en présentant conjointement un profil environnemental sur 12 catégories d'impact et une analyse

d'incertitude sur chacune de ces catégories incluant celle du Réchauffement Global. Ces résultats répondent à un besoin de disposer d'une méthode plus robuste pour développer des procédures de quantification pour des projets GES toujours de plus en plus complexes du point de vue de leur cycle de vie. Ils permettent également aux parties prenantes des projets GES de gérer le risque lié à la perte de réputation en identifiant dès la conception du projet les impacts environnementaux sur l'ensemble de son cycle de vie.

Le cadre ACV-PGES est une application de l'ACV axée sur les conséquences. L'inclusion des processus du scénario de base et de ceux affectés par le projet impose ce choix. Actuellement un débat a lieu sur l'utilisation de l'ACV axée sur les conséquences pour l'évaluation environnementale de produits et services en général (Ekvall et Weidema, 2004). La littérature dans le domaine de la quantification des projets GES (Lazarus et al., 2001; Chomitz, 1998) souligne clairement que la prise en compte des processus affectés par le projet est essentielle pour la crédibilité des crédits de GES. Il est important de noter que la finalité de ces derniers est d'être revendus pour en tirer profit. La confiance dans l'intégrité de la quantification de ces crédits est essentielle à la réalisation de toutes transactions. En liant le domaine de la quantification des projets GES à celui de l'ACV, le cadre ACV-PGES offre l'opportunité de faire profiter à chacun des domaines l'expertise et les avantages de l'autre. Les avantages pour la quantification des projets GES sont présentés tout au long de ce mémoire. Pour sa part, l'ACV peut profiter des nombreux cas d'étude concrets de la prise en compte de

conséquences des projets sur l'établissement des frontières pour développer un consensus sur l'utilisation de l'ACV axée sur les conséquences.

6.3.2 Applicabilité du cadre ACV-PGES

Le cadre ACV-PGES a été développé de façon à être appliqué à des projets GES dans tous les domaines. Garcia-Quijano et al. (2005) ont déjà démontré que l'ACV peut être utilisée pour comparer des projets GES dans le domaine de la gestion des sols. En théorie, les résultats de cette étude pourraient être également comparés avec d'autres études qui utilisent le cadre ACV-PGES. Cette possibilité ouvre la voie à des applications, telle que la hiérarchisation des projets en termes de performance environnementale. Cela pourrait permettre de guider les choix politiques des programmes pour qu'ils favorisent les projets bénéfiques pour l'environnement au détriment de ceux qui sont néfastes.

Pour les promoteurs qui ont plusieurs options de projets devant eux, l'ACV peut être utilisée également comme un outil d'aide à la décision. Devant un éventail de projets qui offrent une quantité égale de crédits à des coûts comparables, il est souhaitable de choisir les projets qui maximisent les réductions de GES excédentaires et minimisent les impacts environnementaux.

Cependant, pour que les projets soient comparables entre eux, il doit exister une certaine cohérence par rapport à l'établissement des frontières et la provenance des données. De plus, la qualité et la validité des données d'inventaire doivent être également comparables. La problématique de la comparaison des résultats s'applique à

tous les ACV et n'exclut pas le cadre ACV-PGES. Adopter une approche transparente est certainement la meilleure façon de pallier à cette limitation. De plus, il est nécessaire de distinguer deux types de projets GES : ceux à grande échelle et ceux à petite échelle. L'application du cadre ACV-PGES ne peut pas être vue de la même façon selon le type de projet.

Pour les projets à grande échelle ($>15 \text{ kTCO}_2\text{e}$), la question du fardeau de l'ACV est moins préoccupante puisque le coût de l'ACV ne devrait pas représenter une part importante du budget total. Il est même probable que les avantages que procure l'ACV compensent amplement le coût de l'étude. Dans ce cas, l'approche proposée est de réaliser une ACV spécifique au projet, tel qu'illustré à la Figure 6-2. Le cadre ACV-PGES peut être employé pour choisir la nature du projet qui engendre le moins d'impact et le plus de réductions de GES. Il peut-être utilisé également comme un outil d'aide à la conception environnementale. Par la suite, le projet peut suivre son cours normal tel que décrit dans la norme ISO 14064.

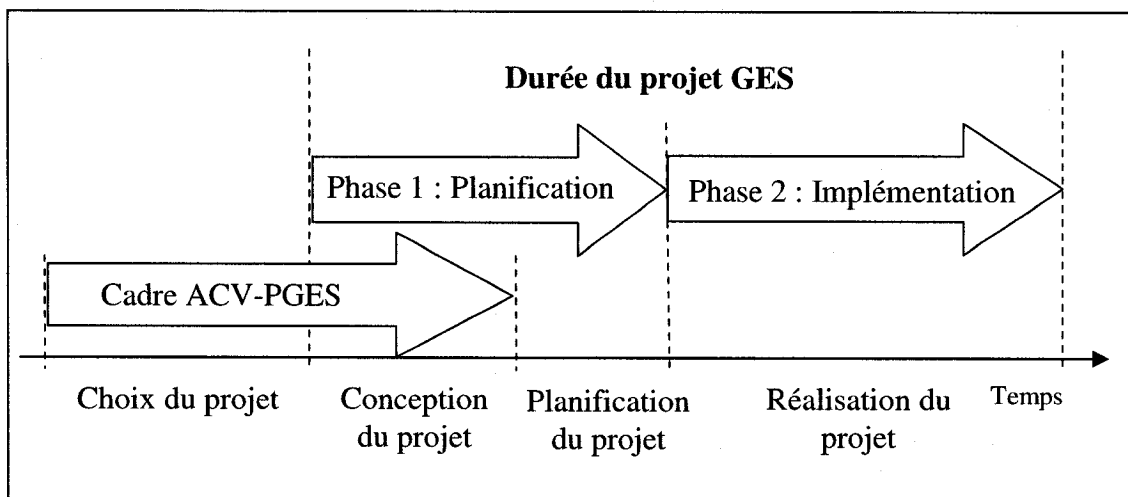


Figure 6-2 : Schématisation de l'application du cadre ACV-PGES dans le contexte des grands projets GES

En contrepartie, pour les projets à petite échelle (<15 kTCO₂e), les coûts d'une telle étude peuvent être effectivement prohibitifs. Dans ce cas, il est suggéré de réaliser des études génériques par type de projet qui permettent de développer des protocoles de quantification, des règles pour l'établissement des frontières et des scénarios de base, ainsi que des facteurs d'émissions (voir Figure 6-3). Les points chauds environnementaux pourront être identifiés et des recommandations générales pourront être émises. L'objectif est de diviser les coûts entre différents promoteurs. De plus, les décisions politiques des programmes de réduction des GES pourront se faire avec une meilleure compréhension des impacts environnementaux de projets GES.

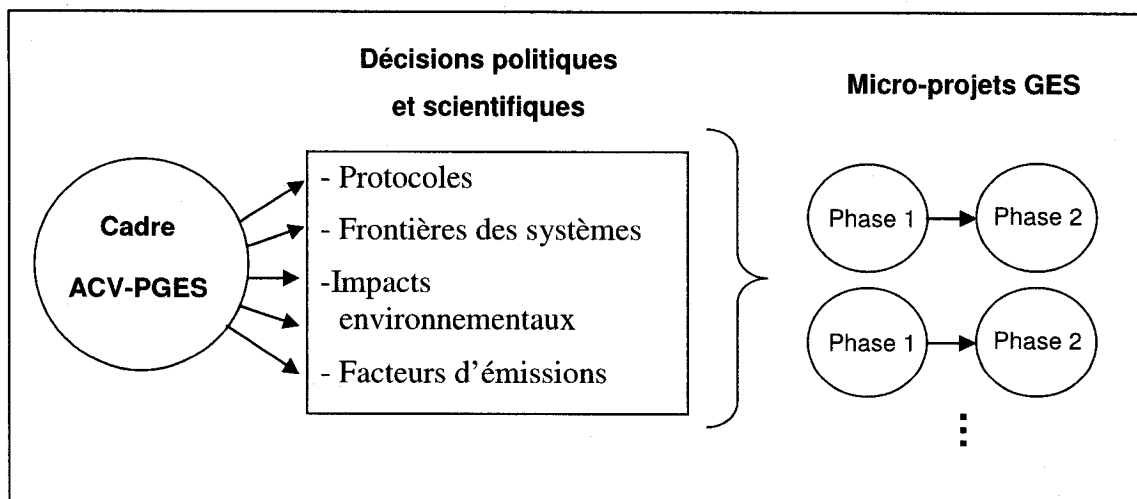


Figure 6-3: Schématisation de l'application du cadre ACV-PGES dans le contexte des micro-projets GES

Chapitre 7 Conclusions et recommandations

7.1 Conclusions

Il a été démontré que le protocole de quantification développé par l'EpE et l'ADEME est valide pour la quantification du projet TéléPod^{MC}. De plus, les résultats de l'évaluation de l'impact du cycle de vie montrent que le projet n'engendre pas de transfert d'impact pour au moins 7 des 12 catégories. Le cadre ACV-PGES a permis d'identifier les mesures à prendre pour éviter des transferts dans les trois autres catégories. Malgré une variabilité élevée liée aux hypothèses de modélisation et à l'incertitude sur les résultats, l'ACV du TéléPod^{MC} avec le cadre ACV-PGES fournit une quantité impressionnante d'informations supplémentaires qui permettent aux promoteurs d'acquérir une excellente compréhension des conséquences environnementales du projet et d'améliorer les bénéfices qu'il engendre. Le cadre possède toute la flexibilité nécessaire pour être appliqué à d'autres projets de réduction des GES. De plus, en étant compatible avec la norme ISO 14040, il peut faire l'objet d'une revue critique dans le but d'être divulgué au public dans une démarche de communication environnementale. Il est souhaité que l'utilisation du cadre ACV-PGES par les promoteurs permette d'accroître la performance environnementale générale des projets GES en identifiant les projets les plus souhaitables au détriment des plus dommageables.

7.2 Recommandations

7.2.1 Recommandations sur le projet TéléPod^{MC}

Les principales recommandations pour les responsables du projet TéléPod^{MC} sont de:

- Quantifier le projet GES avec un protocole inspiré de celui de l'EpE et l'ADEME;
- Maximiser la durée de vie du TéléPod^{MC};
- Choisir des fournisseurs de matériel électronique pour le TéléPod^{MC} qui répondent à des exigences élevées en matière de qualité environnementale;
- Exécuter une évaluation de la performance du TéléPod^{MC} à réduire le kilométrage et identifier les actions qui maximisent la performance du TéléPod^{MC}.

7.2.2 Recommandations méthodologiques

Tel qu'il a été mentionné dans la discussion, le cadre ACV-PGES peut servir d'outil d'aide à la décision pour les règles des programmes de réduction des GES. Parmi les questions qui ont été soulevées, on a répondu à deux d'entre elles dans la perspective des résultats de l'étude de cas du TéléPod^{MC}: Les fuites du marché des carburants devraient être exclues des procédures de quantification de ce projet d'efficacité énergétique dans le domaine des transports. Des obstacles ne devraient pas être placés dans la réalisation d'un projet qui entraîne de nombreux bénéfices environnementaux

collatéraux et très peu de transferts d'impacts, à moins que des études démontrent clairement la réalité et l'intensité de ces fuites.

- Le facteur d'émission pour le cycle de vie des carburants ne devrait pas être utilisé. Il devrait être conservé comme garantie contre d'éventuelles fuites imprévues.

Références

- AERES. (2007). Association des entreprises pour la réduction de l'effet de serre. Consulté le 24 novembre, 2007, tiré de <http://www.aeres-asso.org/>
- Aukland, L., Costa, P. M. et Brown, S. (2003). A conceptual framework and its application for addressing leakage: the case of avoided deforestation. *Climate Policy*, 3(2), 123-136.
- Bare, J. C., Norris, G. A., Pennington, D. W. et McKone, T. (2002). TRACI: The Tool for the Reduction and Assessment of Other Environmental Impacts. *Journal of Industrial Ecology*, 6(3&4), 49-78.
- Bélangier, É. (2004). *Émissions atmosphériques attribuables au transport routier pour une entreprise de service canadienne* (M.Sc.A., École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada), Master's Theses Abstract International (UMI No. AAT MQ91933). Consulté le 21 mai 2007, tiré de Proquest Dissertations and Theses.
- Bell Canada. (2005). *Gestion de parc de véhicules de Bell Canada: solutions télématique* (SAP 62003). Montréal: Bell Canada.
- Bell Canada. (2007). Carte couverture - Québec. Bell Canada. Consulté le 18 Août, 2007, tiré de http://www.bell.ca/web/wireless/fr/all_regions/pdfs/cvg_maps/Quebec.pdf

- Bizec, R.-F. (2006). *Gaz à effet de serre et changement climatique - quantification et instruments de lutte contre les émissions* (1^{er} ed.). Paris: AFNOR.
- Capoor, K. et Ambrosi, P. (2006). *State and trends of the carbon market 2006*. Washington D.C.: The World Bank.
- Castro, M. B. G., Remmerswaal, J. A. M. et Reuter, M. A. (2003). Life Cycle Impact Assessment of the Average Passenger Vehicle in the Netherlands. *International Journal of LCA*, 8(5), 297-304.
- Chomitz, K. M. (1998). *Baselines for Greenhouse Gas Reductions: Problems, Precedents, Solutions*. Washington, DC: The World bank.
- Chomitz, K. M. (2002). Baseline, leakage and measurement issues: how do forestry and energy projects compare? *Climate Policy*, 2(1), 35-49.
- CODDE. (2007). EIME outil d'Ecoconception. Conception Developpement Durable Environnement. Consulté le 17 juillet, 2007, tiré de <http://www.codde.fr/fr/EIMEOutilEcoconception.html>
- Cooper, J. S. (2003). Specifying Functional Units and Reference Flows for Comparable Alternatives. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(6), 337-349.
- Dahl, C. et Duggan, T. E. (1996). U.S. energy product supply elasticities: A survey and application to the U.S. oil market. *Resource and Energy Economics*, 18(3), 243-263.

- Davis, D. L., Krupnick, A. et Thurston, G. (2000). *The Ancillary Health Benefits and Costs of GHG Mitigation: Scope, Scale, and Credibility*. Présenté lors du Ancillary Benefits and Costs of Greenhouse Gas Mitigation, Paris.
- Discrete wireless. (2007). ROI calculator. Discrete wireless. Consulté le 17 juillet, 2007, tiré de
http://www.discretewireless.com/products/roi-calculator/ROI_Calculator.htm
- Ekvall, T. (2000). A market-based approach to allocation at open-loop recycling. *Resources, Conservation and Recycling*, 29(1-2), 91-109.
- Ekvall, T. et Weidema, B. P. (2004). System Boundaries and Input Data in Consequential Life Cycle Inventory Analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(3), 161-171.
- Environnement Canada. (2004). *Inventaire canadien des gaz à effet de serre 1990-2002*. Gatineau: Environnement Canada.
- Environnement Canada. (2007). *Plan sur les changements climatiques pour la Loi de mise en oeuvre du Protocole de Kyoto – 2007*. Ottawa: Environnement Canada.
- EpE et ADEME. (2005). *Module de quantification des émissions de gaz à effet de serre des transports de personnes et de marchandises engendrés par les activités des entreprises et des organismes*. Nanterre: Entreprises pour l'environnement et Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie.

- Facanha, C. et Horvath, A. (2006). Environmental Assessment of Freight Transportation in the U.S. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(4), 229-239.
- Faist Emmenegger, M., Frischknecht, R., Stutz, M., Guggisberg, M., Witschi, R. et Otto, T. (2004). Life Cycle Assessment of the Mobile Communication System UMTS: Towards Eco-efficient Systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Online First, 12. Consulté le 13 juin 2006 tiré de <http://dx.doi.org/10.1065/lca2004.12.193>.
- Finances Québec. (2005). Hausse du prix des hydrocarbures: Impact sur les équilibres financiers du Québec. *Études économiques, fiscales et budgétaires*, 1(2), 6.
- Foy, D. (2002). *Automotive Telematics: The One-Stop Guide to In-Vehicle Telematics and Infotainment Technology and Applications*. (1^{er} ed.). Cheshire: Red Hat.
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Doka, G., Dones, R., Heck, T., et al. (2004). *ecoinvent report No. 1: Overview and Methodology*. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Garcia-Quijano, J. F., Deckmyn, G., Moons, E., Proost, S., Ceulemans, R. et Muys, B. (2005). An integrated decision support framework for the prediction and evaluation of efficiency, environmental impact and total social cost of domestic and international forestry projects for greenhouse gas mitigation: description and case studies. *Forest Ecology and Management*, 207(1-2), 245-262.

- Geres, R. et Michaelowa, A. (2002). A qualitative method to consider leakage effects from CDM and JI projects. *Energy Policy*, 30(6), 461-463.
- GIEC. (2000). *Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques et de gestion des incertitudes pour les inventaires nationaux*. Paris: Programme des inventaires nationaux des gaz à effet de serre du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat.
- Goedkoop, M. et Spriensma, R. (2000). *The Eco-indicator 99 A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment: Methodology Report*. Amersfoort, Pays-Bas: PRé Consultants B.V.
- Grütter Consulting. (2000). *Determination of Baselines under the CDM: Development of a Definition Including Cleaner Production Potentials and the Additionality Issue*. Grütter Consulting.
- Gustavsson, L., Karjalainen, T., Marland, G., Savolainen, I., Schlamadinger, B. et Apps, M. (2000). Project-based greenhouse-gas accounting: guiding principles with a focus on baselines and additionality. *Energy Policy*, 28(13), 935-946.
- Hammerschlag, R. et Barbour, W. (2003). *Life-Cycle Assessment and Indirect Emission Reductions: Issues Associated with Ownership and Trading*. Institute for Life cycle Energy Analysis, Environmental Resources Trust.

- Hauschild, M. Z., Potting, J., Hertel, O., Schöpp, W. et Bastrup-Birk, A. (2006). Spatial Differentiation in the Characterisation of Photochemical Ozone Formation: The EDIP2003 Methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(1 Special), 72-80.
- Herrmann, C., Warburg, N. et Eyerer, P. (2001). *Results of Life Cycle Assessments of Electronic Car Appliances Using Flexible Models for Products and Components*. Présenté lors du 2001 Automotive & transportation Technology (ATT) Congress & Exhibition, Barcelona.
- Huijbregts, M. A. J., Norris, G. A., Bretz, R., Citroth, A., Maurice, B., Bahr, B. v., et al. (2001). Framework for Modelling Data Uncertainty in Life Cycle Inventories. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 6(3), 127-132.
- IMDS. (2007). International Material Data System. EDS. Consulté le 12 février, 2007, tiré de <http://www.mdsystem.de>
- IPCC. (1996). *Climate Change 1995: The Science of Climate Change*. Cambridge: Intergovernmental Panel on Climate Change.
- ISO 14040. (2006). *Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework*. International Organization for Standardization, ISO 14040:2006(E).
- ISO 14044. (2006). *Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines*. International Organization for Standardization, ISO 14044:2006(E).

ISO 14064-2. (2006). *Greenhouse gases -Part 2: Specification with guidance at the projet level for the quantification, monitoring and reporting of greenhouse gas emission reductions or removal ehancements*. International Organization for Standardization, ISO 14064-2:2006(E).

ISO 14064-3. (2006). *Greenhouse gases -Part 3: Specification with guidance for the validation and verification of greenhouse gas assertions*. International Organization for Standardization, ISO 14064-3:2006(E).

Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., et al. (2003). IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(6), 324-330.

Jolliet, O., Saadé, M. et Crettaz, P. (2005). *Analyse du cycle de vie - Comprendre et réaliser un écobilan*. Lausanne: Presses Polytechniques et universitaires Romandes.

Labouze, E., Khalifa, K., Rousseaux, P. et Grosjean, G. (1996). *ACV, outil d'aide à la décision industrielle? Analyse critique de l'existant, recommandations méthodologiques, propositions d'axes de recherche (95-705/Bis)*. Villeurbanne, France: LAEPSI (INSA de Lyon) - Bio-intelligence service.

Laurikka, H. (2002). Absolute or relative baselines for JI/CDM projects in the energy sector? *Climate Policy*, 2(1), 19-33.

- Lazarus, M., Kartha, S. et Bernow, S. (2001). *Project baselines and boundaries for project-based GHG emission reduction trading: a report to the greenhouse gas emission trading pilot program*. Boston: Tellus Institute.
- Léonardi, J. et Baumgartner, M. (2004). CO2 efficiency in road freight transportation: Status quo, measures and potential. *Transportation Research Part D*, 9, 451-464.
- Maurice, B., Frischknecht, R., Coelho-Schwartz et Hungerbühler, K. (2000). Uncertainty analysis in life cycle inventory. Application to the production of electricity with French coal power plants. *Journal of Cleaner Production*, 8, 95-108.
- MDDEP. (2006). *Plan d'action 2006 - 2012 -Le Québec et les changements climatiques, un défi pour l'avenir*. Québec: ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs.
- Meyer, E. et Ahmed, I. (2003). *Benefit-Cost Assessment of Automatic Vehicle Location (AVL) in Highway Maintenance*. Présenté lors du Mid-Continent Transportation Research Symposium, Ames, Iowa.
- Microsoft. (2004). Microsoft MapPoint North America [Logiciel]. Redmond, WA: Microsoft.
- Ney, R. A. et Schnoor, J. L. (2002). Incremental life cycle analysis: using uncertainty analysis to frame greenhouse gas balances from bioenergy systems for emission trading. *Biomass and Bioenergy*, 22(4), 257-269.

Nijkamp, P., Pepping, G. et Banister, D. (1996). *Telematics and Transport Behaviour*.

Berlin: Springer et Heidelberg GmbH & Co. K.

NRCAN. (2007). Welcome to FleetSmart. Natural Ressource Canada. Consulté le 18

août, 2007, tiré de

<http://oee.nrcan.gc.ca/transportation/fleetsmart.cfm>

Partnership for climate action. (2007). Partnership for climate action releases report on

corporate greenhouse gas management programs. Environmental Defense.

Consulté le 24 novembre, 2007, tiré de

<http://www.environmentaldefense.org/pressrelease.cfm?contentID=1886>

Recyc-Québec. (2007). *Bilan 2006 de la gestion des matières résiduelles au Québec*.

Québec: Recyc-Québec.

Rothmann, D. S. (2000). *Estimating Ancillary Impacts, Benefits, and Costs on*

Ecosystems from Proposed GHG Mitigation Policies. Présenté lors du Ancillary

Benefits and Costs of Greenhouse Gas Mitigation, Paris.

Rubin, J. et Tal, B. (2007). *Does Energy Efficiency Save Energy?* Toronto: CIBC World

Markets Inc.

Salomone, R., Mondello, F., Lanuzza, F. et Micali, G. (2005). An Eco-balance of a

Recycling Plant for Spent Lead-Acid Batteries. *Environmental Management*,

35(2), 206-219.

- Schweimer, G., W. et Schuckert, M. (1996). *Life cycle inventory of a Golf*. Wolfsburg, Allemagne: Volkswagen AG et University of Stuttgart.
- Seafuture. (2005). Netpas Distance (Version 1.2.3). Seoul: Seafuture.
- Spielmann, M. et Scholz, R. W. (2005). Life cycle inventories of transport services. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 10(1), 85-94.
- Sutter, C. (2003). *Sustainability check-up for CDM projects*. Berlin: Wissenschaftlicher Verlag.
- TEAM. (2007). Technology Early Action Measures. Consulté le 24 novembre, 2007, tiré de <http://www.team.gc.ca/english/>
- The Economist. (2007). Cleaning up -A special report on business and climate change. *The Economist*, 383, 94.
- Tillman, A.-M., Ekvall, T., Baumann, H. et Rydberg, T. (1993). Choice of system boundaries in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 2(1), 21-29.
- Toffoletto, L., Bulle, C., Godin, J., Reid, C. et Deschênes, L. (2007). LUCAS - A New LCIA Method Used for a Canadian-Specific Context. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(2), 93-102.
- Tschudi, W., Xu, T., Sartor, D., Koomey, J., Nordman, B. et Sezgen, O. (2004). *Energy efficient data centers* (54163). Berkeley: Environmental Energy Technologies Division, Lawrence Berkeley National Laboratory.

UNFCCC. (2002). *Report of the Conference of the Parties on its Seventh Session, Held at Marrakesh from 29 October to 10 November 2001* (FCCC/CP/2001/13/Add.2). Genève: United Nations Framework Convention on Climate Change.

UNFCCC. (2005). *Protocole de Kyoto à la convention cadre des Nations Unies sur les changements climatiques*. New York: United Nations Framework Convention on Climate Change.

UNFCCC. (2007). Baseline and monitoring methodologies. United Nations Framework Convention on Climate Change. Consulté le 20 février, 2007, tiré de <http://cdm.unfccc.int/methodologies/index.html>

UNFCCC. (2007). Executive Board (EB). United Nations Framework Convention on Climate Change. Consulté le 20 février, 2007, tiré de <http://cdm.unfccc.int/methodologies/index.html>

US EPA. (2003). *User's Guide to MOBILE6.1 and MOBILE6.2 -Mobile Source Emission Factor Model* (EPA420-R-03-010). Ann Arbor, MI: United States Environmental Protection Agency.

US EPA. (2004). *Documentation for the Onroad national inventory emissions for base years 1970-2002*. Springfield, VA: United States Environmental Protection Agency.

Verilocation. (2007). Vehicle Telematics and Performance. Verilocation. Consulté le 17 juillet, 2007, tiré de <http://www.verilocation.com/vehicle/Default.aspx>

WRI et WBCSD. (2005). *Greenhouse Gas Protocol: The GHG Protocol for Project Accounting*. Washington, DC: World Ressources Institute et World Business Council for Sustainable Development.

Zou, C., Wang, S., Duan, M. et Chen, C. (2005). Project Boundary Setting and Leakage Treatment in CDM Project. *Tsinghua Science & Technology*, 10(2), 209-215.

Annexes

Les annexes de ce mémoire sont présentées sur un disque compact comportant 7 fichiers dont 1 fichier Word, 5 fichiers Excel et 1 fichier PowerPoint.

Tableau A : Noms et description des fichiers annexés sur le disque compact.

Noms des fichiers	Descriptions
Annexe A_Schéma détaillé des systèmes de produit.ppt	Schématisation complète et détaillée des processus de l'ACV du projet Télépod ^{MC} .
Annexe B_Description des systèmes à l'étude.xls	Présente les entrées complètes du logiciel SimaPro du système de produit du projet TéléPod ^{MC} .
Annexe C_Description des hypothèses de l'étude.xls	Contient dans le même format que l'annexe B l'ensemble des hypothèses et des sources de données pour l'ACV du projet TéléPod ^{MC} .
Annexe D_Échantillon du parc à l'étude.xls	Description détaillée du parc à l'étude (1300 véhicules) et le sous-échantillon utilisé pour quantifier l'intensité des activités de la maintenance.
Annexe E_Inventaire du cycle de vie du projet TéléPod.xls	Présente l'inventaire complet du projet TéléPod ^{MC} .
Annexe F_EICV du projet TéléPod.xls	Présente les résultats complets de l'EICV du projet TéléPod ^{MC} .
Annexe G_Nomenclature de MOBILE 6-2.doc	Présente la nomenclature de MOBILE 6.2 qui a été utilisée dans cette recherche.